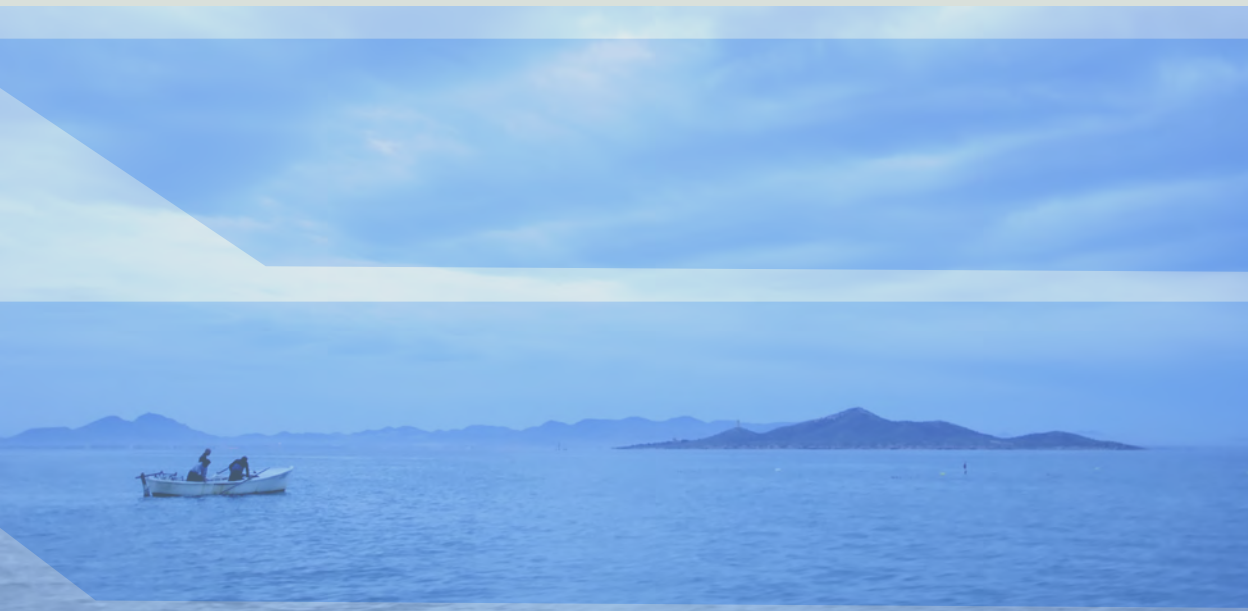


Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado



Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado

Víctor M. León y Jose M^a Bellido (Eds)

Instituto Español de Oceanografía
MINISTERIO DE ECONOMÍA Y COMPETITIVIDAD

Mar Menor: una laguna
singular y sensible.
Evaluación científica
de su estado

Víctor M. León y Jose M^a Bellido (Eds)

Como citar:

Monografía

Leon, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 2016. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.

Capítulo de monografía

Farinós, P., F. Robledano, M^º F. Carreño. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 2016. Temas de Oceanografía, 9. pp 213-240.

Fotografías de Portada, páginas 8, 31 y 253: José Luis Villaescusa (c) <http://www.jvilllaescusa.com/>

Poema Pacto de Carmen Conde, reproducido con el permiso del Patronato Conde-Oliver, propietario de los derechos de autor.

Edita: Instituto Español de Oceanografía
Ministerio de Economía y Competitividad

Copyright: Instituto Español de Oceanografía
Corazón de María, 28. 28020 Madrid
Telf.: 915 974 443 / Fax: 915 947 770
E-mail: ieo@md.ieo.es
<http://www.ieo.es>

NIPO: 727-16-002-8

ISBN: 978-84-95877-55-0

Depósito legal: M-39377-2016

Realización, impresión y encuadernación: DiScript Preimpresión, S.L.

Coordinación Editorial

Victor M. León
Jose M^a Bellido

Autores

Victor M. León
Jose M.^a Bellido
Ángel Pérez-Ruzafa
Concepción Marcos
Francisco J. Oliva Paterna
Ana Ruiz Navarro
Mar Torralva Forero.
Miguel Ángel Esteve Selma
Julia Martínez Martínez
Carl Fitz
Francisco Robledano
Jose Miguel Martínez Paz
M. Francisca Carreño
Noelia Guaita
Javier Martínez López
Jesús Miñano
Elena Barcala
Cristina Mena
Miguel Vivas
Juan Diego López Giraldo
Ignacio Franco
Francisca Giménez Casalduero
Alfonso A. Ramos Espla
Andrés Izquierdo Muñoz
Francisco Gomariz Castillo

Francisco J. Martínez Hernández
Francisco González-Carrión
Pablo Farinós
Alicia García Alcázar
Emilia Abellán Martínez
Victor Díaz-del-Río Español
José Luis García-Aróstegui
Joaquín Jiménez-Martínez
Paul Baudron
Johannes Hunink
Sergio Contreras
Lucila Candela
José Álvarez-Rogel
María Nazaret González-Alcaraz
Héctor Miguel Conesa Alcaraz
María del Carmen Tercero Gómez
Isabel Párraga-Aguado
Antonio María-Cervantes
Francisco José Jiménez-Cárceles
Ana Muñoz-Vera
Gregorio García
Rubén Moreno-González
Juan Antonio Campillo González
Marina Albentosa Verdú

Pacto

Pactemos, mi mar.

Corrobórame íntegro el pacto.

Cuando me vaya a la selva de casas
y de acuciantes urgencias anónimas,
has de acudir, tal y como te veo,
apenas mi corazón desmaye,
levantándome ante mí, arcangélico azul inmenso,
bañándome el duro mundo de mi contorno humano.

Y por las noches de ti, apenas callen
sus extensos rumores pinar y viento,
has de evocarme tú, has de escucharme,
diciéndote:
¡quisiera yo ser eterna, sólo por verte!

Carmen Conde, en "Poemas del Mar Menor" (Verano de 1959. Lo Pagán, Mar Menor.)

Índice

Pacto	8
Prólogo	15
Capítulo 0. El Mar Menor: un espacio de interés socioeconómico y ambiental	17
0.1. El Mar Menor como escenario histórico, social y cultural.....	19
0.2. Singularidad e importancia ambiental del Mar Menor.....	22
0.3. Jornadas Científicas del Mar Menor, diciembre 2014.....	23
0.4. Bibliografía.....	27
BLOQUE 1. BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DEL MAR MENOR	29
Capítulo 1. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras	31
1.1. El Mar Menor, una de las lagunas costeras mejor estudiadas	33
1.2. La importancia de las lagunas costeras	34
1.3. Asunciones tradicionales sobre las lagunas costeras	35
1.4. ¿Son realmente simples y homogéneas las comunidades lagunares?.....	36
1.5. ¿Hay un único factor que explique la variabilidad intra e interlagunar?	37
1.6. ¿Están las lagunas costeras controladas de abajo-arriba y son más sensibles a la eutrofización?.....	41
1.7. ¿Están dominadas las lagunas costeras por especies estrategas de la <i>r</i> , mientras que los recursos lagunares son explotados temporalmente por migradores marinos con estrategias de la <i>K</i> ?.....	45
1.8. Búsqueda de indicadores de calidad ambiental y del estado ecológico en las lagunas costeras	47
1.9. Principales conclusiones y retos futuros.....	50
1.10. Bibliografía.....	50
Capítulo 2. Las comunidades de peces de las zonas someras del Mar Menor y humedales adyacentes: más de 10 años de estudios	59
2.1. Importancia de los peces en zonas someras del Mar Menor	62
2.2. Las zonas someras de la laguna.....	63
2.3. Composición y estructura de la comunidad de peces de pequeña talla.....	66
2.4. Biología poblacional y ecología de taxones representativos o de importancia pesquera....	71
2.5. Biología aplicada a la conservación de especies amenazadas: el caso de <i>Aphanius iberus</i>	73
2.6. Conclusiones y retos de futuro	74

2.7. Agradecimientos.....	75
2.8. Bibliografía.....	76

Capítulo 3. Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar	79
3.1. Cambios de uso e implicaciones ambientales en la cuenca del Mar Menor.....	81
3.2. Modelización de la dinámica hidrológica de la cuenca del Mar Menor.....	84
3.2.1. El modelo ELM: aplicación a la cuenca del Mar Menor.....	84
3.2.2. El modelo integrado de la cuenca del Mar Menor.....	88
3.3. Efectos de la entrada de agua y nutrientes sobre la laguna del Mar Menor.....	94
3.4. Efectos sobre la funcionalidad y los valores naturales de los humedales del Mar Menor.....	95
3.4.1. Evolución de la vegetación en el humedal de Marina de Carmolí y su relación con la dinámica hídrica y de nutrientes de la cuenca.....	95
3.4.2. Valoración de los cambios desde el punto de vista de la Directiva Hábitat.....	98
3.4.3. Cambios en la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí.....	99
3.4.4. Cambios en la comunidad de coleópteros errantes del humedal de Marina del Carmolí.....	102
3.5. El papel de los humedales del Mar Menor en la retención de nutrientes.....	104
3.5.1. Medidas para reducir la entrada de nutrientes a la laguna.....	104
3.5.2. Análisis Coste-Efectividad.....	107
3.5.3. Valoración económica de servicios ecosistémicos: la retención de nutrientes en los humedales del Mar Menor.....	107
3.6. Principales conclusiones y retos futuros.....	108
3.7. Bibliografía.....	110

Capítulo 4. El caballito de mar en el Mar Menor: valoración de algunos riesgos para su supervivencia	113
4.1. Las poblaciones de caballitos de mar en la laguna: localización y características.....	116
4.2. Material y métodos.....	117
4.2.1. Estrategia de muestreo y seguimiento poblacional.....	118
4.2.2. Caracterización de la población: estructura y crecimiento.....	119
4.2.3. Período de reproducción en la laguna.....	122
4.2.4. Fidelidad espacial y temporal al territorio: Amplitud y patrones de movimiento.....	122
4.3. Principales resultados de este estudio.....	122
4.3.1. Estructura de la población: talla y proporción de sexos.....	122
4.3.2. Crecimiento.....	125
4.3.3. Período de reproducción.....	125
4.3.4. Fidelidad espacial y temporal y amplitud del territorio.....	126
4.4. Principales conclusiones y retos futuros.....	129
4.5. Agradecimientos.....	130
4.6. Bibliografía.....	130

Capítulo 5. 20 años de seguimiento e investigación sobre las poblaciones de medusas en el Mar Menor	133
5.1. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de <i>Cotylorhiza tuberculata</i> mediante experimentos en acuarios.....	135
5.1.1. Introducción y antecedentes históricos.....	135
5.2. El ciclo biológico de las medusas.....	135
5.3. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de <i>Cotylorhiza tuberculata</i> mediante experimentos en acuarios.....	138
5.3.1. Proliferaciones de medusas en el Mar Menor: retos previos y objetivos de estudio ...	139
5.3.2. Metodología común a todos los experimentos.....	141
5.3.3. Selección del tipo de sustrato e influencia de la luz para la especie <i>Cotylorhiza tuberculata</i> (Experimento 1).....	142
5.3.4. Estrategias de selección del tipo de sustrato (experimento 2).....	145
5.3.5. Importancia de la inclinación del sustrato, capacidad de desplazamiento y selección de la zona de fijación de las plánulas para la especie <i>Cotylorhiza tuberculata</i> (experimento 3).....	147
5.3.6. Efecto de la salinidad y temperatura en la fijación de las plánulas para la especie <i>Cotylorhiza tuberculata</i> (experimento 4).....	150
5.3.7. Principales conclusiones y retos futuros.....	152
5.4. Agradecimientos.....	154
5.5. Bibliografía.....	154
Capítulo 6. Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor	157
6.1. Las especies alóctonas en el Mediterráneo.....	160
6.2. Condiciones favorables para la invasión.....	160
6.3. Las especies alóctonas y el Mar Menor.....	162
6.3.1. Esponjas (<i>familia Porifera</i>).....	165
6.3.2. Anélidos (<i>familia Annelida Polychaeta</i>).....	165
6.3.3. Moluscos gasterópodos (<i>Mollusca Gastropoda</i>).....	168
6.3.4. Moluscos bivalvos (<i>Mollusca bivalvia</i>).....	170
6.3.5. Crustáceos (<i>Crustacea</i>).....	173
6.4. Principales conclusiones y retos futuros.....	174
6.5. Bibliografía.....	175
Capítulo 7. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas	179
7.1. Aves acuáticas y humedales mediterráneos.....	182
7.1.1. Los humedales.....	182
7.1.2. Las aves acuáticas.....	182
7.1.3. Caso de estudio: la laguna costera del Mar Menor.....	183
7.2. Estudios ornitológicos en la laguna costera del Mar Menor (SE, España).....	184
7.2.1. Determinantes de los cambios en la invernada de las aves acuáticas en una laguna costera Mediterránea afectada por la eutrofización.....	184
7.2.2. Estructura y distribución de la comunidad de aves acuáticas en la laguna costera del Mar Menor (SE España) y su relación con gradientes ambientales.....	186

7.2.3. Lagunas como hábitat de aves acuáticas: respuesta de la comunidad al impacto humano y la gestión a lo largo de escalas espaciales y temporales	187
7.2.4. Compromiso entre conservación de la biodiversidad y la eliminación de nutrientes en humedales de cuencas áridas con agricultura intensiva: el caso del Mar Menor.....	191
7.2.5. Efectos antrópicos sobre el paisaje y hábitat y su influencia sobre la comunidad litoral de las aves acuáticas en el Mar Menor.....	193
7.2.6. Efectos de los cambios de cobertura y del paisaje en la cuenca del mar menor y la influencia sobre la comunidad de las aves acuáticas de la laguna.....	194
7.2.7. Patrones de alimentación e interacción con la pesca tradicional del cormorán grande a lo largo de un gradiente Mediterráneo continental-marino.....	197
7.3. Principales conclusiones y retos futuros	199
7.4. Agradecimientos.....	199
7.5. Bibliografía	199
Capítulo 8. La acuicultura en el centro costero del Mar Menor. Perspectiva histórica	203
8.1. Introducción a la acuicultura.....	205
8.2. Acuicultura en el Mar Menor.....	205
8.3. Bibliografía.....	212
BLOQUE 2. HIDROGEOLOGÍA E IMPACTO DE ACTIVIDADES HUMANAS.....	215
Capítulo 9. Aproximación geocientífica al Mar Menor: del margen continental al dominio litoral.....	217
9.1. El Mar Menor: las cuatro claves de su formación	219
9.2. La Manga del Mar Menor: fragilidad y persistencia de una barrera de cierre.....	221
9.3. El fondo del Mar Menor: un inmenso tapiz de fango y arena	224
9.4. ¿Qué futuro le espera al Mar Menor?.....	225
9.5. ¿Podremos paliar los efectos antropogénicos?.....	227
9.6. Agradecimientos.....	228
9.7. Bibliografía	229
Capítulo 10. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor.....	231
10.1. Introducción	233
10.2. Área de estudio	234
10.3. Marco hidrogeológico	236
10.4. Impactos sobre los flujos y calidad de las aguas subterráneas.....	238
10.4.1. Balance hídrico.....	238
10.4.2. Hidroquímica, contaminación por nitratos e impactos en el Mar Menor.....	239
10.4.3. Contaminación cruzada entre acuíferos.....	241
10.4.4. Impactos de la minería	242
10.5. Consideraciones sobre la mitigación de impactos.....	243
10.6. Conclusiones	246
10.7. Agradecimientos.....	246
10.8. Bibliografía	247

Capítulo 11. Eutrofización y contaminación por residuos mineros en humedales del Mar Menor: comprendiendo los procesos biogeoquímicos para plantear posibles actuaciones de manejo	251
11.1. Introducción y antecedentes.....	254
11.2. Breve descripción de los humedales objeto de estudio.....	254
11.2.1. La Marina del Carmolí.....	255
11.2.2. El saladar de Lo Poyo.....	256
11.3. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en el papel de los humedales frente a la eutrofización.....	257
11.3.1. Una breve síntesis de los ciclos del N y el P.....	258
11.3.2. Resultados experimentales.....	259
11.4. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en la dinámica de metales en humedales y medidas de fitomanejo.....	264
11.5. Principales conclusiones y retos futuros.....	267
11.6. Agradecimientos.....	268
11.7. Bibliografía.....	269
Capítulo 12. Influencia de los residuos mineros de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión en la evolución de los sedimentos de la laguna costera Mar Menor	271
12.1. Introducción.....	273
12.2. Material y métodos.....	274
12.2.1. Área de estudio.....	274
12.2.2. Muestreo de sedimentos.....	275
12.2.3. Caracterización del tamaño de partícula.....	275
12.2.4. Mineralogía de los sedimentos.....	276
12.2.5. Geoquímica de los sedimentos.....	276
12.2.6. Materia orgánica.....	276
12.3. Resultados y discusión.....	277
12.3.1. Variación temporal del tamaño de partícula.....	279
12.3.2. Evolución de la mineralogía de los sedimentos.....	280
12.3.3. Evolución de la geoquímica de los sedimentos.....	283
12.3.4. Variación histórica de la materia orgánica.....	285
12.4. Conclusiones.....	287
12.5. Agradecimientos.....	288
12.6. Bibliografía.....	289
Capítulo 13. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor	291
13.1. La contaminación en sistemas costeros: particularidades del Mar Menor.....	294
13.2. Distribución espacial y estacional de contaminantes orgánicos en aire.....	296
13.3. Entrada de contaminantes orgánicos a través de la Rambla del Albuñón.....	298
13.4. Distribución estacional de PAHs, Plaguicidas y PCBs en la laguna.....	304
13.5. Distribución estacional de fármacos y tensioactivos en el Mar Menor.....	310
13.6. Principales conclusiones y retos futuros.....	310
13.7. Agradecimientos.....	312
13.8. Bibliografía.....	312

Capítulo 14. Bioacumulación de contaminantes orgánicos en moluscos y peces del Mar Menor y sus efectos biológicos	315
14.1. Bioacumulación y efectos biológicos de contaminantes orgánicos en organismos marinos	318
14.2. Bioacumulación de PAHs y contaminantes organoclorados en bivalvos del Mar Menor	321
14.2.1. Distribución espacial de PAHs, POCs y PCBs en bivalvos	321
14.2.2. Variación estacional de PAHs, POCs y PCBs en bivalvos	327
14.3. Bioacumulación de fármacos en moluscos y peces de la laguna	328
14.4. Efectos biológicos de los vertidos urbanos y de la agricultura sobre los organismos de la laguna	329
14.4.1. Exposición a contaminantes orgánicos de la almejas fondeadas	330
14.4.2. Respuesta metabólica	332
14.4.3. Respuestas bioquímicas	333
14.4.4. Respuestas fisiológicas	335
14.5. Conclusiones y recomendaciones	335
14.6. Bibliografía	337
Epílogo. Conocer, cuidar y conservar nuestro mar, tarea de todos	341

Prólogo

El Mar Menor es un espacio de enorme riqueza ambiental, económica y social que siempre estuvo muy presente a lo largo de toda la historia de España. Debido a su indudable importancia ha sido ampliamente estudiado desde todos los ámbitos científicos, sociales y culturales.

Desde su fundación, en 1914, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) ha estado muy ligado al Mar Menor, siendo objeto de numerosos estudios por parte de sus investigadores. Así, se pueden citar los trabajos de Francisco de Paula y Navarro y de José Butigieg, publicados en 1927 en el «Boletín de Pescas del Instituto Español de Oceanografía», en los que se analiza la pesca del Mar Menor en su contexto ambiental y social. Este interés del IEO se consolidó en 1967 con el establecimiento de uno de sus centros oceanográficos en la ribera del Mar Menor, en San Pedro del Pinatar, que precisamente en sus inicios se denominó “Centro Oceanográfico del Mar Menor” y que supuso, aún si cabe, una mayor dedicación e implicación del IEO en los estudios científicos del Mar Menor.

En diciembre de 2014, con motivo del centenario del IEO, se celebraron unas «Jornadas Científicas del Mar Menor», en las instalaciones de su Centro Oceanográfico de San Pedro del Pinatar. Estas jornadas fueron todo un éxito y congregaron un amplio espectro de interesados en el conocimiento de la laguna costera. Expertos científicos de distintas Universidades y Centros de investigación del entorno presentaron sus trabajos más actuales, generándose un enriquecedor foro de debate y discusión.

Este libro, que tengo el placer y el honor de prologar, reúne las presentaciones realizadas en dichas jornadas, proporcionando un conocimiento actualizado del estado de la laguna costera. Se pretende que sirva también como documento de base para iniciativas futuras, complementando otros estudios y trabajos anteriores.

Agradezco a los autores de los trabajos aquí publicados, su implicación y contribución a esta obra. Su variada experiencia en distintas áreas de investigación permite ofrecer una visión multidisciplinar sobre el estado actual de la laguna costera. Espero y deseo que esta iniciativa contribuya a fortalecer la colaboración de todos los expertos para un mejor conocimiento del Mar Menor y, sobre todo, que los conocimientos adquiridos con los resultados de sus investigaciones favorezcan la rápida recuperación y el uso sostenible, para el disfrute de la sociedad, de este frágil ecosistema, gravemente amenazado. Mi más sincera enhorabuena por este gran trabajo y mis mejores esperanzas para el Mar Menor. Estoy seguro de que juntos, con inteligencia, voluntad y generosidad, lo conseguiremos.

Eduardo Balguerías Guerra
Director del IEO

Capítulo 0. El Mar Menor: un espacio de interés socioeconómico y ambiental

Chapter 0. The Mar Menor: A Socio-Economic and Environmental Crossroads

Víctor M. León y Jose M^a Bellido

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.

C/Varadero 1, San Pedro del Pinatar, 30740 Murcia.

E-mail: victor.leon@mu.ieo.es; josem.bellido@mu.ieo.es

- 0.1. El Mar Menor como escenario histórico, social y cultural
- 0.2. Singularidad e importancia ambiental del Mar Menor
- 0.3. Jornadas Científicas del Mar Menor, diciembre 2014
- 0.4. Bibliografía

Resumen

El Mar Menor ha sido habitado y explotado desde tiempos antiguos, configurando un área de importancia social, económica y ambiental a lo largo de los siglos. Debido a su rica historia y singularidad ambiental es un área muy apreciada y querida, ocupando un lugar muy especial en el corazón de muchos murcianos y visitantes. Con motivo de la celebración del Centenario del Instituto Español de Oceanografía, se celebraron en diciembre de 2014 unas Jornadas Científicas del Mar Menor. En dichas Jornadas investigadores de distintas instituciones y áreas presentaron sus trabajos de investigación en el Mar Menor, poniendo en común sus avances científicos y debatiendo distintos aspectos de futuro. Este libro reúne esas contribuciones y presenta una evaluación científica actual del estado de conocimiento del Mar Menor.

Abstract

The Mar Menor has been inhabited and exploited since ancient times. It is an historical area of importance social, economic and environmental. Because of its rich history and environmental singularity is very appreciated and loved by its inhabitants and visitors. On the occasion of the Centennial celebration of the Spanish Institute of Oceanography, a Scientific Symposium of the Mar Menor was held in December 2014. Researchers from different institutions and research fields showed their research in the Mar Menor, pooling their scientific advances and discussing various aspects of future. This book brings together these contributions and presents a scientific assessment of the current state of knowledge of the Mar Menor.

0.1. El Mar Menor como escenario histórico, social y cultural

El Mar Menor y su entorno ha sido siempre un lugar de una importancia histórica, social y cultural muy destacada. Su entorno natural, buen clima, así como su ubicación y geografía tan singular ha propiciado que el Mar Menor sea ampliamente conocido y valorado tanto a nivel nacional como internacional. Esta singularidad a lo largo del tiempo ha propiciado que muchos eventos históricos, sociales y culturales hayan ocurrido o se hayan gestado entre los paisajes del Mar Menor.

Por supuesto la laguna ha sufrido muchas modificaciones a lo largo de los años y en nada se parece a aquella laguna que conocieron los antiguos pobladores y civilizaciones que se asentaron de manera definitiva en estas aguas.

Los primeros asentamientos humanos en el entorno del Mar Menor datan del Paleolítico. Concretamente se han encontrado restos arqueológicos en el yacimiento de Las Amoladeras, situado en Cabo de Palos. Estos restos confirman que en este lugar existió un poblado Eneolítico (III milenio a.C.), en un período transitorio entre el Neolítico y la Edad de los Metales. En esas épocas el Mar Menor estaba rodeado de bosques frondosos con panteras y otros animales carnívoros peligrosos, lo que provocaba que, pese a su riqueza, no fuera una zona muy poblada. Posteriormente fenicios, griegos y tirios comerciaron con estos pobladores íberos, como así lo atestiguan algunas ánforas y otros restos encontrados en las costas pinatarenses. Sin embargo esas civilizaciones no se llegaron a asentar en la zona, siendo los cartagineses hacia el siglo VI a.C. la primera civilización antigua que coloniza a esos pueblos iberos, dominando el litoral marmenoreense.

Con motivo de las guerras púnicas entre cartagineses y romanos (264-146 a.C.) en la Península Ibérica, de las cuales el Mar Menor fue testigo de refriegas y campo de batalla, el litoral marmenoreense paso a dominio de los romanos. A partir de esta época romana es cuando se tiene más información histórica y se han localizado más yacimientos arqueológicos. Cabe destacar que Cartagena (Cartago Nova) se convirtió en una de las principales ciudades ibéricas de Roma y todo su entorno estaba influenciado de la importancia de esa gran urbe romana. De hecho La Vía Augusta, que unía Cartago Nova y Tarraco (Tarragona) con Roma, circundaba la franja litoral del Mar Menor de sur a norte.

Fueron los romanos los pioneros en la explotación de las salinas de San Pedro del Pinatar. Además de la explotación de la sal, sentaron las bases de la salazón de pescados y aquí también elaboraban su salsa más preciada, el garum, que conseguían macerando las vísceras de la caballa. En época romana, la laguna era mucho más profunda que en la actualidad y servía incluso como puerto de refugio para sus naves más pesadas. Los romanos lo denominaban Belich y algunos autores sostienen que ese término fue heredado por los colonos andalusís como Belis, simultaneándolo con el término albufera, de claro origen árabe. Igualmente también han cambiado algunas características físicas de la laguna, ya que por ejemplo estos antepasados conocieron una laguna mucho más salada que en la actualidad, alcanzando hasta una salinidad de unos 52 grados por mil, en contraste con los alrededor de 37 grados por mil que suele tener como media el mar Mediterráneo.

En la época andalusí se crearon las encañizadas, un sistema de trampas de pesca realizado con estacas y cañas que continúa aún utilizándose en la actualidad para pescar mújol, langostino y otras especies típicas del Mar Menor. Aunque la época musulmana fue extensa y muy rica en legado y acervo cultural, no se conservan apenas topónimos de raíz árabe en su entorno. Esto lo explican algunos autores con que tras la reconquista Alfonso X repobló intensamente la zona con colonos castellanos, aragoneses y catalanes, sin que quedaran apenas propietarios musulmanes. Obviamente los nuevos colonos nombraron los lugares empleando sus propios vocablos de clara procedencia romance.

Por otra parte, estas tierras sufrieron un fuerte acoso por la piratería berberisca, que se prolongó hasta entrado el s. xvii, lo que produjo otra de las características del entorno del Mar Menor, sus núcleos poblacionales no se sitúan en la ribera del Mar Menor sino algunos kilómetros tierra adentro. Esto se puede explicar por dos causas principales, por una parte la mayor insalubridad del entorno ribereño, a menudo inundado con aguas de lluvia estancadas, que eran proclives a enfermedades de transmisión por mosquitos, tifus, cólera, etc... Y por otra parte el acoso de los piratas, que entraban con sus barcos por el Mar Menor. Por ello los núcleos poblacionales se establecieron tierra adentro para dar tiempo a la población a huir en caso de ataque, actuando como vigías y dando la voz de alarma los pescadores que estaban cerca de la costa. Es muy curioso que ya incluso en 1266 Alfonso X dispusiera que los vecinos de Murcia podían ser obligados a socorrer a los campesinos y pescadores del litoral cuando se produjese un desembarco morisco. Para ello, los asaltados enviaban señales de humo desde las torres vigía (Figura 0.1) que se iban sucediendo hasta llegar a Murcia, a la torre de la iglesia de Santa Catalina: la encargada, finalmente, de advertir a la población para que acudiese a socorrer a los habitantes de la costa.

Durante el siglo xix y xx el Mar Menor fue configurándose paulatinamente como un espacio de recreo y descanso, donde veraneaban tanto ilustres personajes como familias y clases populares, que elegían la zona como residencia veraniega. Entre otros muchos podemos citar a Emilio Castelar, presidente de la primera República que falleció en San Pedro del Pinatar en 1899 durante una de las frecuentes estancias que realizaba en ese municipio. Reflejo de ello eran los numerosos balnearios que circundaban la laguna, que permitían el baño directo evitando el contacto con la arena de la playa y aunque quedan solo unos pocos continúan siendo característicos del Mar Menor, como el Balneario de San Antonio en Los Alcázares (Figura 0.2D). No podemos olvidar otro emblema del entorno, los molinos de viento que han sido usados tradicionalmente para molienda de cereal o para extracción o trasiego de agua tanto en las salinas como en el Campo de Cartagena (p. ej: Molino de Quintín, Molino de Punta de Algas, etc., Figura 0.2F). Estos molinos posibilitaban el aprovechamiento de todos los recursos que se conjugan en el Mar Menor. Tanto los balnearios como los molinos le confieren al entorno un gran interés arquitectónico y paisajístico que refuerza su singularidad y evidencia los servicios que ofrece y ha ofrecido a sus pobladores y visitantes a lo largo de los años.

Así pues, en nuestra época actual el Mar Menor conviven varios usos simultáneamente. Quizá el más evidente es el turismo, tanto por el gran aumento de residentes temporales como por la cantidad de servicios que ello requiere. Es fácilmente visible y constatable que este desarrollo turístico y de segunda residencia ha propiciado un aumento considerable de la zona urbanizada del Mar Menor, que persiste hasta nuestros días.



Figura 0.1. Plano del Mar Menor o Albufera de Murcia. Manuscrito anónimo. (Archivo de la Real Chancillería de Granada). Fuente: R. Baragaño Álvarez (Ed.) y S. Alonso Navarro (Dir.): Gran Enciclopedia de la Región de Murcia. Murcia. Ayalga Ediciones. 1992, t. 3, p. 105.

Sin embargo, son muy importantes también los sectores primarios de la agricultura y la pesca. Con respecto a la pesca en el Mar Menor debemos destacar especialmente su pesca artesanal y tradicional, que opera con artes de pesca que en muchos casos son exclusivos de la laguna y no se encuentran en otras aguas. Probablemente la pesca más exclusiva del Mar Menor sean las encañizadas. Como hemos mencionado antes, fueron diseñadas por los andalusíes y con ligeras variaciones se siguen utilizando en la actualidad, conviviendo con otros métodos de pesca artesanal más contemporáneos como el trasmallo. La pesca de encañizada consiste en usar las corrientes generadas en las golas, de entrada y salida de agua al Mar Menor, mediante unos ingeniosos laberintos a modo de trampa que facilitan la entrada del pescado a través de una “travesía”, artificio o barrera de cañas, estacas y red, hasta unos compartimentos finales llamados “paranzas y embustes” contruidos igualmente de cañas, estacas y mallas de red. En la paranza se realiza la “despesca”, faena de extraer vivo el pescado utilizando salabres y antiguamente barcas planas llamadas “planchas”.

Según la encañizada esté dirigida a una especie u otra puede tener algunas variaciones. Por ejemplo el langostino se pesca con la “langostinera”, que se cala durante la noche recogiendo los animales al día siguiente. O la “moruna”, que se cala perpendicularmente a la costa y finaliza en espiral. Otras se especializan en el mújol o las doradas y lubinas de los últimos años, variando su disposición de acuerdo a las preferencias y abundancias estacionales de cada especie.

Todos estos productos pesqueros son consumidos mayoritariamente en el área y conforman parte de la cultura gastronómica del Mar Menor. Entre otros podemos destacar los pescados preparados a la sal y a la espalda, los salazones como la mojama o las huevas de mújol y especialmente el caldero, plato de arroz y pescado realizado originariamente por marineros pescadores. ¡Qué mejor ocasión de saborear estos platos contemplando y conservando el Mar Menor para nuestras futuras generaciones!

0.2. Singularidad e importancia ambiental del Mar Menor

El Mar Menor es la mayor laguna costera hipersalina de Europa (135 km² de superficie) situada en el sudeste de la península Ibérica, concretamente en el litoral de la Región de Murcia. Esta laguna tiene una profundidad máxima que no supera los 7 metros, y es por tanto un sistema somero y alberga en su interior 5 islas de origen volcánico (isla Mayor o del Barón, isla Perdiguera, isla del Ciervo, isla Redonda o Rondella e isla del Sujeto) que incrementan el valor ambiental y paisajístico (Figura 0.2A). El Mar Menor está conectado con el mar Mediterráneo a través de tres canales o golas, Las Encañizadas, El Estacio (principal vía de navegación, Figura 0.3D) y Marchamalo situado al sur.

El Mar Menor es un sistema altamente productivo y heterogéneo desde el punto de vista físico-químico y biológico, y alberga gran diversidad de ecosistemas. Desafortunadamente este valor está en riesgo, ya que está también sujeto a numerosas presiones humanas (Figura 0.3) que afectan a los organismos que en él habitan (presencia, distribución, densidad, diversidad, etc.). Por ello la realidad es que hoy día se trata de un espacio vulnerable, ya que ha ido sufriendo alteraciones a lo largo de las últimas décadas como consecuencia de la acción del hombre que ponen en riesgo su singularidad. De hecho se trata de una laguna hipersalina, pero es hoy día menos salina que hace 40 años, como consecuencia de la apertura del canal del Estacio. Era también un espacio rico en ecosistemas oligotróficos y sin embargo desde hace unas décadas es una laguna oligotrófica por los importantes aportes de nutrientes asociados a la agricultura y al gran desarrollo urbano de su entorno.

Esta entrada se produce especialmente a través de la rambla del Albuñón, que ha sido identificada como zona sensible en la Orden de 20 de junio de 2001 según el Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, y posteriormente en la Resolución de 30 de junio de 2011 de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua y en la resolución de 2 de julio de 2012 de la CARM, y por tanto según establece la legislación deberán adoptarse medidas correctoras. En la Orden de 20 de diciembre de 2001 se identifica a los acuíferos cuaternarios y Plioceno en el área definida por zona regable oriental del trasvase Tajo-Segura y al sector litoral del Mar Menor como zona vulnerable para la protección de aguas superficiales contra la contaminación por nitratos según la Directiva 91/676/CEE. Además en el Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015-2021 se ha recogido el incumplimiento de los límites de plaguicidas en puntos de control de las aguas subterráneas del Campo de Cartagena (masa de agua 070.052) que son las que fluyen hacia el Mar Menor, por lo que se proponen medidas de planes de reducción y/o racionalización del uso de plaguicidas en la superficie agraria y lleva años sobre la mesa el proyecto de vertido cero.



Figura 0.2. Fotografías del Mar Menor y su entorno: A: isla del Barón, B: fondeos en Lo Pagán, C: Salinas de San Pedro del Pinatar, D: balneario de San Antonio (Los Alcázares), E: flamencos frente a la Marina del Carmolí y F: molino del Campo de Cartagena. Autor: Víctor M. León.

Aunque se está llevando al límite a esta laguna por la concentración de actividades que alberga y por la falta de medidas que minimicen estos impactos, el Mar Menor todavía conserva buena parte de sus especies y espacios emblemáticos, que probablemente están avocados a su merma o incluso desaparición si no se toman medidas correctoras que palien esta desviación de su carácter singular.

0.3. Jornadas Científicas del Mar Menor, diciembre 2014

Esta singularidad deriva de su carácter somero, su limitada conexión con el Mediterráneo, el entorno semidesértico y de los ecosistemas que alberga, con especies emblemáticas como el



Figura 0.3. Fotografías del Mar Menor y su entorno: A: área agrícola del Campo de Cartagena con Mar Menor al fondo, B: playa de Lo Pagán en verano, C: actuación de recuperación de arena de la playa de Lo Pagán y D: canal del Estacio. Autor: Víctor M. León.

fartet (*Aphanius iberus*), el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) y otras relevantes como las praderas de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*). De hecho tanto la laguna como sus humedales periféricos cuentan con diversas figuras de protección internacionales como la de Humedal de Importancia Internacional (RAMSAR, Naciones Unidas) y Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM, Convenio de Barcelona). A estas figuras se suma la declaración del Mar Menor y humedales asociados como ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) y LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) dentro de la red de espacios protegidos de la red NATURA 2000, así como su protección como Parque Regional de las Salinas y Arenales San Pedro del Pinatar y como Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor (Ley 4/1992 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia). Todas estas figuras de protección evidencian su importancia no solo por las especies residentes sino también por las que utilizan la laguna para el desarrollo de sus primeros estadios o simplemente como área de tránsito en alguna etapa de su vida.

Es evidente que ya no es posible recuperar el Mar Menor de hace 40 años, en el que paradójicamente la zona de Bocarrambra era una de las playas más concurridas de la laguna (situada junto a la desembocadura de la rabla del Albujón) o era común encontrarse con varios ejemplares de caballitos de mar mientras nos bañábamos en cualquier parte de la laguna. Sin embargo lo que sí deberíamos conseguir es aunar esfuerzos para salvaguardar en lo posible aquellos va-

lores que lo hacen único, no sólo por la importancia de los ecosistemas y especies que alberga sino también por el estrecho vínculo que ha mantenido con los habitantes de su entorno y que están en riesgo de verse irreversiblemente afectados.

Afortunadamente la preocupación por el estado del Mar Menor no se restringe en estos momentos a unos pocos grupos sociales, ya que actualmente es una realidad para toda la sociedad como han mostrado los movimientos sociales y políticos recurrentes en este sentido. De hecho en los últimos años han aumentado estos movimientos demandando acciones y medidas, que hasta ahora han llegado a menor ritmo del necesario. También ha sido muy relevante el continuo esfuerzo de los científicos para mejorar el conocimiento que tenemos de la laguna. Así, a lo largo de los últimos 30 años investigadores y técnicos de las principales entidades (universidades, organismos de investigación y otras instituciones públicas) han realizado estudios en el ámbito del Mar Menor que han evidenciado su importancia ecológica y ambiental.

Sin embargo, se han echado en falta foros de encuentro tanto para la divulgación científica de estos trabajos a la sociedad como para favorecer una puesta en común que produzca sinergias y aumente la colaboración entre los propios investigadores para avanzar en un conocimiento integral de la laguna. Con este propósito surgieron las Jornadas Científicas del Mar Menor celebradas en diciembre de 2014 en el Centro Oceanográfico de Murcia, por la necesidad de un mayor intercambio de conocimiento y colaboración entre los diferentes grupos de investigación sobre la laguna, y con el objetivo de ofrecer una visión global de los principales avances en la investigación que se han desarrollado en este entorno. Las jornadas fueron un éxito a todos los niveles (participación de los principales grupos de investigación, representantes de la administración, de organizaciones ambientalistas y otro público interesado). Este hecho demostró el gran interés que suscita el Mar Menor y la necesidad de reeditar periódicamente este tipo de foros sobre la laguna.

Precisamente este interés social por una mayor y mejor divulgación del conocimiento científico de la laguna animó a los participantes a plasmar estos datos en el presente libro. Así en este libro se recoge el estado del conocimiento y los avances en ecología, geología y fisicoquímica del Mar Menor que los principales grupos de investigación han realizado hasta la celebración de las jornadas y en otros casos ofrece una perspectiva histórica de la importancia que ha tenido la laguna para el desarrollo de líneas de trabajo como la acuicultura y la propia ecología de las lagunas costeras.

En este momento es necesario aclarar que este libro no pretende realizar una revisión de todo el conocimiento disponible sobre el Mar Menor, tarea mucho más amplia que implicaría a muchos más investigadores y técnicos que han realizado estudios en la laguna. Así pues, el objetivo de este libro es plasmar en una versión divulgativa el conocimiento científico sobre diferentes aspectos de la laguna, partiendo de las exposiciones orales que fueron presentadas en las Jornadas Científicas del Mar Menor. Estas jornadas se celebraron en el Centro Oceanográfico de Murcia por varias razones. La primera es la estrecha vinculación de esta institución con la laguna, de hecho este centro se denominó Centro Oceanográfico del Mar Menor desde su fundación en 1967 hasta mediados de los 90. La segunda razón fue la celebración del primer Centenario del Instituto Español de Oceanografía en el año 2014 y por ello estas jornadas formaron parte de las actividades realizadas con motivo de este evento.



Figura 0.4. Cartel de las Jornadas Científicas del Mar Menor, Centro Oceanográfico de Murcia (Laboratorio de San Pedro) sede del evento y acto inaugural. Autor fotografías: Víctor Díaz del Río.

La información recogida en este libro se estructura en dos grandes bloques, uno de Biología y Ecología del Mar Menor (capítulos 1 al 8) y otro de Condiciones fisicoquímicas e impacto de actividades humanas en la laguna (capítulos 9 al 14).

El primer bloque resume buena parte de los estudios ecológicos realizados en el Mar Menor, que han servido para mejorar su conocimiento y también para cambiar antiguas asunciones sobre la naturaleza y el funcionamiento de estos ecosistemas lagunares (Capítulo 1). El segundo capítulo muestra que esta laguna alberga en zonas someras de su perímetro hábitats fundamentales para mantener y conservar tanto especies migratorias como residentes, que es necesario conocer para paliar el impacto de las actividades humanas que les afectan. En este sentido la reducción de la carga de nutrientes y contaminantes orgánicos e inorgánicos que fluyen hacia el Mar Menor puede ayudar a preservar la laguna en mejores condiciones, bien sea tratando las escorrentías (plantas de tratamiento, humedales artificiales u otras técnicas) y recuperar este agua para uso agrícola o evitar su descarga en la laguna (Capítulo 3). Estas actuaciones serán clave para la conservación de especies emblemáticas como el caballito de mar (Capítulo 4) y reducir el impacto de las proliferaciones masivas de medusas que se producen en la laguna desde 1993 (Capítulo 5). En este mismo sentido los cambios acaecidos en la laguna han favorecido la incursión de invertebrados marinos alóctonos (Capítulo 6) y han afectado a la respuesta de la dinámica poblacional de las aves acuáticas a distintas escalas (Capítulo 7). Para completar este bloque se ofrece una perspectiva histórica de la importancia que ha tenido la investigación sobre acuicultura realizada en esta laguna, que ha servido de base para su gran desarrollo actual (Capítulo 8).

El segundo bloque se inicia con una evaluación del origen y evolución del Mar Menor desde el punto de vista geológico, y evidencia su vulnerabilidad ante el deterioro que puede sufrir

la desaparición de la barrera de cierre y/o su colmatación (Capítulo 9). En el Capítulo 10 se describe la relevancia que tiene la interacción de los acuíferos del Campo de Cartagena con la laguna, que se produce no sólo a nivel superficial sino también subterráneo. Esta interacción permite el acceso de nutrientes a la laguna, a pesar de la cierta capacidad de depuración de los humedales que le circundan, y también de metales traza por los aportes de residuos mineros (Capítulo 11). De hecho los metales traza están presentes en los sedimentos de la laguna, y su distribución se ha caracterizado en la columna sedimentaria relacionándola con la granulometría y el contenido de materia orgánica del sedimento (Capítulo 12). Posteriormente se describe la entrada de diversos contaminantes orgánicos, incluyendo pesticidas y fármacos a través de la rambla del Albuñón, y su distribución estacional en agua y sedimento de la laguna (Capítulo 13). Este segundo bloque finaliza con el Capítulo 14 en el que se describe la bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas y fármacos en moluscos y peces del Mar Menor, así como los efectos biológicos que la carga contaminante que accede a través de la rambla del Albuñón produce en los organismos que allí habitan. El libro concluye con un breve epílogo redactado por los editores de este libro.

0.4. Bibliografía

Para la elaboración del contexto histórico, social y cultural del Mar Menor han sido consultadas las siguientes fuentes bibliográficas digitales:

Página web de la *Región de Murcia Digital – entrada Mar Menor* <http://www.regmurcia.com/servlet/s.SI?sit=c,365,m,2584>

Página web de la *Mancomunidad del Mar Menor* <http://costacalida.com/marmenor/historia>

BLOQUE 1. BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DEL MAR MENOR



Capítulo 1. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras

Chapter 1. The Mar Menor Lagoon: Driver of a Paradigm Shift in the Study of Coastal Lagoons

Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos

Departamento de Ecología e Hidrología, Campus de Excelencia Internacional Mare Nostrum, Universidad de Murcia, Espinardo (Murcia). Correo de contacto: angelpr@um.es

- 1.1. El Mar Menor, una de las lagunas costeras mejor estudiadas
- 1.2. La importancia de las lagunas costeras
- 1.3. Asunciones tradicionales sobre las lagunas costeras
- 1.4. ¿Son realmente simples y homogéneas las comunidades lagunares?
- 1.5. ¿Hay un único factor que explique la variabilidad intra e interlagunar?
- 1.6. ¿Están las lagunas costeras controladas de abajo-arriba y son más sensibles a la eutrofización?
- 1.7. ¿Están dominadas las lagunas costeras por especies estrategas de la r , mientras que los recursos lagunares son explotados temporalmente por migradores marinos con estrategias de la K ?
- 1.8. Búsqueda de indicadores de calidad ambiental y del estado ecológico en las lagunas costeras
- 1.9. Principales conclusiones y retos futuros
- 1.10. Bibliografía

Resumen

El Mar Menor, como todas las lagunas costeras del mundo, está entre los ecosistemas marinos más productivos, ofreciendo bienes y servicios que incluyen una producción pesquera importante. Al mismo tiempo, las lagunas costeras pueden mantener explotaciones intensivas de acuicultura y otras actividades, como deportes náuticos, aguas para baño o cuidado de la salud. Sus características singulares, como el ser someras, su aislamiento relativo y la protección respecto al mar, junto con la existencia de intensos gradientes físicos y ecológicos, las hacen especialmente interesantes para las actividades humanas. Sin embargo, su estrecha relación con los ecosistemas terrestres, y las presiones derivadas de dichas actividades, las hacen especialmente vulnerables a diversos impactos y vertidos. Una gestión adecuada de estos sistemas requiere comprender cómo funcionan y esto supone la necesidad de conocer sus componentes, sus relaciones y los procesos implicados en su funcionamiento, así como las conexiones causales entre las actividades humanas y la alteración de los procesos ecológicos, como paso previo para poder construir modelos bio-económicos y herramientas de gestión. En este contexto, el conocimiento desarrollado en el Mar Menor en los últimos 35 años no solo ha contribuido a la comprensión de sus procesos ecológicos sino que ha permitido también cambiar antiguas asunciones sobre la naturaleza y el funcionamiento de estos ecosistemas singulares, lo que tiene importantes consecuencias en su gestión y sostenibilidad.

Abstract

The Mar Menor, like all other coastal lagoons in the world, is a highly productive marine ecosystem providing goods and services for the human population by supporting sizeable fisheries. Furthermore, lagoons such as the Mar Menor are suitable not only for intensive and extensive aquaculture exploitation but also for other activities such as water sports, swimming or health care. Their unique features, which include shallow waters, relative isolation and protection from the sea, together with the presence of boundaries with strong physical and ecological gradients, make them especially interesting for human use. However, their close relation with terrestrial ecosystems, combined with the pressures derived from human activities, mean that environments of this kind are particularly vulnerable to human impacts and terrestrial and freshwater inputs. Correct management of these systems must be based on understanding how they work, which in turn implies a need to know their component elements, how these interact, the processes involved in their functioning and the cause-effect relationships between human activities and changes to ecological processes, as a prior step to building bio-economic models and decision-making support tools. In this context, the knowledge developed in the Mar Menor lagoon over the last 35 years has not only helped us to understand its ecological processes, but has also enabled us to change previously-held assumptions about the nature and functioning of these complex and unique ecosystems, with far-reaching consequences for coastal lagoon management.

1.1. El Mar Menor, una de las lagunas costeras mejor estudiadas

Tras más de 35 años de estudio relativamente constante, el Mar Menor empieza a encontrarse entre las lagunas costeras mejor conocidas del mundo. Desde los primeros trabajos derivados de la preocupación por la disminución del rendimiento pesquero de la laguna (Butigieg, 1927; Navarro, 1927) y a partir, sobre todo, de las primeras tesis que abordaban su funcionamiento y actividades humanas de forma intensa y con visión integradora (Pérez-Ruzafa, A. 1989; Pérez-Ruzafa, I.M., 1989; Marcos, 1991; Terrados, 1991a; Gilabert, 1992), el número de publicaciones ha crecido de forma exponencial alcanzando ya una cifra de más de 150 artículos en revistas de impacto.

Hasta esas fechas, el conocimiento del Mar Menor se reducía a las publicaciones ya citadas de Butigieg (1927) y Navarro (1927), de Lozano Cabo (1954, 1969, 1979) con datos descriptivos de la hidrografía y de algunas especies, incluyendo la ictiofauna, de Arévalo y Aravio-Torre (1969) y Aravio-Torre y Arévalo (1971) sobre la salinidad, y Moreno (1975) sobre el ciclo anual del plancton. Además, la tesis de Simonneau (1973) estudió la sedimentología y el contenido en metales pesados de los sedimentos de la laguna. Posteriormente, aparecerían los trabajos de Murillo y Talavera (1983) sobre la malacofauna y de Ros y Miracle (1984a, b) sobre el plancton. Dichos estudios, a pesar de ser descriptivos y puntuales, resultaron ser una referencia clave para la posterior comprensión de los procesos que han tenido lugar en el Mar Menor.

Desde entonces, y hasta la actualidad, se conoce con detalle la distribución y dinámica de nutrientes y clorofila *a* en la columna de agua (Pérez-Ruzafa *et al.* 2005a), las comunidades planctónicas (Gilabert, 1992, 2001a, b), incluido el ictioplancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Quispe, 2014), la respuesta de la red trófica pelágica a la eutrofización y el papel que juegan las proliferaciones de medusas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002), las entradas de contaminantes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000; María-Cervantes *et al.*, 2009; Conesa-Alcaraz *et al.*, 2010; 2011; Campillo *et al.*, 2013, 2015; León *et al.*, 2013; Martínez-Gómez *et al.*, 2013; Moreno-González *et al.*, 2013, 2014, 2015; Traverso-Soto *et al.*, 2015), la vegetación bentónica y la dinámica e interacciones entre las praderas de algas y fanerógamas (Pérez-Ruzafa, I.M., 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989, 2007b, 2012; Terrados, 1991b, 1992, 1993) y las adaptaciones fisiológicas que subyacen (Hegazi *et al.*, 1998; García-Sánchez *et al.*, 2012a, 2014). También se conoce la composición de los diferentes grupos faunísticos bentónicos, incluyendo peces (Pérez-Ruzafa y Ramos, 1984; Ramos y Pérez-Ruzafa, 1985, 1987; Andreu-Soler *et al.*, 2003; 2006a, b; Oliva-Paterna *et al.*, 2006; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006a, b, c, 2007a, b, c, 2012, 2013a, b; Franco *et al.*, 2012), picnogónidos (Pérez-Ruzafa y Munilla, 1992), tanaidáceos (Pérez-Ruzafa y Sanz, 1993), poliquetos (Capaccioni *et al.*, 1987; Román *et al.*, 2009), y el conjunto de los grupos y la cartografía de las comunidades (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1988, 1989; Pérez-Ruzafa, 1989). También se ha estudiado la estructura genética de sus poblaciones y los flujos que mantienen con el Mediterráneo (González-Wangüemert *et al.*, 2004, 2006, 2007; Vergara-Chen *et al.*, 2010a, b, 2013; González-Wangüemert y Pérez-Ruzafa, 2012; Hernández-García *et al.*, 2015). Además se han analizado los cambios sufridos por la laguna y la evolución de las características ambientales a lo largo de todo este periodo (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987, 2005b; Marcos, 1991; Pérez-Ruzafa, 1996, 2006; Pérez-Ruzafa y Marcos, 2003), los efectos de las actividades humanas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991, 2006; Pérez-Ruzafa y Marcos, 2005), la utilización de indicadores biológicos para detectarlos (Salas *et al.*, 2005, 2006a, b, 2008; García-Sánchez *et*

al., 2012b; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012), la evolución de la pesca (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987; Marcos *et al.*, 2015) y la predicción de cómo serán las condiciones ambientales con el cambio climático en base a modelos hidrodinámicos (De Pascalis *et al.*, 2012).

Aunque aún quedan muchos aspectos por investigar, los estudios en el Mar Menor no solo han permitido conocer cómo funciona este ecosistema singular sino que, sobre todo, han sido un revulsivo para reanalizar antiguas asunciones sobre el funcionamiento y la ecología de las lagunas costeras.

1.2. La importancia de las lagunas costeras

Las lagunas costeras son ecosistemas altamente singulares, pero que pueden encontrarse en todo el mundo, ocupando el 13% de la línea de costa (Barnes, 1980; Nixon, 1982). Entre sus características se encuentran el ser someras y el mantener una estrecha interacción con los ecosistemas terrestres y marinos, pero interponiendo restricciones a los flujos de agua y organismos impuestas por su aislamiento relativo respecto al mar abierto costero. Dichas características hacen que estos ecosistemas presenten intensas variaciones en sus variables ambientales en distancias muy cortas, lo que se traduce en gradientes intensos con una gran capacidad para generar flujos de energía elevados. Esto hace que las lagunas costeras se encuentren entre los ecosistemas más productivos del planeta (Nixon, 1982; Alongi, 1998). Todo ello las convierte en ambientes especialmente interesantes para el ser humano, que obtiene de ellos un número muy elevado de bienes y servicios de todo tipo, incluyendo un alto rendimiento pesquero (Nixon, 1982; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011), explotaciones de acuicultura, condiciones ideales para los deportes náuticos y el baño, actividades de salud y ocio, procesos de regulación de los gases implicados en el cambio climático, retención y depuración de contaminantes y la presencia de bienes culturales derivados de una larga tradición histórica de explotación de los recursos lagunares, entre otros. Sin embargo, a pesar de ello o, tal vez, precisamente por ello, estos ecosistemas son especialmente vulnerables a los impactos humanos y a la entrada de materiales terrestres o de escorrentía. Lógicamente, esto hace que exista una elevada preocupación social que no siempre es bien atendida por los responsables de la explotación y gestión de estos ecosistemas.

Aunque los estudios sobre lagunas costeras no son recientes y se remontan a los inicios de la segunda mitad del siglo xx (Cavinato, 1950; Hartmann, 1952; Lozano Cabo, 1953, 1959; Petit, 1953, 1962; Feldmann, 1954; Anónimo, 1959; D'Ancona, 1959; Mars, 1966; Margalef, 1969), la mayoría de lo que sabemos sobre su funcionamiento proviene de los trabajos realizados en las décadas de 1970 y 1980 como los de Carrada y Fresi (1988) y las numerosas publicaciones realizadas en el seno del Comité "Étangs salés et lagunes" de la *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* (CIESM), los informes de la FAO sobre la gestión de la pesca (Kapetsky y Lasserre, 1984) o los de la UNESCO (UNESCO, 1979, 1980, 1981, 1982, 1986; Lasserre y Postma, 1982) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011). En esas décadas, la CIESM publicó más de 500 trabajos científicos sobre hidrografía, sedimentología y comunidades biológicas de las lagunas costeras mediterráneas. Tras la desaparición del Comité de lagunas de la CIESM, en los últimos años del siglo xx y hasta la actualidad, el número de publicaciones sobre lagunas de todo el mundo ha resurgido (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011) y, con la implementación

de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Directiva 2000/60/EC), las lagunas han vuelto a ser objeto de atención y estudio. El objetivo de dicha directiva es establecer los principios básicos de una política del agua y lograr una gestión sostenible de la misma. Para ello es necesario establecer una tipología para los distintos cuerpos de agua, fijar las condiciones de referencia de cada uno y evaluar su estado ecológico. Esto afecta directamente a las lagunas costeras, que se encuentran precisamente en la transición entre los sistemas continentales y los marinos. La directiva crea la categoría de aguas de transición para incluir a lagunas y estuarios. Sin embargo, la implementación de la directiva ha suscitado importantes discusiones a la hora de definir las lagunas costeras y su posición entre los estuarios y las aguas marinas costeras (Tagliapietra y Volpi-Ghirardini, 2006; McLusky y Elliott, 2007; Tagliapietra *et al.*, 2009; Potter *et al.*, 2010; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011). Uno de los principales problemas es la asunción de que las aguas de transición se definen como cuerpos de agua marina con una influencia importante de agua dulce, lo que dejaría fuera a todas aquellas lagunas que, como el Mar Menor, son hipersalinas y en las que la entrada de agua dulce es más un factor de estrés provocado por la actividad humana que una situación natural.

Un aspecto como éste puede tener consecuencias importantes a la hora de diseñar medidas de gestión y establecer estados de referencia, lo que puede acarrear la pérdida de valores y propiedades importantes y singulares en algunos de estos ecosistemas.

Pero éste no es el único problema al que se enfrenta una gestión adecuada de las lagunas costeras que garantice la preservación de los bienes y servicios que proveen. A pesar del elevado conocimiento que se ha venido acumulando en las últimas décadas, las lagunas costeras aún arrastraban viejas asunciones que condicionaban la comprensión de sus procesos ecológicos. Es aquí donde el Mar Menor ha servido como paradigma para cambiar muchas de esas asunciones y ampliar nuestra comprensión sobre la complejidad de estos ecosistemas.

1.3. Asunciones tradicionales sobre las lagunas costeras

Las lagunas costeras son ecosistemas dinámicos que están forzados por energías físicas. Tradicionalmente se ha reconocido su complejidad y estabilidad ecológicas, pero unidas al mantenimiento de múltiples interfases y gradientes físico-químicos que justifican su elevada productividad (Carrada y Fresi, 1988). Esto conllevaba la vieja asunción de que, estando sometidas a perturbaciones y fluctuaciones ambientales intensas (Unesco, 1981; Nienhuis, 1992), debían considerarse hábitats estresados de forma natural (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994), controlados por fuerzas físicas (*sensu* Sanders, 1968; Michel, 1979), con baja diversidad específica y unas pocas especies muy dominantes (Margalef, 1969; Carrada y Fresi, 1988; Reizopoulou y Nicolaidou, 2004). Por lo tanto, se les han atribuido las mismas características que a los ecosistemas contaminados y estresados por la actividad humana (Elliott y Quintino, 2007).

Este tipo de ecosistemas, al haber pocas especies que soportan el estrés ambiental, se caracterizan por ser simples y relativamente uniformes, con un único tipo de comunidad. Además, la distribución de las especies en el interior de la laguna estaría determinada por los gradientes desde el mar hacia las zonas más alejadas, con un estrés ambiental creciente que impondría límites a la fisiología de las especies y haría que fueran zonas especialmente empobrecidas.

Las comunidades biológicas y la red trófica estarían reguladas por el ambiente y desde abajo hacia arriba, y no por los niveles superiores de la red trófica, por lo que serían especialmente vulnerables a la eutrofización y sufrirían crisis distróficas frecuentes.

Finalmente, dichos ambientes estarían dominados por especies oportunistas, estrategias de la *r*, que fundamentan su supervivencia en mantener elevadas tasas de reproducción y ciclos de vida cortos y que dedican poca energía a estructuras de mantenimiento, mientras que las especies estrategias de la *K*, serían más propias de ambientes estables y predecibles y que explotaría las lagunas migrando y pasando en ellas solo parte de su ciclo biológico.

1.4. ¿Son realmente simples y homogéneas las comunidades lagunares?

La comunidad considerada típica de las lagunas costeras es la biocenosis eurihalina y euriterma (*Biocoenose lagunaire euryhaline et eurytherme*, LEE), definida por Pérès y Picard (1964) en su ya clásico *“Manuel de bionomie benthique”*, en el que tipifican las comunidades bentónicas del Mediterráneo:

“Dans les étangs littoraux salés et dans les zones estuariennes, la biocoenose la plus fréquemment représentée s’accommode particulièrement bien des conditions d’euryhalinité et d’eurythermie fréquentes dans un tel biotope. Il est intéressant de constater que le peuplement de ces sables vaseux ou vases sableuses reste sensiblement le même, aussi bien lorsque l’eau est constamment moins salée que l’eau de mer du large que lorsqu’elle est constamment plus salée que l’eau de mer du large, ou bien enfin qu’elle présente des variations de salinité très importantes en cours d’année.”

Guelorget y Michel (1979a, b) y Augier (1982) todavía mantienen dicho concepto en sus inventarios y revisiones respectivas de las comunidades marinas mediterráneas. Carrada y Fresi (1988) también consideran las comunidades lagunares “homogéneas en el espacio y el tiempo” y esta asunción se mantiene en los convenios internacionales y listas de hábitats como OSPAR, Barcelona y Eunis. Este planteamiento ha condicionado numerosos estudios científicos como los de Chassany de Casabianca (1979), Nagy (1979), Guelorget y Perthuisot (1983, 1992), Skolka y Tiganus (1985), Bachelet *et al.* (2000), o Mouillot *et al.* (2005). Incluso los autores que aceptan que hay una variación en la composición específica a lo largo del gradiente ambiental que supone el aislamiento con respecto al mar no se plantean la existencia de múltiples comunidades, ni siquiera de zonación vertical como la que puede observarse en mar abierto (Palacin *et al.*, 1991; Koutsoubas *et al.*, 2000; Sfriso *et al.*, 2003; Curiel *et al.*, 2004; Garnerot *et al.*, 2004; Lin y Hung, 2004; Reizopoulou y Nicolaidou, 2004; Benhissoune *et al.*, 2005; Chaouti y Bayed, 2005; Marzano *et al.*, 2010; Ponti *et al.*, 2011).

Esta limitación, no solo introduce fuentes de error en los estudios científicos, sino que condiciona fuertemente las medidas de gestión al ignorar las peculiaridades y necesidades de unas comunidades y zonas de la laguna frente a otras (De Biasi *et al.*, 2003; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011) y al asumir condiciones de referencia únicas en el contexto de la Directiva Marco del Agua europea.

Sin embargo, en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007b), al igual que en otras lagunas (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 1988), coexisten comunidades distintas, caracterizadas por grupos de especies bien diferenciados dependiendo de su aislamiento con respecto al mar, el tipo de sustrato o la profundidad, observándose los mismos patrones y zonación vertical que en el mar abierto, pero con los distintos niveles verticales comprimidos (Figura 1.1). Esto afecta a todos los grupos taxonómicos, desde la vegetación sumergida (Lovric, 1979; Zouali, 1979; Chassany de Casabianca, 1980; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008), a los macroinvertebrados (Amanieu *et al.*, 1981; Quintino *et al.*, 1987), los peces (Franco *et al.*, 2006; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006) o al conjunto de la comunidad (de Casabianca *et al.*, 1972).

1.5. ¿Hay un único factor que explique la variabilidad intra e interlagunar?

A partir de los trabajos en el Mar Menor hemos venido defendiendo que las lagunas costeras son sistemas complejos y heterogéneos. Todas ellas comparten muchas características que las diferencian claramente de los ecosistemas de transición típicos definidos en el contexto de la Directiva Marco del Agua (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011b), pero están muy lejos de ser uniformes y homogéneas. Por el contrario, existe una elevada variabilidad geomorfológica e hidrográfica entre las distintas lagunas. Al mismo tiempo, cada laguna muestra una gran heterogeneidad ambiental en forma de múltiples gradientes dependientes de la profundidad, del sustrato o de la influencia de aguas dulces o marinas. Desde mediados del siglo XX, ha habido distintas propuestas, basadas en los factores más importantes, para clasificar la variabilidad lagunar (D'Ancona, 1959; Petit y Schachter, 1959; Segerstrale, 1959; Zenkevitch, 1959). Pero, tras la promulgación de la Directiva Marco del Agua, se ha creado la necesidad de definir condiciones de referencia que permitan distinguir los cambios y situaciones naturales de las modificaciones introducidas por la actividad humana (Underwood, 2000; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007b) y valorar el estado ecológico de estos ecosistemas.

Tradicionalmente se ha considerado la salinidad como el factor clave en este tipo de ambientes (Petit, 1953; Aguesse, 1957; Anónimo, 1959; D'Ancona, 1959; Por, 1972, 1980; Remane en McLusky, 1999), sobre todo porque determina las adaptaciones fisiológicas de la mayoría de los organismos (Arndt, 1989; McLusky, 1999). Pero las lagunas también muestran grandes diferencias en su tamaño, forma y estado trófico, y estos aspectos también condicionan la composición específica y los rendimientos pesqueros (Joyeux y Ward, 1998; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007a).

La influencia del mar abierto sobre las lagunas y la complejidad de la línea de costa son los principales factores geomorfológicos que determinan la riqueza de especies y la producción pesquera de las lagunas. Kjerfve (1994) también propuso el grado de aislamiento del mar como un elemento diferenciador entre lagunas y las dividió en tres tipos geomorfológicos, aisladas, restringidas y abiertas, como tres niveles de un espectro de comunicación con el mar costero. Otros factores importantes, como la concentración de clorofila o el estado trófico y las condiciones hidrográficas están en realidad condicionadas por los mencionados aspectos de la geomorfología lagunar (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007a).

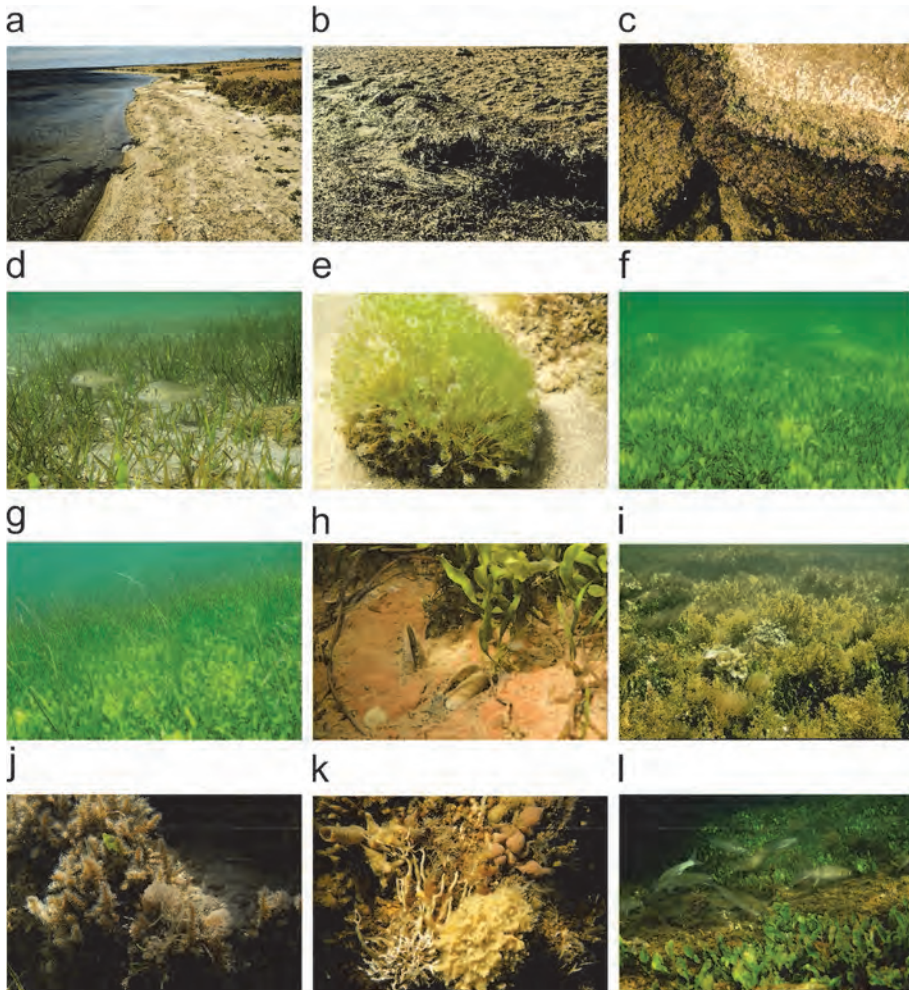


Figura 1.1. Principales comunidades bentónicas de lagunas costeras encontradas en los fondos del Mar Menor, a; acúmulos de conchas de *Cerastoderma* y otros moluscos en el medio y supralitoral; b; arribazones de *Cymodocea nodosa* y algas; c: Comunidades de la roca mediolitoral; d: praderas de *Cymodocea nodosa* sobre arena; e: facies de *Acetabularia calyculus* en arenas finas infralitorales bien calibradas; f: pradera de *Caulerpa prolifera* sobre fango; g: pradera mixta de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa* sobre fango; h; arcillas rojas terrígenas compactadas infralitorales; i: roca infralitoral superficial de modo batido, bien iluminada, con fucas; j: roca infralitoral superficial bien iluminada sin fucas con rodomeleáceas; k: roca infralitoral superficial protegida, escasamente iluminada; l: grupo de mújoles alimentándose en una comunidad de roca infralitoral colonizada por *Caulerpa prolifera*.

Pero, al mismo tiempo, las lagunas costeras muestran gradientes internos de riqueza específica, abundancia y productividad que son independientes de la salinidad y que, según Guelorget y Perthuisot (1983) y Guelorget *et al.* (1983), están relacionados con el confinamiento, que ellos definieron como el tiempo de renovación del agua marina y el empobrecimiento en oligoelementos de origen marino:

“Par leur position intermédiaire entre mer et continent, les milieux lagunaires (ou paraliques) se caractérisent par l’existence de gradients hydrochimiques, biologiques et sédimentologiques. La salinité, presque fatalement “anormale”, est considérée généralement comme un paramètre écologique essentiel et sert de base à la classification de ces milieux. Nos travaux sur plusieurs lagunes méditerranéennes (et d’autres régions) nous conduisent à remettre en cause cette conception et à proposer une autre dynamique des milieux paraliques” ... “par des facteurs internes (morphologie, hydrologie) qui commandent les temps que mettent les éléments venus de la mer pour atteindre chaque point du bassin considéré ou encore le temps de renouvellement du milieu en chaque point: nous appelons ce paramètre complexe le confinement.”

Muchos trabajos han confirmado que la salinidad no es el único factor que determina las comunidades lagunares (Barnes, 1994; Lardici *et al.*, 1997), y muchos otros respaldan la importancia del confinamiento (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1993; Mariani, 2001, Garnerot *et al.*, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004, 2007a; Benhissoune *et al.*, 2005; Chaouti y Bayed, 2005; Bouchereau *et al.*, 2008).

Sin embargo, Barnes (1989) cuestionó el concepto de confinamiento al no observar tales gradientes en las lagunas noratlánticas y bajo la premisa de que no existe realmente una fauna lagunar sino que los poblamientos lagunares estarían formados por especies marinas que se ven favorecidas en dichos ambientes (Barnes, 1994). En la laguna de Orbetello, en Italia, Benedetti-Cecchi *et al.* (2001) y De Biassi *et al.* (2003) llegaron a las mismas conclusiones. Y, de hecho, ni la salinidad ni el confinamiento explican por sí solos la distribución de organismos en las lagunas. La composición iónica (limnogénica vs. talasogénica; relación Ca/Mg), el tipo de sustrato, la exposición al oleaje, la disponibilidad de alimento, la concentración de oxígeno, la temperatura o la profundidad también juegan un papel importante (Margalef, 1969; Arndt, 1989), y con frecuencia se solapan e incluso neutralizan los efectos del confinamiento. Existen numerosas excepciones al modelo de distribución de especies que Guelorget y Perthuisot (1983) proponen en su teoría del confinamiento. Barnes (1994) cita varios ejemplos que incluyen *Hydrobia ulvae*, *Scrobicularia plana*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator*, entre otros. Todas estas especies son típicamente estuarinas, consideradas por Guelorget y Perthuisot (1983) como típicas de la Zona IV, donde los elementos marinos están ausentes. Sin embargo, todas ellas pueden vivir también en las zonas de sedimentos blandos someros próximas al mar. Este es también el caso de *Ruppia cirrhosa*, en el Mar Menor, donde a pesar de ser considerada propia de la misma Zona IV, aparece en áreas calmadas en la boca de los canales de comunicación con el mar Mediterráneo, por lo que su factor limitante no es tanto el confinamiento, sino posiblemente el hidrodinamismo, la profundidad y el tipo de sedimento (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1993). Por otro lado, *Paracentrotus lividus*, un erizo de mar que Guelorget y Perthuisot (1983) consideran exclusivo de las Zonas I y II próximas al mar abierto, con dominancia de especies marinas, puede encontrarse en las zonas más confinadas de la laguna de Urbino en Córcega, donde la naturaleza del sustrato es el factor más determinante de su distribución (Fernández *et al.*, 2002). Hace ya más de 20 años que Pérez-Ruzafa y Marcos (1992, 1993), estudiando los poblamientos del Mar Menor, sugirieron que las especies lagunares responden a un ambiente multifactorial en el que el confinamiento sería uno de los factores importantes, pero condicionado por muchos otros. Además, sugirieron que más que el reciclado de vitaminas y oligoelementos de origen marino, el factor principal que explicaría la

estructura de las comunidades lagunares a lo largo de un gradiente de confinamiento, sería la tasa de colonización de las distintas especies desde el mar. La composición de las comunidades en cada lugar sería el resultado del equilibrio entre la competencia entre las especies ya establecidas y los nuevos colonizadores, pero teniendo en cuenta que unas tasas suficientemente altas de colonización pueden compensar las desventajas en la competencia interespecífica de las especies menos adaptadas al ambiente lagunar (Fenchel, 1975; Levinton, 1982).

De hecho, los ecosistemas lagunares y estuarinos están habitados por una gran variedad de especies con distintas estrategias biológicas. McLusky (1981) considera cinco categorías: oligohalinas, estuarinas propiamente dichas, marinas eurihalinas, estenohalinas y migradoras. De éstas, las categorías marinas serían las más abundantes, mientras que las típicamente estuarinas y las migratorias serían minoritarias. Barnes (1994) diferenció tres componentes principales en las lagunas del nordeste de Europa: especies lagunares de origen marino, especies lagunares de origen dulceacuícola y especies que habitan tanto en estuarios como en mar abierto. Más recientemente, Franco *et al.* (2008), siguiendo a Elliot y Dewailly (1995) y Elliot *et al.* (2007), propusieron seis grupos funcionales para los poblamientos de peces: estuarinos, migradores marinos, marinos ocasionales o extraviados, dulceacuícolas, anadromos y catadromos.

En el modelo de confinamiento basado en tasas de colonización propuesto por Pérez-Ruzafa y Marcos (1992), las especies alóctonas pueden clasificarse en tres clases (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1992; Gamito *et al.*, 2005):

1. Visitantes ocasionales marinos: especies que colonizan la laguna pero no pueden sobrevivir mucho tiempo en esas condiciones ambientales. Estas especies son raras y frecuentemente aparecen solo en la boca de los canales de comunicación con el mar, por lo que juegan un papel limitado en las comunidades lagunares.
2. Especies que colonizan más o menos regularmente la laguna y pueden sobrevivir como juveniles o como adultos, pero son incapaces de reproducirse en este ambiente. Estas incluyen a las especies típicamente migradoras y suelen ser objetivo de la actividad pesquera en las lagunas. De hecho, constituyen el componente que es compartido por la gran mayoría de las lagunas en un amplio rango geográfico (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007a, 2011).
3. Especies que colonizan la laguna (generalmente después de alguna modificación en la estructura de las golgas que conduce a un cambio en las condiciones hidrográficas) y que son capaces de reproducirse en la laguna en las nuevas condiciones. Estas especies llegan a establecerse y su abundancia dependerá del equilibrio competitivo con las especies previamente adaptadas al ambiente lagunar. En estos casos, los gradientes asociados al confinamiento son temporales y terminan desapareciendo tras unos pocos años, a medida que la especie va colonizando las zonas más confinadas.

Lo interesante de este modelo es que tiene un componente estocástico que hace que el azar juegue un papel importante en la configuración de las comunidades lagunares. Esto hace que, por ejemplo, aunque dominen las especies eurihalinas, se puedan encontrar algunas estenohalinas, de modo que, como Cognetti y Maltagliati (2000) dicen, la especificidad de las biocenosis de aguas salobres tiene más que ver con las poblaciones que con las especies.

En este contexto, tanto los colonizadores periódicos, como los que lo hacen al azar, estarían bajo las fuerzas selectivas marcadas por el ambiente extremo y variable propio de las lagunas costeras, especialmente cuando la colonización tiene lugar en fases larvarias o como juveniles. De este modo, la selección natural puede preservar alelos específicos, que siendo raros en el ambiente marino, pasan a ser frecuentes en el lagunar, lo que conduce a una cierta diferenciación de las poblaciones a pesar de que el flujo genético se mantenga relativamente alto. El componente azaroso de este proceso es coherente con el hecho de que la mayoría de las especies que constituyen los ambientes lagunares son específicas de una determinada laguna o son compartidas por unas pocas. Así, de las 179 especies de peces inventariadas en 40 lagunas Atlanto-mediterráneas, solamente 98 están presentes en más de dos lagunas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007a) y de los 944 taxones inventariados por Basset *et al.* (2006), el 75% están en menos de 3 de las 26 lagunas estudiadas. Lo mismo ocurre con los macrófitos en los que de 621 especies presentes en estuarios y lagunas, solo 45 especies (7,3% del total) aparecen en más de 10 localidades (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011). Así, por ejemplo, en el caso de los peces, las especies *Callionymus pusillus*, *Millerigobius macrocephalus*, *Parablennius incognitus*, *Parablennius zvonimiri*, *Lipophrys canevae*, *Lipophrys dalmatinus*, *Tripterygion melanurus*, *Tripterygion tripteronotus*, *Serranus scriba* y *Trachinotus ovatus* han sido citadas en ambientes lagunares y estuarinos sólo en el Mar Menor. Otras especies, además de en el Mar Menor, han sido citadas solo en otro ambiente estuarino, como *Aspitrigla cuculus* en el estuario del Nervión, *Callionymus reticulatus* y *Spicara maena* en el del Tajo, *Labrus merula* en el del Mondego, *Symphodus mediterraneus* en la Mar Chica de Melilla y *Symphodus tinca* en el Stagnone di Marsala.

El hecho de que el confinamiento esté relacionado con las tasas de colonización supone que los gradientes de riqueza específica serán más evidentes en las especies que resulten menos competitivas en el ambiente lagunar o que presenten una menor capacidad de dispersión y explica que en las lagunas completamente cerradas no se den gradientes claros (Barnes, 1994). Esto también explica que la vegetación bentónica tampoco muestre estos gradientes (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001) y que, incluso, las zonas más confinadas y el infralitoral presenten una mayor riqueza de especies que las zonas próximas a los canales de comunicación con el mar abierto, como ocurre en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). En el caso de la vegetación, el tipo de sustrato y la estabilidad ambiental son probablemente factores más importantes que las tasas de colonización y la dispersión vinculadas al confinamiento. Al mismo tiempo, la profundidad, asociada a los gradientes verticales de radiación luminosa e hidrodinamismo determinan la zonación vertical que se solapa, a una escala espacial más reducida, a los patrones horizontales. Algunas de las comunidades supra, medio e infralitorales del Mar Menor se muestran en la Figura 1.1. En la Figura 1.2 se muestra el efecto del confinamiento en la configuración de los poblamientos de larvas de peces en la columna de agua en el Mar Menor.

1.6. ¿Están las lagunas costeras controladas de abajo-arriba y son más sensibles a la eutrofización?

Generalmente se ha considerado que los ambientes salobres están regulados por el ambiente y están estresados de forma natural debido a la elevada variabilidad físico-química, por ejemplo

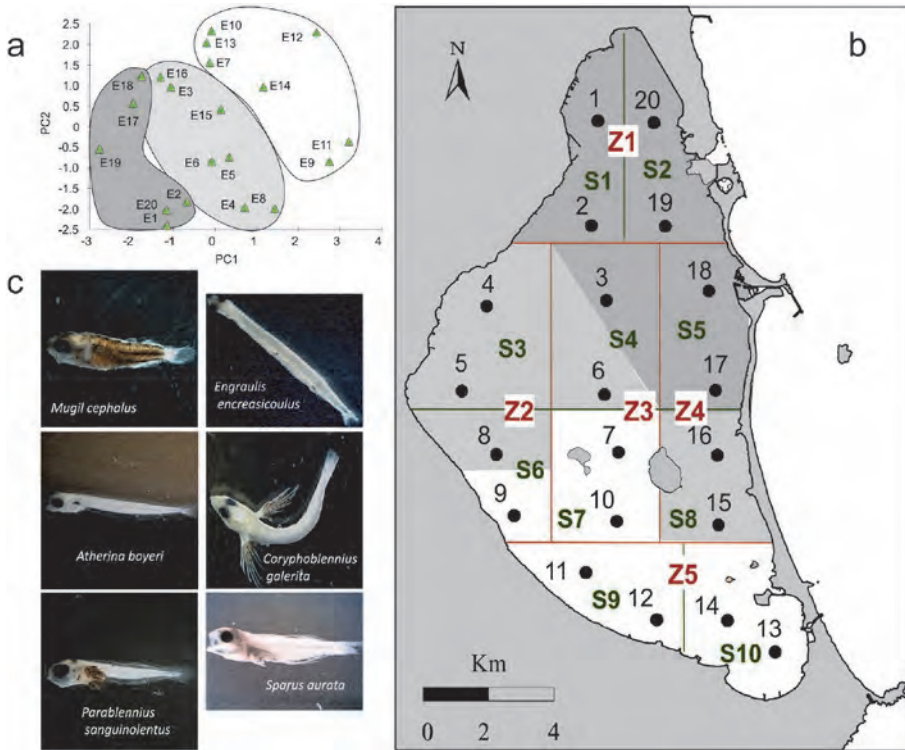


Figura 1.2. a: Grupos de localidades identificados mediante un análisis de componentes principales realizado en base a la composición del ictioplancton en la laguna costera del Mar Menor. El nombre de las estaciones de muestreo se corresponde con las mostradas en el mapa de la figura b. b: los tres grupos de localidades identificados por el análisis de la figura a se corresponden con tres grandes zonas de distintos grados de confinamiento o de influencia del Mediterráneo sobre la laguna; c: algunas de las principales especies presentes en el ictioplancton del Mar Menor (modificado de Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004).

en la salinidad, temperatura y nutrientes (Elliott y Quintino, 2007). Además, la relación intensa que las lagunas mantienen con los ecosistemas terrestres, el elevado tiempo de residencia de las masas de agua y la sedimentación, hace que estos ambientes sean especialmente vulnerables a entradas de materiales y contaminantes procedentes de tierra, las aguas de escorrentía y los impactos humanos, y más específicamente a la eutrofización (Nienhuis, 1992).

Suele asumirse que las especies estuarinas son tolerantes a dicho estrés. De este modo, al igual que las comunidades de ambientes contaminados por el hombre y en los estadios iniciales de la sucesión ecológica (Odum, 1969, 1985), las comunidades bentónicas estuarinas se espera que estén caracterizadas por una diversidad baja, con pocas especies de pequeño tamaño, muy abundantes, típicas estrategias de la *r*.

Ello implica que la comunidad tendrá una productividad y una tasa de renovación elevadas y, por tanto, una relación producción/biomasa elevada (P/B) (Margalef, 1969; Elliott y Quintino, 2007). En estos cuerpos de agua, que de forma natural reciben cantidades elevadas de

nutrientes, la vegetación debe incluir especies efímeras de algas verdes filamentosas como *Chaetomorpha linum*, *Cladophora dalmatica*, *Cladophora vagabunda*, *Ceramium diaphanum*, o formas finas tubulares o foliares como *Ulva compressa*, *Ulva intestinalis*, *Ulva prolifera* o *Ulva rigida*, etc. (Wilkinson *et al.*, 1995; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011).

Este tipo de comunidades toleran bien las condiciones ambientales adversas. Como se asume que las comunidades estuarinas tienen las mismas características que las zonas contaminadas, la consecuencia es que los indicadores biológicos son incapaces de diferenciar los estados natural y estresado, lo que se ha denominado “*Estuarine Quality Paradox*” (Dauvin, 2007; Elliot y Quintino, 2007; Dauvin y Ruellet, 2009).

Las especies de estas comunidades controladas por el ambiente físico deben adaptar su fisiología y su comportamiento a un espectro amplio de fluctuaciones físico-químicas impredecibles y, por tanto, en estos ambientes no están muy desarrolladas las relaciones interespecíficas (Sanders, 1968).

En este contexto, las lagunas costeras y los estuarios son considerados ambientes especialmente sensibles a los efectos de la entrada de nutrientes (European Environment Agency, 1999; Taylor *et al.*, 1999; NRC, 2000). Algunos autores llegaron a plantearse que el hecho de que las lagunas reciban menos aportes de aguas dulces implicaría una menor descarga de nutrientes que en los estuarios (Nixon 1982), pero las estimas realizadas posteriormente muestran que pueden ser semejantes, alcanzando en algunos casos hasta 7 y 12 mmol m⁻² d⁻¹ de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) (Taylor *et al.*, 1999).

La eutrofización no es un estado trófico, sino un proceso derivado del incremento en el suministro de materia orgánica al ecosistema (Likens, 1972; Nixon, 1995; Gamito *et al.*, 2005). Generalmente se identifica con el incremento en la entrada de nutrientes inorgánicos que favorecen la producción primaria en el ecosistema (European Environment Agency, 2001) que conduce a una sustitución progresiva de las fanerógamas marinas y las algas de crecimiento lento por algas de crecimiento rápido y, finalmente, por fitoplancton, que termina dominando completamente el sistema (Gamito *et al.*, 2005). Este proceso ha sido descrito en numerosas lagunas costeras (Reyes y Merino, 1991; Boynton *et al.*, 1996; Taylor *et al.*, 1999; Newton *et al.*, 2003; Solidoro *et al.*, 2010) e, incluso, modelado (Giusti *et al.*, 2010). Cuando la eutrofización es crónica, sus efectos incluyen estados de anoxia, proliferaciones de fitoplancton tóxico, mortandad masiva de organismos bentónicos y cambios drásticos en la distribución de especies. Una vez que el proceso se desencadena, es difícil de frenar. La liberación progresiva de los nutrientes acumulados en el sedimento durante su desarrollo, y el empobrecimiento en especies y la simplificación de la red trófica, hacen que el estado eutrófico pueda prolongarse mucho tiempo, incluso aunque la entrada de nutrientes cese (Nienhuis, 1992).

La producción pesquera de las lagunas costeras es tan alta como la de los estuarios, incluso en los casos en los que la menor entrada de nutrientes con las aguas dulces debiera limitar la producción primaria (Nixon 1982; Joyeux y Ward, 1998; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). En teoría, este tipo de sistemas con estructuras ecológicas que les permiten ser productivos a pesar de tener entradas de nutrientes bajas se consideran más sensibles a la eutrofización que los ya de por sí enriquecidos (Boynton *et al.*, 1996).

De hecho, la alteración del ciclo de nutrientes se considera como una de las causas principales de las proliferaciones algales, que suelen verse estimuladas por la disponibilidad de nitrógeno (Valiela *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 1999), y suelen conducir en algunas lagunas a crisis distróficas (Amanieu *et al.*, 1975; Boutiere *et al.*, 1982; Reyes y Merino, 1991; Ferrari *et al.*, 1993; Sfriso *et al.*, 1995; Viaroli *et al.*, 1996; Gianmarco *et al.*, 1997; Guyoneaud *et al.*, 1998; Bachelet *et al.*, 2000; Sakka Hlaili *et al.*, 2007; Specchiulli *et al.*, 2009; Giusti *et al.*, 2010). Las fluctuaciones drásticas en la producción primaria, ya sean estacionales o diarias, producen un fuerte desajuste en el balance de oxígeno, que pasa de estar sobresaturado durante las fases efímeras de producción autotrófica incontrolada y acumulación de materia orgánica a periodos de anoxia cuando se pasa a las fases heterótropas con un elevado consumo de oxígeno (D'Avanzo *et al.*, 1996; Viaroli *et al.*, 2001; Viaroli y Christian, 2003).

A pesar de la esperada vulnerabilidad de las lagunas a la entrada de nutrientes, numerosos autores han percibido que la respuesta de éstas a la eutrofización puede ser más compleja que en los estuarios y bahías (Taylor *et al.*, 1999). Tratando de explicarlo, algunos lo han atribuido a que son más pequeñas, someras y con conexiones más estrechas con el mar adyacente (Kjerve y Magill, 1989), pero estas características deberían hacerlas más productivas aún. Otros lo han achacado a que presentan relaciones más estrechas entre la columna de agua y el sedimento (Nixon, 1982), pero nuevamente esto debería implicar una intensificación de los gradientes. Algunos autores han puesto de manifiesto que en las lagunas, además del fitoplancton que domina la producción primaria de bahías y estuarios (Oviatt *et al.*, 1986), también se mantienen poblamientos complejos con fanerógamas marinas, macroalgas y epífitos (Taylor, 1983; Thorne-Miller *et al.*, 1983). En la laguna de Venecia, el exceso de nutrientes es controlado por proliferaciones de *Ulva*, evitando la proliferación y dominancia del fitoplancton (Sfriso *et al.*, 1992). Al mismo tiempo, el ramoneo de los herbívoros en zonas someras puede amortiguar los efectos de la eutrofización moderada (Havens *et al.*, 2001).

Cloern (2001) resaltó la necesidad de revisar los viejos modelos y asunciones en la respuesta de los ecosistemas a la entrada de nutrientes al observar las diferencias en la respuesta del ecosistema en los lagos continentales respecto a los sistemas estuarinos y costeros. En general se espera que en los ecosistemas acuáticos exista una correlación estrecha entre la disponibilidad de P (el principal factor limitante en las aguas dulces) y la productividad y abundancia del fitoplancton. Sin embargo, en los sistemas marinos costeros este tipo de relación es difícil de encontrar, y la concentración de nutrientes no resulta un buen indicador para predecir las proliferaciones de algas (Cloern, 2001).

En el Mar Menor se ha observado precisamente que, a pesar de los cambios en la entrada de nutrientes que tuvo lugar desde la puesta en regadío del campo de Cartagena en los años 1990 y el incremento en nitratos en la columna de agua, no se ha producido un incremento significativo en la concentración de clorofila (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Entre 1988 y 1997 la concentración de nitrato en la columna de agua pasó de ser inferior a $1 \mu\text{mol N l}^{-1}$ durante todo el año, a concentraciones de hasta $8 \mu\text{mol N l}^{-1}$, estimulando el crecimiento de algas fitoplanctónicas de gran tamaño. Sin embargo, no se observaron cambios significativos en las pendientes del espectro de biomasa de la red trófica pelágica debido al control que ejercían dos especies de medusas (*Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*), que habían colonizado la laguna tras

el ensanche del canal del Estacio. En el Mar Menor, la concentración de clorofila *a* muestra una relación negativa con la concentración de nutrientes y positiva con la abundancia de ictio-plancton, sugiriendo que el fitoplancton controla la concentración de nutrientes, mientras que los herbívoros son controlados por las larvas de peces, reforzando la evidencia de un control de arriba-abajo (*top-down*) de la red trófica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005b). Además, la variación en las relaciones entre la abundancia de larvas de peces y la concentración de clorofila *a* muestra una dinámica estacional muy definida con un ciclo límite.

Las oscilaciones y variaciones espaciales en la amplitud del ciclo límite pueden explicarse biológicamente como resultantes de desbordamientos producidos por el retraso en la respuesta en la densidad de herbívoros a la disponibilidad de alimento, o a diferencias en la estructura de la comunidad y en los ciclos de vida de las especies (Scheffer, 1998), lo que se traduciría en mecanismos homeorréticos de control (*sensu* Odum, 2000) y retardos en la respuesta a lo largo de los distintos niveles de la red trófica. La homeorresis a nivel de comunidad y ecosistema es un mecanismo de control más laxo que la homeostasis a nivel de individuo, actuando mediante mecanismos de retroalimentación positivos y negativos con un comportamiento más caótico y a pulsos, y no tanto a través de estados de equilibrio (Odum y Barret, 2006). La estabilidad temporal de los mecanismos de regulación en el Mar Menor, y probablemente en otros sistemas, vendría dada por los desfases estacionales en la reproducción y el ciclo de vida de las distintas especies estuarinas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004), en la inmigración de especies marinas, en la heterogeneidad espacial y temporal de la colonización de especies desde el mar abierto a través de las golas y en las conexiones plancton-bentos. De hecho, en distintas bahías costeras se ha descrito la importancia del control *top-down* sobre el fitoplancton ejercido por bivalvos filtradores y otros organismos bentónicos (Heck y Valentine, 2007; Newell *et al.*, 2007; Lonsdale *et al.*, 2009).

1.7. ¿Están dominadas las lagunas costeras por especies estrategas de la *r*, mientras que los recursos lagunares son explotados temporalmente por migradores marinos con estrategias de la *K*?

Las especies responden a la variabilidad ambiental con un amplio espectro de estrategias de vida en cuyos extremos estarían los dos principales tipos, *r* vs. *K* (Pianka, 1970; Margalef, 1974; Heip, 1995; Gamito *et al.*, 2005). Las especies con estrategia de la *r* se caracterizan por ser de pequeño tamaño, con un periodo reproductivo temprano y breve, al que dedican la mayor parte de su energía y que da lugar a una descendencia de individuos pequeños muy numerosos que tienen una elevada capacidad de dispersión. Estas características les confieren ventajas selectivas en ambientes extremos e impredecibles. En el otro extremo, los ambientes estables y predecibles están dominados por especies estrategas de la *K*, que son normalmente más grandes, de vida larga y menos abundantes, con una relación biomasa/producción elevada. Estas especies dedican menos energía a la reproducción, pero hacen una inversión muy importante en estructuras de mantenimiento, mecanismos homeostáticos y en el cuidado de las crías, lo que garantiza la supervivencia individual y de la descendencia.

Aunque las estrategias de vida no son siempre fáciles de interpretar y de ajustar a modelos predictivos (Stearns, 1977), se asume que las lagunas costeras seleccionan especies eurihalinas

y oportunistas, tolerantes al estrés ambiental (es decir, estrategias de la r) (Margalef, 1969; Lardicci *et al.*, 1997; Gamito *et al.*, 2005; Munari *et al.*, 2009; Ponti *et al.*, 2011), que serían las únicas capaces de reproducirse en estos hábitats. Al mismo tiempo, las lagunas serían utilizadas como zona de refugio, alimento y cría por muchas especies marinas que penetran en ellas como inmigrantes con el fin de explotar sus excedentes de producción (Margalef, 1969; Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977). En general se asume que estas especies serían especialistas, estrategias de la K , lo que les daría ventajas competitivas sobre las generalistas, estrategias de la r , durante el tiempo limitado que pasan en las lagunas (UNESCO, 1981).

Sin embargo, nuevamente, al analizar las estrategias biológicas de los peces que habitan las lagunas costeras, estas presunciones no se sostienen (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2013). Las características biológicas de las especies que viven en las lagunas costeras y estuarios son heterogéneas y cubren un rango amplio de posibilidades en el gradiente selectivo r/K , pero pueden encontrarse diferencias significativas entre las lagunas oligohalinas y estuarios por un lado y las polihalinas y euhalinas por otro. Las primeras estarían dominadas por estrategias de la r , como podría esperarse, con un componente importante de peces de agua dulce, pero en las segundas dominarían más bien especies marinas con estrategias de la K .

Por término medio, los poblamientos de peces que habitan las lagunas costeras de agua dulce tienden a tener las tasas de crecimiento instantáneo de la población (r_{\max}) más elevadas, una fecundidad por talla alta, coeficientes de crecimiento somático elevados y, por tanto, una resiliencia alta, con una mortalidad natural también alta, una edad de primera madurez baja, tiempos de generación y vida reproductiva cortos, un consumo de alimento elevado, un nivel trófico bajo y un rendimiento por reclutamiento bajo.

En cambio, los pobladores de las lagunas costeras polihalinas y euhalinas tienden a cuidar sus puestas, e incluso las crías, ya sea externamente (como *Symphodus* spp., góbidos y blénidos) o incubando los huevos en el interior del cuerpo (como los signátidos), siendo ovovivíparos o vivíparos, con reproducción protógina y comportamientos territoriales. Estas especies están bien representadas en el Mar Menor, siendo particularmente abundantes en las praderas de *Cymodocea* y en los fondos de roca.

Las especies compartidas por las lagunas euhalinas y el mar costero son principalmente bentónicas, con una talla de primera madurez y de rendimiento máximo relativamente grande, y un rendimiento por reclutamiento bajo. En general, son también de mayor tamaño que las que caracterizan los estuarios y las lagunas oligohalinas. En el Mar Menor estas especies están representadas por los sargos como *Diplodus puntazzo* y góbidos principalmente, como *Gobius bucchichi*, *Gobius cobitis*, *Gobius cruentatus* o *Gobius paganellus*. Con todo, muchas especies estuarinas muestran características mixtas.

Por contra, los inmigrantes marinos, entre los que se encuentran los mújoles, la dorada (*Sparus auratus*) o los lenguados (*Solea solea*) en el Mar Menor, probablemente constituyen los pobladores situados más hacia el extremo del gradiente de las estrategias de la r , tratándose de especies que muestran una elevada fecundidad por talla y con huevos y larvas pelágicas. Además, junto con las especies de agua dulce, son las que tienen una vida reproductiva más corta en relación a la edad a la que alcanzan la primera madurez sexual. Esto cambia el esquema de

viejas asunciones de la UNESCO (1981). No serían los inmigrantes marinos, sino las especies estuarinas las que asumirían las estrategias de la K en las lagunas costeras para enfrentarse a las restricciones que el ambiente impone a la reproducción (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2013). Los inmigrantes marinos aprovecharían la productividad lagunar para tener un crecimiento más rápido. Algunas especies estenohalinas también pueden colonizar las lagunas por azar. El ambiente lagunar conformaría poblaciones de estas especies adaptadas localmente (Cognetti y Maltagliati, 2000). La naturaleza estocástica de los procesos de colonización explicaría la baja frecuencia de ocurrencia en otras lagunas de la mayoría de las especies consideradas características en una laguna dada. La selección lagunar no actuaría sobre todas las características biológicas de las poblaciones adaptadas sino solo sobre algunas de ellas, rompiendo la coherencia en un contexto de estrategias r vs. K . Esto explicaría que algunas especies típicamente estuarinas muestren características que responden a estrategias opuestas en dicho contexto, como en el caso de *Gambusia affinis*, una especie vivípara con una tasa de crecimiento instantáneo de la población muy elevada ($r_{\max} = 11,72$) o, en el otro extremo, los esturiones, *Acipenser* spp., que tienen una alta fecundidad y dispersan los huevos pero tienen tasas de crecimiento poblacional muy bajas ($r_{\max} = 0,17-0,33$) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2013).

La principal conclusión es que, junto al papel selectivo del ambiente lagunar actuando sobre poblaciones locales, la adaptación a un ambiente variable y heterogéneo como el de las lagunas no es solo una cuestión de especies, sino de comunidades. Probablemente, en parte como resultado de la selección ambiental, las especies disfrutaban de un amplio rango de posibilidades en un continuo y las alternativas entre las estrategias biológicas no están siempre claras. Es a nivel de comunidad al que la heterogeneidad y variedad de estrategias biológicas mostradas por cada especie les permite afrontar el estrés ambiental y desarrollar mecanismos homeostáticos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2013), como se ha constatado en el Mar Menor, y es a este nivel principalmente al que se puede afirmar que las comunidades lagunares están lejos de ser controladas por el ambiente y que más bien están biológicamente adaptadas en el sentido al que se refería Sanders (1968).

1.8. Búsqueda de indicadores de calidad ambiental y del estado ecológico en las lagunas costeras

Como se ha visto, en buena medida a raíz de los estudios realizados en el Mar Menor, las lagunas costeras son ecosistemas altamente dinámicos, heterogéneos y complejos, en la frontera entre los dominios terrestre y marino. Por su composición específica y sus características ecológicas son ecosistemas situados entre las aguas marinas y las aguas de transición, tal y como son definidas por la Directiva Marco del Agua Europea. Debido a estas características, las lagunas costeras como el Mar Menor son auténticos laboratorios o mesocosmos, con límites bien definidos, donde estudiar y validar modelos sobre toda una variedad de procesos biológicos y ecológicos relativos a los procesos de especiación, la organización de las comunidades, su productividad, el impacto de las actividades humanas o el cambio climático y el desarrollo de mecanismos homeostáticos en individuos, especies y ecosistemas. Sin embargo, las cuestiones más interesantes no pueden ser respondidas estudiando un único sistema, sino integrando la información de múltiples lagunas.

Algunas de estas cuestiones son esenciales para una gestión adecuada de las lagunas costeras. Las directivas europeas requieren conocer el estado ecológico de los ecosistemas, monitorizar su evolución y tomar medidas correctoras si fuera necesario. Sin embargo, ya de entrada, a nivel de ecosistema, nos tropezamos con problemas conceptuales a la hora de aplicar, por ejemplo, la Directiva Marco del Agua en las lagunas costeras y aguas de transición (Pérez-Ruzafa y Marcos, 2008). Con la definición de la directiva en la mano, las aguas de transición se caracterizan por tener aportes importantes de agua dulce y muchas lagunas costeras, como el Mar Menor, no los tienen de forma natural y cuando los tienen, forzados por la actividad humana, suponen un problema importante para su integridad ecológica. Asumir que las entradas de agua dulce son naturales conllevaría errores de gestión que podrían ser irreparables. Esto fuerza a colocar a estas lagunas entre las aguas costeras, cuando por su composición específica y funcionamiento ecológico deberían poder estar con los demás sistemas lagunares europeos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011).

Por otro lado, la determinación del estado ecológico o la evaluación de impactos requieren disponer de condiciones de referencia y de zonas no impactadas que sirvan de control. Las aproximaciones científicas a estas cuestiones en base a diseños experimentales de muestreo ya fueron propuestas hace años (Underwood y Peterson, 1988; Underwood, 1991, 1992, 1993, 1994; Schmitt y Osenberg, 1996), pero, lamentablemente, siguen sin aplicarse en los estudios encargados por las administraciones. Generalmente, los requerimientos legislativos para abordar dichas evaluaciones tienen poco que ver con los experimentales que permitirían responder claramente a si ha habido cambios en el estado ecológico o si se ha producido un impacto o no. Esto sin contar que, como decía May (1980), los estudios de impacto suelen ser descuidados y apenas contienen una lista de especies fiable o, como recalca Margalef (1985), suelen ser incompletos e incorrectos, o intentan justificar decisiones tomadas de antemano y, con cierta frecuencia, contaminadas por intereses económicos poco claros.

Detectar cambios en un sistema o encontrar diferencias entre dos sistemas requiere medir la misma variable en al menos dos situaciones, actuando una de ellas como control o referente. Pero, además, cada situación debe ser muestreada con la suficiente replicación de modo que toda la variabilidad y heterogeneidad del ecosistema estudiado y los posibles errores de medida estén incluidos en ambos casos. Solo así es posible diferenciar la variabilidad natural, inherente a todo sistema biológico, de los cambios producidos por la actividad humana.

Por tanto, antes de diseñar un programa de seguimiento hay que decidir qué variables son relevantes para caracterizar el sistema, las técnicas de medida o de muestreo a utilizar, las condiciones de referencia y localidades control y cuántas muestras o replicas debemos tomar. Esta última decisión supone conocer bien cuáles son las escalas espaciales y temporales de variabilidad del ecosistema que estamos estudiando. Considerar que un sistema es uniforme, como se pensaba de las lagunas costeras, cuando en realidad es altamente heterogéneo, como hemos visto en el Mar Menor, implica confundir las diferencias inherentes al sistema con los impactos ambientales que está sufriendo, imposibilitando una gestión adecuada.

Además, como hemos visto, una dificultad adicional a la hora de detectar impactos en las lagunas costeras es la heterogeneidad de respuestas y estrategias de vida de sus especies

que pueden conllevar comportamientos del ecosistema semejantes a los de las comunidades bajo estrés antrópico (Elliott y Quintino, 2007; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007b, 2008; Tagliapietra *et al.*, 2009) unido a la capacidad de los sistemas complejos de tener respuestas homeostáticas de autoregulación que enmascaran o retardan la aparición de los síntomas de enfermedad (Figura 1.3). Las diferencias observadas en cualquier indicador medido podrían representar simplemente un ajuste del sistema ante nuevas condiciones ambientales y no necesariamente cambios deletéreos. Es decir, una significación estadística no siempre tiene significado biológico. Pero, al mismo tiempo, los indicadores al uso para detectar impactos pueden quedar enmascarados por las respuestas homeostáticas, por lo que no encontrar diferencias tampoco tiene por qué significar que el sistema no esté bajo presión, y quizás a punto de romperse.

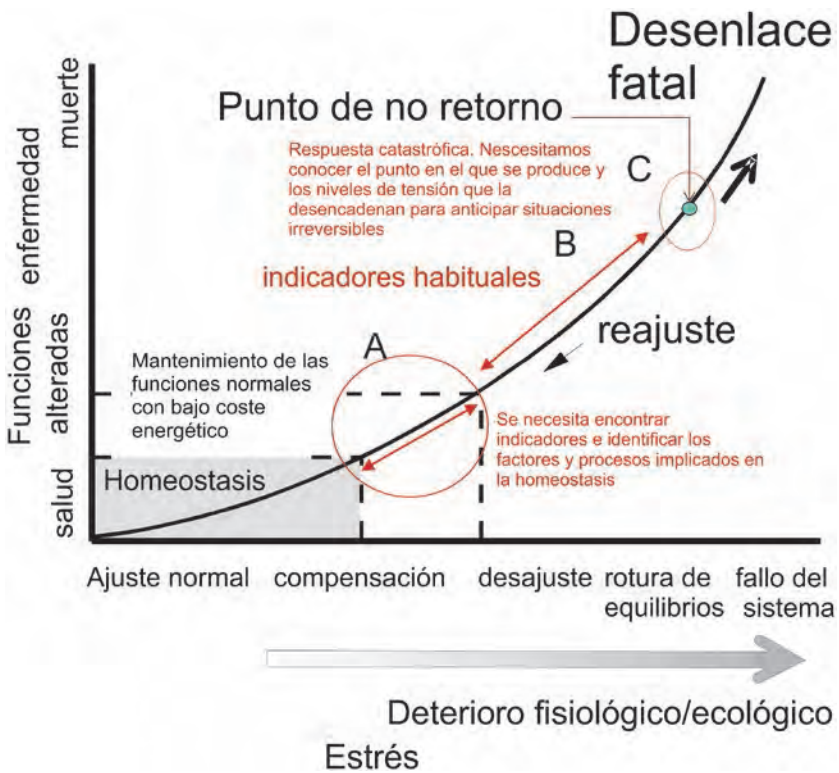


Figura 1.3. Esquema de los cambios que tienen lugar en el estado funcional de un organismo o ecosistema, desde la salud a la muerte, pasando por distintos niveles de disfunción, y su relación con el estado fisiológico o ecológico asociado a niveles de estrés crecientes derivados de la exposición a contaminantes o a condiciones ambientales extremas (modificado de Lloyd, 1972 y Pérez-Ruzafa y Marcos, 2015). La mayoría de los indicadores utilizados actualmente, tanto a nivel de individuos como de comunidad, son útiles para detectar alteraciones o cambios en la región B. Sin embargo, se necesita encontrar buenos indicadores y comprender los procesos que tienen lugar en las regiones A y C, de modo que se pueda anticipar un deterioro importante o los daños que resultan irreparables antes de que tengan lugar. En ambas regiones la fase de transición es difícil de anticipar debido a que los cambios ocurren de forma repentina y dramática en el contexto de la teoría de las catástrofes (modificado de Pérez-Ruzafa y Marcos, 2015).

El problema es, por tanto, saber en qué momento el valor de una determinada variable está fuera del rango normal de salud del organismo o del ecosistema. La mayoría de los indicadores utilizados habitualmente para detectar cambios son capaces de hacerlo en la región B de la Figura 1.1. Sin embargo, necesitamos encontrar buenos indicadores y comprender los procesos que tienen lugar en las regiones A y C, de modo que podamos anticipar un deterioro inminente o el punto de no retorno en el que el sistema pierde sus propiedades y evoluciona hacia un estado completamente distinto, con especies y relaciones interespecíficas que ya no tienen nada que ver con su estado original. En ambas regiones, las fases de transición son desconocidas y suelen ser estrechas y repentinas con cambios dramáticos en el contexto de la teoría de las catástrofes de acuerdo con Thom (1989). Este es el caso del Mar Menor. Su respuesta a las entradas de nutrientes a través del control de la red trófica ejercido por las larvas de peces y las medusas hace que los valores de clorofila se mantengan bajos y no puedan ser utilizados como sistema de alerta de que el Mar Menor está siendo forzado, aunque, sí lo sería la abundancia de las propias medusas. Además, la laguna puede seguir acumulando tensión hasta que el sistema se rompa de forma irreversible y los mecanismos reguladores dejen de funcionar. Esto puede suceder en cualquier momento, dados los actuales niveles de entrada de nutrientes y estrés a los que está sometida, pero no sabemos cuándo será. Una vez que esto suceda, el ecosistema se reorganizará, muy probablemente evolucionando hacia redes tróficas más simples y con especies oportunistas, con la consiguiente pérdida de control sobre la calidad de aguas.

1.9. Principales conclusiones y retos futuros

El estudio sistemático del Mar Menor ha permitido conocer en profundidad cómo se estructuran las comunidades lagunares y cómo responden a las distintas presiones antrópicas a las que están sometidas, incluyendo dragados y vertidos de arenas, construcción de diques, la apertura de canales de comunicación con el mar abierto o la introducción de especies alóctonas. Pero la contribución más importante de las investigaciones realizadas en esta laguna ha sido el cambiar radicalmente los paradigmas y asunciones acerca de la complejidad y estrategias ecológicas de sus comunidades y especies. Su capacidad de autorregulación y mecanismos homeostáticos son sorprendentes y sofisticados. También aquí, el estudio de las lagunas costeras y del Mar Menor en particular puede ser determinante para adquirir un conocimiento que es esencial para gestionar los ecosistemas y no perder los bienes y servicios de todo tipo que nos prestan.

1.10. Bibliografía

Aguesse, P. 1957. La classification des eaux poikilohalines, sa difficulté en Camargue. Nouvelle tentative de classification. *Vie et Milieu*, 8, 341-365.

Alongi, D.M. 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Amanieu, M., Baleux, B., Guelorget, O., Michel, P. 1975. Etude Biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaigue) dans l'étang du Prévost

a Palavas (Hérault). *Vie Milieu*, 25 B(2), 175-204.

Amanieu, M., Guelorget, O., Nougier-Soule, J. 1981. Analyse de la diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne. *Vie Milieu*, 31, 303-312.

Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M. 2003. Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE

Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 19 (4), 202-208.

Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M. 2006a. Life strategy of *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (southeastern Iberian Peninsula). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 22 (1-4), 23-39.

- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M.** 2006b. Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zoologica*, 55 (2), 151-161.
- Anónimo** 1959. Final resolution. The Venice System for the Classification of Marine Waters according to salinity. *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 11 (suppl.), 243-245.
- Aravio-Torre, J. y Arevalo, A.** 1971. La salinidad del Mar Menor, sus variaciones. Algunas consideraciones sobre el intercambio de aguas con el Mar Mediterráneo. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 146, 3-20.
- Arevalo, A. y Aravio-Torre, J.** 1969. La salinidad de las lagunas litorales. El Mar Menor (Murcia). Apéndice. Tablas hidrográficas para salinidades de 47'32 a 53'10 por 1000. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 139, 37pp.
- Arndt, E.A.** 1989. Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. En: *Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms*. Ryland, J.S., Tyler, P.A. (Eds). Olsen & Olsen, Fredensborg, 327-338.
- Augier, H.** 1982. Inventory and classification of marine benthic biocenoses of the Mediterranean. Council of Europe, European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resource, Strasbourg, Nature and Environment Series 25.
- Bachelet, G., De Montaudouin, X., Auby, I., Labourg, P.J.** 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES J. Mar. Sci.*, 57 (5), 1495-1506.
- Barnes, R.S.K.** 1980. Coastal lagoons. Cambridge Studies in Modern Biology 1, Cambridge University Press, Cambridge.
- Barnes, R.S.K.** 1989. What, if anything, is a brackish water fauna? *Transactions of the Royal Society of Edinburgh: Earth Sciences*, 80, 235-240.
- Barnes, R.S.K.** 1994. A critical appraisal of the application of Guelorget and Perthuisot's concepts of the paracrietal ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 38 (1), 41-48.
- Basset, A., Galuppo, N., Sabetta, L.** 2006. Environmental heterogeneity and benthic macroinvertebrate guilds in Italian lagoons. *Transitional Waters Bulletin*, 1, 48-63.
- Benedetti-Cecchi, L., Rindi, F., Bertocci, I., Bulleri, F., Cinelli, F.** 2001. Spatial variation in development of epibenthic assemblages in a coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52, 659-668.
- Benhissoune, S., Chaouti, A., Bayed, A.** 2005. Distribution des macrophytes benthiques dans la lagune de Smir (nord-ouest du Maroc). En: *Ecosystèmes côtiers sensibles de la Méditerranée: cas du littoral de Smir*. Bayed, A., Scapini, F. (Eds.) Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, série générale, 4, 27-32.
- Bouchereau, J.L., Chaves, P. de T., Monti, D.** 2008. Factors Structuring the Ichthyofauna Assemblage in a Mangrove Lagoon (Guadeloupe, French West Indies). *Journal of Coastal Research*, 24 (4), 969-982.
- Boutiere, H., Bovee, F., Delille, D., Fiala, M., Gros, C., Jacques, G., Knoepffler, M., Labat, J.P., Panouse, M., Soyer, C.** 1982. Effect d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanol. Acta, Actes Symposium International sur les lagunes cotieres*, 31-242.
- Boynton, W.R., Murray, L., Hagy, J.D., Stokes, C., Kemp, W.M.** 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. *Estuaries and Coasts*, 19 (2), 408-421.
- Butigieg, J.** 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Boletín de Pesca*, 133, 251-286.
- Campillo, J.A., Albentosa, M., Valdés, N.J., Moreno-González, R., León, V.M.** 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143, 365-379.
- Capaccioni, R., García-Carrascosa, M. & Rodríguez, C.** 1987. Anélidos poliquetos del Mar Menor (SE de España): inventario faunístico y caracterización ecológica y bionómica. *Cah. Biol. Mar.*, 28, 403-428.
- Carrada, G.C., Fresi, E.** 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e metodi. En: *Le lagune costiere: ricerca e gestione*. Carrada, G.C., Cicogna, F., Fresi, E. (Eds.) CLEM, Massa Labrense, Nápoles, 36-56.
- Cavinato, G.** 1950. Revisione dei Gobius della Laguna Veneta. *Arch. Oceanogr. Limnol. Roma*, 7 (2-3), 157-212.
- Chaouti, A., Bayed, A.** 2005. Diversité taxonomique et structure de la macrofaune benthique des substrats meubles de la lagune de Smir. En: *Ecosystèmes côtiers sensibles de la Méditerranée: cas du littoral de Smir*. Bayed, A., Scapini, F. (Eds.) Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, série générale, 4, 33-42.
- Chassany de Casabianca, M.L.** 1979. Dynamique pluriannuelle des macrophytes en milieu lagunaire. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 25/26 (3), 175-176.
- Chassany de Casabianca, M.L.** 1980. Evolution biocénétique du bord des étangs en Corse. *Tethys*, 9 (3), 299-308.
- Chubarenko, B., Koutitonsky, V.G., Neves, R., Umgiesser, G.** 2005. Modeling concepts. En: *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. Gönenc, I.E., Wolfin, J.P. (Eds.), CRC Press, Boca Ratón, 231-306.
- Cloern, J.E.** 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cognetti, G., Maltagliati, F.** 2000. Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40(1), 7-14.
- Conesa-Alcaraz, H.M., Jiménez-Cárceles, F.J., María-Cervantes, A., González-Alcaraz, M.N., Egea-Nicolás, C., Álvarez-Rogel, J.** 2010. Heavy metal contamination caused by mining activities in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Biogeochemistry and Pedogenic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems*, 233-248.
- Conesa-Alcaraz, H.M., Jiménez-Cárceles, F.J., María-Cervantes, A., González-Alcaraz, M.N., Egea-Nicolás, C., Álvarez-Rogel, J.** 2011. Heavy metal contamination caused by mining activities in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Heavy Metal Sediments*, 115-134.
- Curiel, D., Rismondo, A., Bellemo, C., Marzocchi, M.** 2004. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981-1998. *Sci. Mar.*, 68 (1), 57-67.
- D'Ancona, U.** 1959. The classification of brackish waters with reference to the North Adriatic lagoons. *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 11 (suppl.), 93-109.
- D'Avanzo, C., Kremer, J.N., Wainright, S.C.** 1996. Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141, 263-274.
- Dauvin, J.C.** 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 271-281.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T.** 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59, 38-47.

De Biasi, A.M., Benedetti-Cecchi, L., Pacciardi, L., Maggi, E., Vaselli, S., Bertocci, I. 2003. Spatial heterogeneity in the distribution of plants and benthic invertebrates in the lagoon of Orbetello (Italy). *Oceanol. Acta*, 26 (1), 39-46.

De Casabianca, M.L., Kiener, A., Huvé, H. 1972. Biotopes et biocénoses des étangs saumâtres corses: Biguglia, Diana, Urbino, Palo. *Vie Milieu*, 23 (2C), 187-227.

De Pascalis, F., Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Marcos, C., Umgieser, G. 2012. Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 118-129.

Elliott, M., Dewailly, F. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29 (3-4), 397-417.

Elliott, M., Quintino, V. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), 640-645.

Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish & Fisheries*, 8, 241-268.

European Environment Agency 1999. Nutrients in European Ecosystems. Environmental Assessment Report 4. Office for official publications of the European Communities.

European Environment Agency 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic Report 7, Copenhagen.

Feldmann, G. 1954. Contributions à l'étude biologique des étangs méditerranéens. La Végétation de l'Étang de Salses (rive sud). *Vie Milieu*, 4 (4), 685-700.

Fenchel, T. 1975. Factors determining the distribution patterns of mud snails (Hydrobiidae). *Oecologia*, 20, 1-17.

Fernandez, C., Pasqualini, V., Johnson, M., Ferrat, L., Caltagirone, A., Boudouresque, C.F. 2002. Stock evaluation of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a lagoonal environment. *En: Echinoderms Research 2001*. Féral, J.P., David, B. (Eds.). AA Balkema, Lisse, The Netherlands, 319-323.

Ferrari, I., Ceccherelli, V.U., Naldi, M., Viaroli, P. 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow-water dystrophic lagoon. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 25, 1043-1047.

Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P. 2006. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555, 159-174.

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 354, 219-228.

Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Riccato, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliiva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., Torricelli, P. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 115-125.

Gamito, S., Gilabert, J., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. *En: Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. Gönenç, I.E., Wolflin, J.P. (Eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 193-229.

García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Domínguez, B., Figueroa, F.L., Pérez-Ruzafa, A. 2012a. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 79, 37-47.

García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2012b. Suitability of benthic macrophyte indices (EEL, E-MaQI and BENTHOS) for detecting anthropogenic pressures in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Ecological Indicators*, 19, 48-60.

García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., López-Figueroa, F., Pérez-Ruzafa, A. 2014. Living in a coastal lagoon environment: Photosynthetic and biochemical mechanisms of key marine macroalgae. *Marine Environmental Research*, 101, 8-21.

Garnerot, F., Bouchereau, J.L., Rebelo, J.E., Guelorget, O. 2004. L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paraliq de type lagunaire, la Ria d'Aveiro (Portugal), en 1987-1988 et 1999-2000. *Cybiurn*, 28 (1) suppl., 63-75.

Gianmarco, G., Azzoni, R., Bartoli, M., Viaroli, P. 1997. Seasonal variations of sulphate reduction rates, sulphur pools and iron availability in the sediment of a dystrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water Air and Soil Pollution*, 99(1-4), 363-371.

Gilabert, J. 1992. Análisis del ecosistema planctónico del Mar Menor. Ciclo anual, distribución de tamaños y red trófica. Tesis doctoral, Universidad de Murcia.

Gilabert, J. 2001a. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *J. Plankton Res.*, 23, 207-217.

Gilabert, J. 2001b. Short-term variability of the planktonic size structure in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Plankton Res.*, 23, 219-226.

Giusti, E., Marsili-Libellia, S., Renzi, M., Focardi, S. 2010. Assessment of spatial distribution of submerged vegetation in the Orbetello lagoon by means of a mathematical model. *Ecological Modelling*, 221, 1484-1493.

González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A. 2012. In two waters: contemporary evolution of lagoonal and marine white seabream (*Diplodus sargus*) populations. *Marine Ecology*, 33, 337-349.

González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A., Rosique, M.J., Ortiz, A. 2004. Genetic differentiation in two cryptic species of Ostreidae, *Ostrea edulis* (Linné, 1758) and *Ostreola stentina* (Payraudeau, 1826) in the Mar Menor lagoon (SW Mediterranean). *The Nautilus*, 118 (3), 103-111.

González-Wangüemert, M., Giménez-Casaldueiro, F., Pérez-Ruzafa, A. 2006. Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the southwest Mediterranean and Mar Menor coastal lagoon. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34, 514-527.

González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A., Cánovas, F., García-Charton, J.A., Marcos, C. 2007. Temporal genetic variation in populations of *Diplodus sargus* from the SW Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 334, 237-244.

Guelorget, O., Michel, P. 1979a. Les peuplements benthiques d'un étang littoral languedocien, l'étang du Prevost (Hérault). I. Etude quantitative de la macrofaune des vases. *Téthys*, 9(1), 49-64.

Guelorget, O., Michel, P. 1979b. Les peuplements benthiques d'un étang littoral languedocien, l'étang du Prevost (Hérault). II. Etude quantitative de la macrofaune des sables. *Téthys*, 9(1), 65-77.

Guelorget, O., Perthuisot, J.P. 1983. Le domaine paraliq. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du Laboratoire de Géologie*, 16, 1-136.

Guelorget, O., Perthuisot, J.P. 1992. Paralic ecosystems. *Biological organi-*

zation and functioning. *Vie Milieu*, 42 (2), 215-251.

Guelorget, O., Frisoni, G.F., Perthuisot, J.P. 1983. Zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paraliqe méditerranéen. *Journal de Recherche Oceanographique*, 8(1), 15-35.

Guyoneaud, R., De Wit, R., Matheron, R., Caumette, P. 1998. Impact of macroalgal dredging on dystrophic crises and phototrophic bacterial blooms (red waters) in a brackish coastal lagoon. *Oceanologica Acta*, 21(4), 551-561.

Hartmann, G. 1952. Contributions a l'étude biologique des étangs méditerranéens. Ostracodes des étangs méditerranéens. *Vie Milieu*, 3, 707-712.

Havens, K.E., Hauxwell, J., Tyler, A.C., Thomas, S., McGlathery, K.J., Cebrian, J., Valiela, I., Steinman, A.D., Hwang, S.J. 2001. Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems: implications for community responses to nutrient stress. *Environmental Pollution*, 113 (1), 95-107.

Heck, K.L. Jr, Valentine, J.F. 2007. The Primacy of Top-down Effects in Shallow Benthic Ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 30 (3), 371-381.

Hegazi, M.M., Pérez-Ruzafa, A., Almeida, L., Candela, M.E. 1998. Separation and identification of chlorophylls and carotenoids from *Caulerpa prolifera*, *Jania rubens* and *Padina pavonica* by reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*, 829 (1-2), 153-159.

Heip, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, 41, 113-136.

Hernández-García, R., Muñoz, I., López-Capel, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2015. The influence of environmental variability of a coastal lagoon ecosystem on genetic diversity and structure of white seabream (*Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758)) populations. *Marine Ecology*, DOI: 10.1111/maec.12210.

Joyeux, J.C., Ward, A.B. 1998. Constraints on Coastal Lagoon Fisheries. *Advances in Marine Biology*, 34, 74-199.

Kapetsky, J.M., Lasserre, G. (Eds.) 1984. Management of coastal lagoon fisheries. *FAO Studies and Reviews*, GFCM 61. FAO, Rome.

Kjerfve, B. (Ed.) 1994. Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series.

Kjerfve, B., Magill, K.E. 1989. Geographic and hydrographic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology*, 88, 187-199.

Koutsoubas, D., Arvanitidis, C., Dou-nas, C., Drummond, L. 2000. Community structure and dynamics of the molluscan fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW Greece). *Belg. J. Zool.*, 130 (S1), 131-138.

Lardicci, C., Rossi, F., Castelli, A. 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (7), 536-547.

Lasserre, P., Postma, H. 1982. Coastal lagoons. Proceedings of an UNESCO-IABO-SCOR International symposium. *Oceanologica Acta*, 5, 461 pp.

León, V.M., Moreno-González, R., González, E., Martínez, F., García, V., Campillo, J.A. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *Science of the Total Environment*, 463-464, 975-987.

Levinton, J.S. 1982. *Marine Ecology*. Prentice-Hall. New Jersey.

Likens, G.E. 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. *Limnol.Oceanogr.*, 1 (Special Symposia), 3.

Lin, H.J., Hung, J.J. 2004. Factors affecting macroalgal distribution in a eutrophic tropical lagoon in Taiwan. *Mar. Biol.*, 144, 653-664.

Lloyd, R. 1972. Problems in determining Water Quality Criteria for freshwater fisheries. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 180, 439-449.

Lonsdale, D.J., Cerrato, R.M., Holland, R., Mass, A., Holt, L., Schaffner, R.A., Pan, J., Caron, D.A. 2009. Influence of suspension-feeding bivalves on the pelagic food webs of shallow, coastal embayments. *Aquatic Biology*, 6, 263-279.

Lovric, A.Z. 1979. Herbiers benthiques des eaux saumâtres de l'Adriatique orientale. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 25/26 (3), 169-170.

Lozano Cabo, F. 1953. Notas sobre una campaña de prospección pesquera en la mar chica de Melilla. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 64, 3-37.

Lozano Cabo, F. 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66.

Lozano Cabo, F. 1959. Graphic Documentation on some Fishing Gear used in Spanish Coastal lagoons. *Stud. Rev. Gen. Fish. Coun. Medit.*, 9, 1-7.

Lozano Cabo, F. 1969. La fauna ictiológica del Menor. Generalidades y claves de determinación de las especies. *Bole-*

tín del Instituto Español de Oceanografía 138: 3-47.

Lozano Cabo, F. 1979. Ictiología del Mar Menor (Murcia). *Los Fisóstomos*. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Murcia.

Marcos, C. 1991. Planificación ecológica y ordenación del territorio en el litoral. Tesis de Doctorado. Universidad de Murcia.

Marcos C., Torres, I., López-Capel, A., Pérez-Ruzafa, A. 2015. Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, DOI: 10.1007/s11160-015-9397-7.

Margalef, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. En: *Lagunas costeras*, Un Simposio. UNAM-UNESCO (Ed.). *Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras*, México D.F., 545-562.

Margalef, R. 1974. *Ecología*. Ediciones Omega, Barcelona.

Margalef, R. 1985. Introducción a la edición castellana. In: *European Communities Biologist Association and Colegio Oficial de Biólogos (Eds.)*, *Los biólogos y el medio ambiente*. El papel de los profesionales en un mundo que cambia, 5-6.

María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 200 (1-4), 289-304.

Mariani, S. 2001. Can Spatial Distribution of Ichthyofauna Describe Marine Influence on Coastal Lagoons? A Central Mediterranean Case Study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 261-267.

Mars, P. 1966. Recherches sur quelques étangs du littoral méditerranéen français et sur leurs faunes malacologiques. *Vie et Milieu*, 20, 1-359.

Martínez-Gómez, C., Lamoree, M., Hamers, T., van Velzen, M., Kamstra, J.H., Fernández, B., Benedicto, J., León, V.M., Vethaak, A.D. 2013. Integrated chemical and biological analysis to explain estrogenic potency in bile extracts of red mullet (*Mullus barbatus*). *Aquatic Toxicology*, 134-135, 1-10.

Marzano, C.N., Gravina, M.F., Fianchini, A., Portacci, G., Gherardi, M., Tursi, A., Corriero, G. 2010. The macrozoobenthos of the Karavasta lagoon system (Albania): local assemblages and geographical comparisons. *Marine*

Ecology-an Evolutionary Perspective, 31 (4), 622-632.

May, R.M. 1980. Estabilidad en los ecosistemas: algunos comentarios. In: Van Dobben, W.H. and Lowe-McConnell, R.H. (Eds.), *Conceptos unificadores en ecología*, 203-213. Blume, Barcelona.

McLusky, D.S. 1981. *The Estuarine Ecosystem*. Blackie, Glasgow.

McLusky, D.S. 1999. Estuarine benthic ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology*, 24, 302-311.

McLusky, D.S., Elliott, M. 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 71 (3-4), 359-363.

Michel, P. 1979. Choix d'un descripteur du milieu et planification écologique application à un écosystème lagunaire méditerranéen. *Revue de Biologie et Ecologie méditerranéenne*, VI (3-4), 239-247.

Moreno, F. 1975. Estudio de un ciclo anual del plancton en el Mar Menor. *CRIS Rev. de la Mar*, 149, 12-17.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., García, V., León, V.M. 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92 (3), 247-257.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., León, V.M. 2013b. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 77 (1-2), 400-411.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Pérez-Cánovas, E., Barceló, D., León, V.M. 2014. Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 490, 59-72.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Barceló, D., León, V.M. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.

Mouillot, D., Gaillard, S., Aliaume, C., Verlaque, M., Belsheer, T., Troussellier, M., Chi, T.D. 2005. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. *Ecological Indicators*, 5 (1), 1-17.

Munari, C., Manini, E., Pusceddu, A., Danovaro, R., Mistri, M. 2009. Response of BITS (a benthic index based

on taxonomic sufficiency) to water and sedimentary variables and comparison with other indices in three Adriatic lagoons. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective*, 30 (2), 255-268.

Murillo, L., Talavera, P.A. 1983. Aportación a la malacología de una laguna litoral: el Mar Menor (Murcia). *Iberus*, 3, 15-28.

Nagy, C.G. 1979. Cartographie floristique dans la lagune Sinoë. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 25/26 (3), 179-180.

Navarro, F. 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes del Instituto Español de Oceanografía*, Ser. II, 16.

Newell, R.I.E., Kemp, W.M., Hagy, J.D., Cerco, C.F., Testa, J.M., Boynton, W.R. 2007. Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy *et al.* (2006). *Marine Ecology-Progress Series*, 341, 293-298.

Newton, A., Icely, J.D., Falcao, M., Nobre, A., Nunes, J.P., Ferreira, J.G., Vale, C. 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23, 1945-1961.

Nienhuis, P.H. 1992. Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries*, 15 (4), 538-548.

Nixon, S.W. 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta*, 5, 357-371.

Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*, 41, 199-219.

NRC 2000. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. National Research Council, Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board.

Occhipinti Ambrogio, A., Bianchi, C.N., Morri, C., Sconfietti, R. 1988. Recherches sur la zonation verticale du macrobenthos sessile dans la lagune de Venise. *Cah. Biol. Mar.*, 29(3), 297-311.

Odum, E.P. 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science*, 164 (3877), 262-270.

Odum, E.P. 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *BioScience*, 35 (7), 419-422.

Odum, E.P. 2000. Tidal marshes as outwelling/pulsing systems. In: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Weinstein, M.P., Kreeger, D.A. (Eds).

Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 3-8.

Odum, E.P., Barret, G.W. 2006. *Fundamentals of Ecology*. Thomson.

Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell, D., Egea, A., de Maya, J.A., Ruiz-Navarro, A., García-Alonso, J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M. 2006. Y-O-Y fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 22 (3), 235-237.

Oviatt, C.A., Keller, A.A., Sampou, P.A., Beatty, L.L. 1986. Patterns of productivity during eutrophication: a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 28, 69-80.

Palacín, C., Martín, D., Gili, J.M. 1991. Features of spatial distribution of benthic infauna in a Mediterranean shallow-water bay. *Marine Biology*, 110, 315-321.

Pérez, J.M., Picard, J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Travaux de la station marine d'Endoume Bulletin*, 31 (47), 1-137.

Pérez-Ruzafa, A. 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). PhD thesis, Universidad de Murcia.

Pérez-Ruzafa, A. 2006. Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: *Contrastes naturales en la región bioclimática del Mediterráneo*. Ayuntamiento de Murcia (Ed.). Museo de la Ciencia y el Agua, Murcia, 223-241.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 1987. Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mójol en la laguna. *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.*, 11, 111-123.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 1992. Colonization rates and dispersal as essential parameters in the confinement theory to explain the structure and horizontal zonation of lagoon benthic assemblages. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 33, 100.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11, 347-358.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 2003. El Mar Menor. En: *Esteve, M.A., Lloréns, M. & Martínez-Gallur, C.* (Eds.), *Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar*. Servicio de

Publicaciones, Universidad de Murcia, 404-411.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 2005. Pressures on Mediterranean coastal lagoons as a consequence of human activities. En: *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge*. Fletcher, C., Spencer, T., Da Mosto, J., Camprostri, P. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, 545-555.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 2008. Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. In: *Genenc, I.E., Vadineanu, A., Wolflin, J.P. and Russo, R.C. (Eds.), Sustainable Use and Development of Watersheds, 299-321*. NATO Science for Peace and Security Series. Springer.

Pérez-Ruzafa A., Marcos, C. 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters En: *Sebastiá, M. (Ed.), Coastal Ecosystems: Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring*. Nova Science Publishers, Inc., New York, 89-116.

Pérez-Ruzafa, Á., Munilla, T. 1992. Pycnognid ecology in the Mar Menor (Murcia, SW Mediterranean). *Scientia Marina*, 56 (1), 21-28

Pérez-Ruzafa, A., Ramos, A. 1984. Contribución al conocimiento de la ictiofauna del Mar Menor (Murcia, SE Península Ibérica): estudio biométrico y biológico de la Familia Gobiidae (Pisces, Teleostei). *Cuadernos Marisqueros Publ. Téc.*, 7, 41-65.

Pérez-Ruzafa, A., Sanz, C. 1993. Tipificación de las poblaciones de dos especies de tanaidáceos del Mar Menor (Murcia, España). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 11, 159-167.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Ros, J.D. 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología*, 12 (Biología ambiental, 3), 53-65.

Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Ros, J.D. 1988. Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar menor. 1: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia aguatica*, 9, 27-40.

Pérez-Ruzafa, A., Ros, J.D., Marcos, C., Ballester, R., Pérez-Ruzafa, I.M. 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain), and its recent evolution following major environmental changes. En: *International Workshop on Posidonia Beds. 2. Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. (Eds.) GIS Posidonie, Marseille*, 49-62.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Ros, J.D. 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin*, 23, 747-751.

Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Camara, M.A., Salas, F., Gutierrez, J.M. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2), 140-151.

Pérez-Ruzafa, A., Gilbert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C., Sabah, S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476, 359-369.

Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A., Marcos, C. 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*, 64, 202-218.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Gilbert, J. 2005a. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. En: *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. Gönenc, I.E., Wolflin, J.P. (Eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 392-422.

Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilbert, J., Quispe, J.I., García-Charton, J.A. 2005b. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 550, 11-27.

Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E., Marcos, C. 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: the Mar Menor (Spain, western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53, 107-120.

Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C., Marcos, C. 2007a. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577, 107-125.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegazi, M.I., Quispe, J. 2007b. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75 (1-2), 175-188.

Pérez-Ruzafa, A., Hegazi, M.I., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C. 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Ma-*

rine Environmental Research, 65, 291-314.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Pérez-Marcos, M. 2011. Coastal lagoons: "transitional ecosystems" between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15, 369-392.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I. 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 101-115.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I.M. 2013. Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting *r* vs *K* strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 17-33.

Pérez-Ruzafa, I.M. 1989. *Fitobentos de una laguna costera. El Mar Menor*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Petit, G. 1953. Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie Milieu*, 4 (4), 569-604.

Petit, G. 1962. Quelques considérations sur la biologie des eaux saumâtres méditerranéennes. *Publ. Sta. Zool. Napoli*, 32, 205-218.

Petit, G., Schachter, D. 1959. Les Étangs et lagunes du littoral Méditerranéen français et le problème de la classification des eaux saumâtres. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, 11, 75-92.

Pianka, E.R. 1970. On *r* and *K* selection. *American Naturalist*, 104, 592-597.

Pianka, E.R. 1980. Guild structure in desert lizards. *Oikos*, 35, 149-201.

Ponti, M., Casselli, C., Abbiati, M. 2011. Anthropogenic disturbance and spatial heterogeneity of macrobenthic invertebrate assemblages in coastal lagoons: the study case of PIALASSA BAIONA (northern Adriatic Sea). *Helgol. Mar. Res.*, 65, 25-42.

Por, F.D. 1972. Hydrobiological notes on the high-salinity waters of the Sinai Peninsula. *Mar. Biol.*, 14, 111-119.

Por, F.D. 1980. A classification of hypersaline waters, based on trophic criteria. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 1, 121-131.

Potter, I.C., Chuwen, B.M., Hoeksema, S.D., Elliott, M. 2010. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine*

- Coastal and Shelf Science, 87(3), 497-500.
- Quintino, V., Rodrigues, A.M., Penada, M.C.** 1987. Macrozoobenthic community structure in the lagoon of Albufeira, western coast of Portugal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 106 (3), 229-241.
- Quispe, J.I.** 2014. Dinámica espacio-temporal del ictoplanton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis doctoral, Universidad de Murcia.
- Ramos, A., Pérez-Ruzafa, A.** 1985. Contribución al conocimiento de la ictiofauna bentónica del Mar Menor (SE de España) y su distribución bionómica. *Anales de Biología*, 4 (Biología Ambiental, 1), 49-55.
- Ramos, A., Pérez-Ruzafa, A.** 1987. Presencia de *Millerigobius macrocephalus* (Kolombatovic, 1891) (Teleostei: Gobiidae) en el Mediterráneo occidental, con notas sobre su biología. *Anales de Biología*, 11 (Biología Animal, 3), 31-35.
- Reizopoulou, S., Nicolaidou, A.** 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 14, 593-5102.
- Reyes, E., Merino, M.** 1991. Diel dissolved-oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries*, 14 (4), 372-381.
- Román, S., Pérez-Ruzafa, A., López, E.** 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomania bobolense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cah. Biol. Mar.*, 50, 241-250.
- Ros, M., Miracle, M.R.** 1984a. Distribución temporal de las dinoflageladas del Mar Menor. *Anales de Biología*, 2 (sección especial 2), 169-180.
- Ros, M., Miracle, R.M.** 1984b. Variación estacional del fitoplancton del Mar Menor y su relación con la de un punto próximo en el Mediterráneo. *Limnética*, 1, 32-42.
- Sakka Hlaili, A., Grami, B., Hadj Mabrouk, H., Gosselin, M., Hamel, D.** 2007. Fate of phytoplankton production in a restricted mediterranean lagoon. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 38, 391.
- Salas, F., Marcos, C., Marques, J.C., Pérez-Ruzafa, A.** 2005. Application of exergy based indices as ecological indicator along an organic enrichment gradient in the Mar Menor lagoon (South-eastern Spain). *Energy*, 30, 2505-2522.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C.** 2006a. User friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management*, 49, 308-331.
- Salas, F., Patrício, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C.** 2006b. Are taxonomic distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? *Marine Pollution Bulletin*, 52, 162-174.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J.C., Pérez-Ruzafa, A.** 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Ices Journal of Marine Science*, 65(8), 1442-1448.
- Sanders, H.L.** 1968. Marine benthic diversity - A comparative study. *American Naturalist*, 102 (925), 243-282.
- Scheffer, M.** 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London.
- Segerstrale, S.G.** 1959. Brackishwater classification: A historical survey. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, 11 (suppl), 7-33.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A., Orio, A.A.** 1992. Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the lagoon of Venice. *Estuaries*, 15 (4), 517-528.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A.** 1995. Nutrient distributions in the surface sediment of the central lagoon of Venice. *Science of the Total Environment*, 172 (1), 21-35.
- Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F.** 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Mar. Environ. Res.*, 56, 617-636.
- Simonneau, J.** 1973. Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récente en remplissage. Thèse.
- Skolka, V.H., Tiganus, V.** 1985. Sur le phytobenthos et le zoobenthos du lac sursale Tekirghiol. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 29 (4), 169-170.
- Schmitt, R.J., Osenberg, C.W., (Eds.)** 1996. Detecting ecological impacts. Concepts and applications in coastal habitats. Academic Press, San Diego.
- Solidoro, C., Bandelj, V., Aubry Bernardi, F., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., Facca, C., Franzoi, P., Libralato, S., Melaku Canu, D., Pastres, R., Pranovi, F., Raicevich, S., Socal, G., Sfriso, A., Sigovini, M., Tagliapietra, D., Torricelli, P.** 2010. Response of Venice Lagoon Ecosystem to Natural and Anthropogenic Pressures over the Last 50 Years. *En: Coastal Lagoons: Systems of Natural and Anthropogenic Change*. Kennish, M., Paerl, H. (Eds.). CRC Press, Taylor and Francis, 483-511.
- Specciulli, A., D'Adamo, R., Renzi, M., Vignes, F., Fabbrocini, A., Scirocco, T., Cilenti, L., Florio, M., Breber, P., Basset, E.** 2009. Fluctuations of physicochemical characteristics in sediments and overlying water during an anoxic event: a case study from Lesina lagoon (SE Italy). *Transit. Waters Bull.*, 3 (2), 15-32.
- Stearns, S.C.** 1977. The evolution of life history traits: a critique of the theory and a review of the data. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 8, 145-171.
- Tagliapietra, D., Volpi-Ghirardini, A.** 2006. Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 16 (5), 457-467.
- Tagliapietra, D., Sigovini, M., Volpi-Ghirardini, A.** 2009. A review of terms and definitions to categorize estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research*, 60 (6), 497-509.
- Taylor, D.I.** 1983. The effects of a major macrophyte regression upon primary production in the littoral of Swartvlei. *Archiv fur Hydrobiologie*, 9 (6), 345-353.
- Taylor, D.I., Nixon, S.W., Granger, S.L., Buckley, B.A.** 1999. Responses of Coastal Lagoon Plant Communities to Levels of Nutrient Enrichment: A Mesocosm Study. *Estuaries*, 22 (4), 1041-1056.
- Terrados, J.** 1991a. Crecimiento y producción de las praderas de macrofitos del Mar Menor, Murcia. Ph.D. thesis, University of Murcia, 229 pp.
- Terrados, J., Ros, J.D.** 1991b. Production dynamics in a macrophyte dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Oecol. Aquat.*, 10, 255-270.
- Terrados, J., Ros, J.D.** 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43, 63-74.
- Terrados, J.** 1993. Sexual reproduction and seed banks of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows on the southeast Mediterranean coast of Spain. *Aquatic Botany*, 46, 293-299.
- Thom, R.** 1989. Structural Stability and Morphogenesis: An Outline of a General Theory of Models. Reading, MA, Addison-Wesley.
- Thorne-Miller, B., Harling, M.M., Thurstym, B., Bradycampbell, M., Dwortzky, D.B.** 1983. Variations in the distribution and biomass of submerged macrophytes in five coastal lagoons in Rhode Island. *Botanica Marina*, 26, 231-242.

- Traverso-Soto, J.M., Lara-Martín, P.A., González-Mazo, E., León, V.M. 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: Inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 503-504, 87-96.
- Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Austral. J. Mar. Freshw. Res.*, 42, 569-587.
- Underwood, A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 161, 145-178.
- Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.*, 18, 99-116.
- Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.*, 4 (1), 3-15.
- Underwood, A.J. 2000. Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7, 3-24.
- Underwood, A.J., Peterson, C.H. 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46, 227-234.
- UNESCO 1979. Coastal ecosystems of the southern Mediterranean: lagoons, deltas and salt marshes. *Unesco reports in marine science*, 7, 26 pp.
- UNESCO 1980. Coastal lagoon survey. *Unesco technical papers in marine science*, 31, 280 pp.
- UNESCO 1981. Coastal lagoons research, present and future. *UNESCO Tech. papers Mar. Sci.* 33.
- UNESCO 1982. Simposio internacional sobre las lagunas costeras. Documentos técnicos de la Unesco sobre ciencias del mar, 43.
- UNESCO 1986. Méthodologie d'étude des lagunes cotières. *Rapports de l'Unesco sur les sciences de la mer*, 36, 29 pp.
- Valiela, I., Mclelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D., Foreman, K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecological consequences. *Limnology and Oceanography*, 42, 1105-1118.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2006a. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina*, 70 (2), 303-310.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2006b. Length-weight relationships for 22 fish species of the Mar Menor coastal lagoon (western Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology*, 22 (4), 293-294.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2006c. Condition of *Salapia pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology*, 22 (5), 407-413.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007a. The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces, Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 74 (2), 169-177.
- Verdiell-Cubedo, D., Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007b. Trophic biology of juvenile stages of *Liza* species (Pisces: Mugilidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula) [Biología trófica de los juveniles del género *Liza* (Pisces: Mugilidae) en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica)]. *Limnetica*, 26 (1), 67-73.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M. 2007c. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26 (2), 341-350.
- Verdiell-Cubedo, D., Torralva, M., Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J. 2012. Effects of shoreline urban modification on habitat structure and fish community in littoral areas of a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Wetlands*, 32 (4), 631-641.
- Verdiell-Cubedo, D., Torralva, M., Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J. 2013a. Fish assemblages in different littoral habitat types of a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Italian Journal of Zoology*, 80 (1), 104-116.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M. 2013b. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9 (8), 739-748.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2010a. Genetic diversity and connectivity remain high in *Holothuria polii* (Delle Chiaje 1823) across a coastal lagoon-open environmental gradient. *Genetica*, 138 (8), 895-906.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2010b. High gene flow promotes the genetic homogeneity of the fish goby *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) from Mar Menor coastal lagoon and adjacent marine waters (Spain). *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective*, 31(2), 270-275.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. 2013. Small-scale genetic structure of *Cerastoderma glaucum* in a lagoonal environment: potential significance of habitat discontinuity and unstable population dynamics. *Journal of Molluscan Studies*, 79, 230-240.
- Viaroli, P., Christian, R.R. 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological indicators*, 3(4), 237-250.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Bondavalli, C., Christian, R., Giordani, G., Naldi, M. 1996. Macrophyte communities and their impact on benthic fluxes of oxygen, sulphide and nutrients in shallow eutrophic environment. *Hydrobiologia*, 329, 93-103.
- Viaroli, P., Azzoni, R., Bartoli, M., Giordani, G., Tajé, L. 2001. Evolution of the trophic conditions and dystrophic outbreaks in the Sacca di Goro lagoon (northern Adriatic Sea). In: *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*. Faranda, F.M., Guglielmo, L., Spezie, G. (Eds.). Springer Verlag, Milan, 443-451.
- Wilkinson, M., Telfer, T.C., Grundy, S. 1995. Geographical variations in the distribution of macroalgae in estuaries. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29, 359-368.
- Yáñez-Arancibia, A., Nugent, R.S. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autónoma. México*, 4 (1), 107-114.
- Zenkevitch, L.A. 1959. The classification of brackish-water basins, as exemplified by the seas of the USSR. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, 11, 53-62.
- Zouali, J. 1979. Communautés benthiques du lac de Bizerte (Tunisie septentrionale). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 25/26 (3), 133-134.

Capítulo 2. Las comunidades de peces de las zonas someras del Mar Menor y humedales adyacentes: más de 10 años de estudios

Chapter 2. Fish Assemblage in the Littoral Shallows of the Mar Menor Coastal Lagoon: a Decade of Studies

Francisco J. Oliva Paterna, Ana Ruiz Navarro y Mar Torralva Forero.

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100 Murcia.

Correo electrónico de contacto: fjoliva@um.es

- 2.1. Importancia de los peces en zonas someras del Mar Menor
- 2.2. Las zonas someras de la laguna
- 2.3. Composición y estructura de la comunidad de peces de pequeña talla
- 2.4. Biología poblacional y ecología de taxones representativos o de importancia pesquera
- 2.5. Biología aplicada a la conservación de especies amenazadas: el caso de *Aphanius iberus*
- 2.6. Conclusiones y retos de futuro
- 2.7. Agradecimientos
- 2.8. Bibliografía

Resumen

La comunidad de peces presente en las zonas litorales del Mar Menor muestra una alta diversidad con presencia de 45 especies representantes de 19 familias. Las familias Sparidae, Syngnathidae, Gobiidae y Mugilidae son las más diversas, siendo la última de éstas la dominante en términos de abundancia y biomasa. La composición de especies es similar a la detectada en otras lagunas costeras mediterráneas. Las zonas someras de la laguna son muy importantes como áreas de reclutamiento y de refugio para estados juveniles de muchas especies. Más del 50% de las especies capturadas se encuentran entre las especies objetivo de las pesquerías realizadas en la laguna o son especies legalmente protegidas. Esto aumenta la importancia de estas áreas someras como hábitats críticos para este componente faunístico.

Las zonas someras tienen un importante papel como lugares de cría y engorde de numerosas especies marinas mostrando una relación significativa en su crecimiento y condición con el modelo de circulación hídrica de la laguna. Además, estas áreas litorales proporcionan hábitats esenciales para especies amenazadas. Las modificaciones en la orilla son un factor antrópico de estrés ambiental muy importante en la laguna del Mar Menor que puede afectar negativamente a las comunidades y poblaciones de peces; así en zonas urbanizadas se han detectado impactos significativos relacionados con la degradación de la estructura del hábitat (pérdida de complejidad y de refugio para los peces). De modo similar, las zonas someras más naturalizadas presentan más densidad de praderas de vegetación acuática que conforman un importante hábitat de guardería para especies como la dorada (*Sparus aurata*) y lisa o galúa (*Liza saliens*), siendo además hábitats críticos para especies de interés conservacionista como el fartet (*Aphanius iberus*), la aguja (*Syngnathus abaster*) o la anguila (*Anguilla anguilla*).

En las últimas décadas se ha obtenido una importante información básica, sin embargo, todavía existe una necesidad de adquirir información sobre la ecología, biología y supervivencia de la comunidad de peces y de poblaciones de especies objetivo habitantes de estos hábitats en la laguna, con el propósito de obtener evaluaciones y recomendaciones pertinentes en los programas de conservación y recuperación, así como para ayudar a largo plazo en la toma de medidas para mejorar las actividades extractivas.

Abstract

Fish assemblage in the littoral zone of the Mar Menor comprises a highly diverse fish community composed of at least 45 species representing 19 families, the most diverse of which are the Sparidae, followed by Syngnathidae, Gobiidae and Mugilidae, the latter being the most important in terms of fish density. The taxonomic composition is similar to fish assemblages reported in several Mediterranean coastal lagoons. Shallow littoral areas are extremely important as potential recruitment areas and juvenile refuges for certain fish species, since more than 50% of the species caught in the shallows are among those that constitute the main targets for commercial fisheries within the lagoon, or represent species that are legally protected. This again emphasizes the importance of shallow areas as critical habitats.

The Mar Menor's shallow inshore areas function as nursery grounds for the early life stages of some marine fishes, and significant relationships have been identified between the growth and condition of these fishes and hydrographical circulation patterns within the lagoon. Moreover, these shallow zones provide essential habitats for threatened fish species. Shoreline modification is an important anthropogenic coastal stressor in the Mar Menor that can have a negative impact on fish communities and populations through the modification of nearshore habitats, and newly urbanized areas have in fact been shown to affect fish assemblages through degradation of habitat structure (loss of complexity and fish refuges). Unmodified shorelines thus provide an important nursery habitat for marine species such as Sparus aurata and Liza saliens, and represent critical habitats for species of conservation concern such as Aphanius iberus, Syngnathus abaster and Anguilla anguilla.

Although much basic information has been obtained in recent decades, there is still a significant need to gain quantitative information on the ecology, biology and survival of fish assemblages and target species populations inhabiting these habitats of the coastal lagoon in order to develop appropriate assessments and recommendations for potential recovery management programmes and in the long term assist in the decision-making process regarding fisheries enhancement measures.

2.1. Importancia de los peces en zonas someras del Mar Menor

La laguna costera del Mar Menor junto con sus humedales adyacentes se encuentra entre los sistemas lagunares de mayor extensión del área circummediterránea conformando un importante enclave ambiental de reconocida singularidad. En su conjunto se puede clasificar como una laguna marina e hipersalina con perturbaciones abióticas poco frecuentes e intensas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). Esta característica, junto con una elevada heterogeneidad de hábitats a diferentes escalas espaciales, favorece el desarrollo de una abundante y diversa comunidad de peces. Así, varios autores la han presentado como una de las lagunas mediterráneas con mayor riqueza de especies en su componente ictiofaunístico (Barcala, 1999; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004 y 2006; Oliva-Paterna *et al.*, 2003 y 2006a; Franco *et al.*, 2008; Verdiell-Cubedo, 2009; entre otros).

La importancia biológica, conservacionista y económica de su comunidad de peces es muy elevada. Puede destacarse la presencia de especies residentes con un elevado interés en conservación como son el fartet (*Aphanius iberus*), el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*), la aguja de río (*Syngnathus abaster*) y el torito o zorrilla (*Pomatochistus marmoratus*), todas ellas incluidas en catálogos de normativas nacionales e internacionales referentes a la conservación de la biodiversidad (Robledano *et al.*, 2006). Además, la laguna juega un importante papel en la ecología reproductora de una alta variedad de peces (hábitats óptimos para la puesta y desove, áreas de alevinaje y zonas adecuadas para el crecimiento de juveniles), muchas de éstas con un alto interés comercial.

Tal y como se pone de manifiesto en varios de los capítulos de este libro, durante los últimos años el Mar Menor y sus humedales han sufrido una degradación ambiental generalizada debido a múltiples causas de origen antrópico. La elevada tasa de transformación que ha mantenido la laguna durante décadas recientes ha provocado un impacto importante sobre la estructura y dinámica de su comunidad de peces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). Además, la laguna viene soportando importantes pesquerías con la necesidad de evaluar su viabilidad, el descenso histórico en las capturas de las principales especies comerciales (mújoles y doradas, principalmente) es algo confirmado (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2009). Es decir, la ictiología lagunar debería haber sido y ser en un futuro próximo un aspecto básico en el contexto de los estudios poblacionales y ecológicos que intenten mejorar la gestión de sus recursos bióticos del Mar Menor. Sin embargo, hasta el inicio de la línea de trabajos realizados por nuestro grupo de investigación, la información publicada sobre la comunidad de peces de la laguna era escasa en términos generales, y prácticamente nula en lo referente a las especies dependientes de un hábitat tan afectado por la degradación como es la franja litoral de zonas someras de la laguna. Por otro lado, también existía, y existe, un desconocimiento elevado sobre la biología poblacional de muchas de las especies emblemáticas y de interés comercial.

No se pretende que este capítulo sea una revisión completa sobre los peces propios de zonas someras presentes en la laguna, sino más bien una compilación de los conocimientos adquiridos que puede servir como base para identificar e intentar resolver algunos problemas que plantea la gestión y conservación de este componente faunístico. Así, el conjunto de información que se incluye en este capítulo corresponde, básicamente, con la obtenida en estudios realizados por la línea de investigación en biología y conservación de vertebrados acuáticos

que desarrolla el grupo Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación de la Universidad de Murcia. Para un análisis detallado de los datos y resultados es recomendable indagar en las publicaciones originales. Nuestros estudios sobre la ictiofauna del Mar Menor se han centrado en tres líneas principales de trabajo, una centrada en el análisis de la estructura y composición de la comunidad de peces de pequeña talla que usan las zonas someras, intentando identificar efectos sobre la misma relacionados con la degradación del hábitat. El estudio de la biología poblacional y ecología de taxones representativos o de importancia pesquera ha sido otra de nuestras prioridades, siempre con el supuesto de que indagar, describir y explicar la plasticidad fenotípica y las respuestas tácticas en la adaptación de los taxones a sus ambientes son básicos para una gestión sostenible. Finalmente, la biología aplicada a la recuperación y conservación de especies amenazadas es probablemente la línea que intentamos desarrollar con más ahínco y que, en el contexto del Mar Menor, hemos focalizado en estudios dirigidos a obtener herramientas para la recuperación del fartet (Oliva-Paterna y Torralva, 2008).

Las próximas décadas van a resultar decisivas para la recuperación y conservación de la comunidad biológica del Mar Menor. En consecuencia, será necesario tomar decisiones sobre múltiples aspectos que inciden en la gestión de sus especies y hábitats. Lógicamente, este proceso requiere de unas bases científicas completas. Actualmente y en relación a los peces de zonas someras y humedales, se dispone de un conjunto de datos básicos sobre la composición de la comunidad de peces y la dinámica de las poblaciones de algunas especies. Hemos podido comprobar cómo las zonas perimetrales con escasa profundidad siguen siendo hábitats de vital importancia o críticos para la viabilidad de las especies residentes y para el reclutamiento de muchas otras migradoras o de características estuáricas. No obstante, aún estamos muy lejos de conocer la estructura y funcionamiento de este componente faunístico, así como su respuesta ante las afecciones derivadas de las principales problemáticas de la laguna. Muchos de estos aspectos sólo pueden llegar a conocerse tras seguimientos continuados y estudios detallados que con frecuencia son olvidados por los organismos responsables.

2.2. Las zonas someras de la laguna

Los ambientes con poca profundidad de estuarios y lagunas costeras presentan una elevada heterogeneidad que se refleja en la presencia de distintas tipologías de hábitats incluso a pequeñas escalas espaciales. Los trabajos realizados en el contexto de nuestra línea de investigación reflejan la importancia de estos ambientes en la dinámica poblacional de varias especies y, consecuentemente, su importancia en relación a la gestión y conservación de dicho componente faunístico. Con la intención de resumir de forma conjunta los estudios que llevamos realizando en la laguna, cabe decir que hemos trabajado en más de 45 localidades de áreas someras a lo largo del perímetro completo de la laguna (detalles sobre la metodología en Oliva-Paterna, 2006; Verdiell-Cubedo, 2009). Este diseño de muestreo nos ha permitido obtener información de zonas someras con diferente grado de impacto localizadas en diferentes zonas de la laguna (Figura 2.1). Además, marismas pseudomareales como Las Encañizadas, zonas inundadas de criptohumedales (Marina del Carmolí, Saladar de Lo Poyo) y pequeños humedales asociados a desembocaduras en el litoral occidental de la laguna (La Hita, Punta Lengua de Vaca) junto con los humedales con salinas en explotación (Salinas de Marchamalo, Salinas de San Pedro del Pinatar) han sido objeto intensivo de nuestros estudios focalizados en sus comunidades y poblaciones de peces (Figura 2.1).



Figura 2.1. Zonas someras perimetrales de la laguna del Mar Menor y humedales adyacentes. (A) Punta Lengua de Vaca, Los Nietos; (B) La Puntica, Santiago de la Ribera; (C) La Encañizada; (D) Salinas de Marchamalo.

Normalmente, los hábitats de estudio o análisis han sido las zonas meso o infralitorales. Es decir, los muestreos se realizaron en la franja de 20 a 40 m de orilla, preferentemente sobre fondos de arena y fango, con diferentes grados de recubrimiento de vegetación. De este modo, las metodologías de captura fueron ajustadas a los objetivos de cada trabajo, siendo el uso de redes de arrastre manual sobre superficies estandarizadas y la utilización de trampas tipo nasa (Figura 2.2) las más utilizadas. En un trabajo sobre estandarización de metodologías realizado en colaboración con otros grupos de investigación, la red de arrastre manual se mostró como un método muy efectivo para la captura de peces de pequeña talla (Franco *et al.*, 2012). Únicamente en los trabajos realizados con el chirrete (*Atherina boyeri*) no se han utilizado estos métodos, ya que las muestras fueron obtenidas de pesquerías a través de la lonja de San Pedro del Pinatar (Andreu-Soler *et al.*, 2003; 2006a y 2006b).

En la escala de análisis en la que nos manejamos, o en la que se han centrado la mayoría de trabajos, puede considerarse que la variabilidad espacial en la comunidad se refleja en los patrones de distribución y variación de densidad de las distintas especies (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a y 2013; entre otros). A nivel del hábitat esto se traduce en evaluar el efecto de la

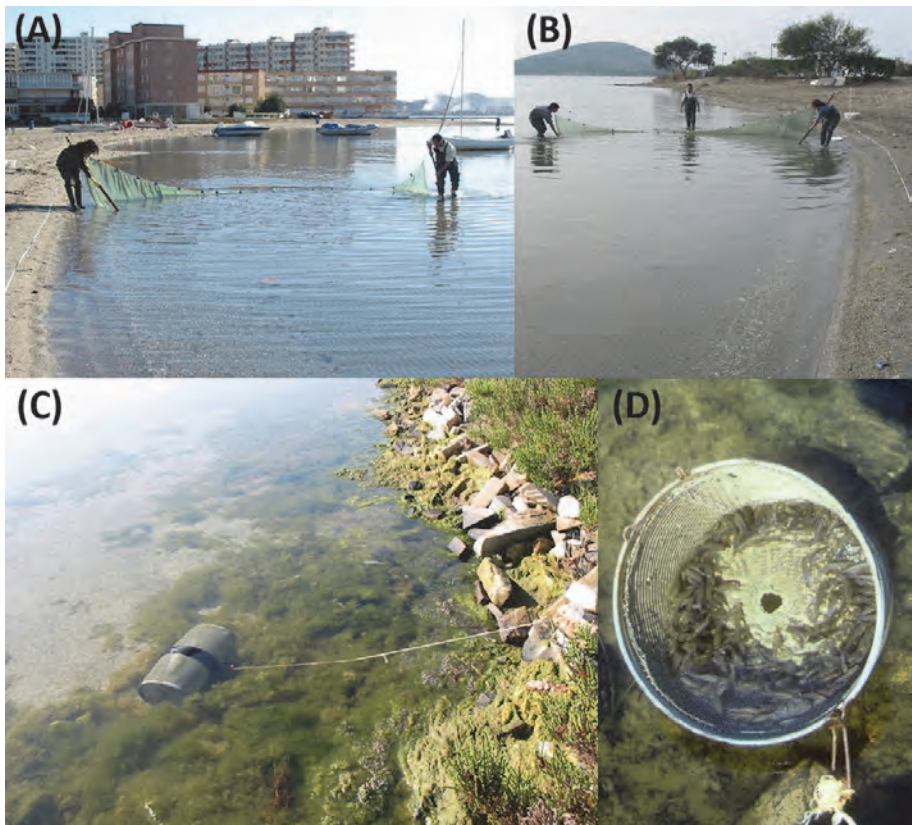


Figura 2.2. Métodos de muestreo aplicados en los estudios sobre peces de zonas someras del Mar Menor y humedales. (A,B) Redes de arrastre manual; (C,D) Trampas pasivas tipo *minnow-trap*.

naturaleza del sustrato, la heterogeneidad de meso y microhábitats (volumen y superficie del recubrimiento vegetal), la variación de profundidad, etc. Las interpretaciones o estudios de la variabilidad temporal se han centrado en determinar fluctuaciones interanuales y estacionales en las poblaciones, cambios en el reclutamiento, o en la discusión de efectos de competencia inter e intraespecífica (Andreu-Soler *et al.*, 2003 y 2006a; Verdiell-Cubedo *et al.* 2006a, 2006b y 2007; Oliva-Paterna *et al.*, 2009; entre otros).

La presión sufrida por la laguna y los cambios generados como consecuencia de actividades antrópicas desarrolladas en los márgenes resultaron muy evidentes desde el inicio de nuestros trabajos. Así, en parte de los estudios se dio una importancia especial a los aspectos aplicados y por ello hemos intentado mostrar el efecto de la degradación del hábitat por obras costeras sobre la comunidad de peces o bien, de forma específica, sobre algunas de sus especies (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2012a y 2012b).

2.3. Composición y estructura de la comunidad de peces de pequeña talla

Desde un punto de vista biológico, parte de la heterogeneidad de la laguna radica en la estructura y diversidad de su comunidad de peces, incluyendo el inventario de especies que la componen y sus relaciones de dominancia en términos de abundancia. A través de varios de los estudios realizados en la periferia lagunar (Oliva-Paterna *et al.*, 2006a; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a; 2007b y 2013; entre otros), las zonas someras limítrofes se han mostrado como un hábitat altamente productivo y con una elevada diversidad de peces de pequeña talla (menores a 10 cm de longitud) y alevines o juveniles de otras especies. En la Tabla 2.1 se presenta el listado de especies detectadas junto con su estado de conservación a nivel mundial según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) (www.iucnredlist.org 2015) y el grupo funcional de uso de la laguna al que pueden ser asignadas.

Un total de 45 especies pertenecientes a 19 familias se han detectado en el Mar Menor considerando la totalidad de nuestros trabajos (Tabla 2.1) (Oliva-Paterna *et al.*, 2003 y 2006a; Verdiell-Cubedo, 2009). Aproximadamente, el 44% eran especies migradoras que residen temporalmente o visitan periódicamente la laguna, normalmente en fases de alevín o juvenil. Un 35% de las especies capturadas eran residentes permanentes o sedentarias, es decir, especies de carácter estuarino que completan su ciclo biológico en el interior de la laguna y, en consecuencia, se detectaron *stocks* tanto de individuos adultos como de juveniles.

En general, las especies con un carácter residente son las que se detectaron en mayor número de puntos en la periferia lagunar (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2008; 2012a y 2012b). Los representantes de la familia Mugilidae, concretamente las 3 especies del género *Liza*, mostraron una presencia continua tanto en las áreas someras propias de la laguna como en los humedales con comunicación abierta (ej. Las Encañizadas, La Hita). En términos de abundancia y biomasa en orillas someras, el torito (*Pomatoschistus marmoratus*), el chirrete (*Atherina boyeri*) y la aguja de Río *Syngnathus abaster* son las especies que completan el grupo de las dominantes al analizar ciclos anuales completos. De forma estacional aparecen otras especies con densidades muy elevadas; así por ejemplo durante el invierno y primave-

Familia	Especie (nombre común)	Estatus IUCN 2015	Grupo funcional de uso del hábitat
Cyprinodontidae Poeciliidae	<i>Aphanius iberus</i> (Fartet)	EN	Residente
	<i>Gambusia holbrooki</i> (Gambusia)	NE	Ocasional/ Dulceacuícola
Atherinidae Belonidae	<i>Atherina boyeri</i> (Chirrete, Pejerrey)	LC	Residente/Migrador
	<i>Belone belone</i> (Agujón, Agujeta, Pez aguja)	NE	Ocasional
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle</i> (Aguja mula)	NE	Residente
	<i>Syngnathus acus</i> (Aguja)	NE	Residente
	<i>Syngnathus abaster</i> (Aguja, Aguja de río)	LC	Residente
	<i>Hippocampus guttulatus</i> (Caballito de mar)	DD	Residente
	<i>Nerophis ophidion</i>	LC	Ocasional
Gobiidae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Zorrita, Torito)	LC	Residente
	<i>Gobius niger</i> (Zorro, Borriquete, Gobión)	NE	Residente
	<i>Gobius paganellus</i> (Zorro, Vieja)	NE	Residente
	<i>Gobius bucchichi</i>	LC	Residente
	<i>Gobius cobitis</i> (Gobio de roca)	NE	Residente
Blenniidae	<i>Salaria pavo</i> (Gallarbo, Babosa, Blenio)	LC	Residente
	<i>Lipophrys dalmatinus</i> (Babosa dálmeta)	NE	Residente
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Lagartina)	LC	Residente
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i> (Dragoncillo)	LC	Residente
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> (Salmonete del fango, Salmonete)	NE	Ocasional
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Porredana gris, Tordo)	LC	Residente
	<i>Symphodus ocellatus</i> (Tordo)	LC	Ocasional
Mugilidae	<i>Liza aurata</i> (Lisa dorada, Galupe)	LC	Migrador
	<i>Liza saliens</i> (Lisa aguda, Galúa)	LC	Migrador
	<i>Liza ramada</i> (Albúr, Capitón, Morragute)	LC	Migrador
	<i>Chelon labrosus</i> (Lisa, Lisa mojonera, Corcón)	NE	Migrador
	<i>Mugil cephalus</i> (Mújol, Capitán, Pardete, Cabezudo)	LC	Migrador

Familia	Especie (nombre común)	Estatus IUCN 2015	Grupo funcional de uso del hábitat
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Sargo, Mojarra, Chapeta)	LC	Migrador
	<i>Diplodus cervinus</i> (Sargo real)	LC	Migrador
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Sargo, Sargo picudo)	LC	Migrador
	<i>Diplodus sargus</i> (Sargo, Sarguillo, Sargo blanco)	LC	Migrador
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Sargo, Mojarra, Sarguillo)	LC	Migrador
	<i>Sarpa salpa</i> (Salpa, Salema)	LC	Migrador
	<i>Sparus aurata</i> (Dorada)	LC	Migrador
	<i>Boops boops</i> (Boga)	NE	Ocasional
	Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Baila)	NE
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Lubina)		LC	Migrador
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Palometa)	NE	Ocasional
Soleidae	<i>Solea solea</i> (Lenguado, Lenguado común)	NE	Migrador
	<i>Solea impar</i> (Lenguado impar)	NE	Migrador
	<i>Solea senegalensis</i> (Lenguado, Lenguado de fango)	NE	Migrador
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i> (Sardina)	NE	Ocasional
	<i>Sardinella aurita</i> (Lacha)	NE	Ocasional
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Boquerón, Anchoa)	NE	Migrador
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Chova, Anchoa, Sardana)	NE	Ocasional
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Anguila)	CR	Migrador/ Catádro

Tabla 2.1. Listado taxonómico de especies detectadas en las zonas someras de la laguna del Mar Menor. Se presenta el estado de conservación según la UICN (CR: En peligro crítico; EN: En peligro; LC: Preocupación menor; DD: Datos insuficientes; NE: No evaluada) y el grupo funcional de uso de la laguna.

ra son muy abundantes los alevines y juveniles de dos espáridos, la dorada (*Sparus aurata*) y el sargo picudo (*Diplodus puntazo*) (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007b y 2013). En localidades concretas, durante las campañas estivales son bastante abundantes el gallerbo o babosa (*Salaria pavo*), el gobio de roca (*Gobius cobitis*) y el fartet. Este último se encontró principalmente en áreas someras próximas a los humedales adyacentes o en zonas con escaso hidrodinamismo (Torralva *et al.*, 2001; Oliva-Paterna y Torralva, 2008; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2008). En su conjunto, son varias las especies con valor conservacionista o de alto interés pesquero (más del 30% de las observadas) que pueden ser detectadas de forma continua en las zonas someras.

El resto de especies pueden considerarse ocasionales o accidentales, éstas penetran en la laguna de forma esporádica y normalmente hemos detectado individuos aislados o grupos muy reducidos. En la composición observada para otras lagunas mediterráneas se ha descrito el dominio de especies marinas, seguido de las estuarinas y finalmente dulceacuícolas (Franco *et al.*, 2008), patrón que se refleja parcialmente en la comunidad detectada en zonas someras del Mar Menor ya que la ausencia de especies dulceacuícolas, consecuencia lógica de la limnología característica de esta laguna, es notable. Bajo un punto de vista taxonómico, las familias dominantes en la comunidad detectada, Mugilidae, Gobiidae, Atherinidae, Sparidae, Syngnathidae y Blenniidae coinciden con las detectadas en otras lagunas litorales del área circummediterránea (Franco *et al.*, 2006 y 2008). Entre las cuatro familias dominantes conforman el 90,9% de la abundancia observada y el 91,8% de la biomasa (Figura 2.3). En cierta medida, la composición específica refleja la complejidad de una comunidad derivada de la coexistencia de especies típicamente lagunares y otras colonizadoras procedentes del Mediterráneo. De hecho un aspecto de interés, aún por investigar en profundidad, es el papel ejercido por estos colonizadores y los efectos de su competencia con las especies propias de la laguna.

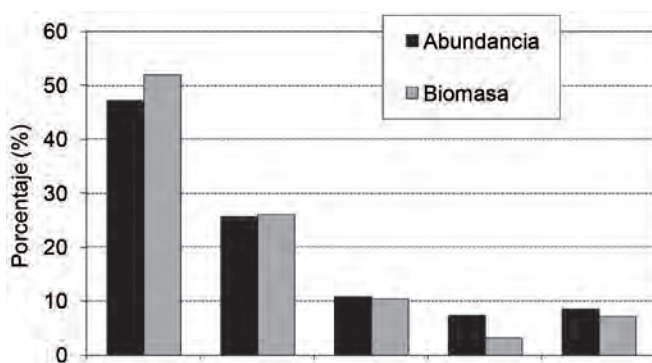


Figura 2.3. Porcentaje de abundancia y biomasa de las familias dominantes detectadas en zonas someras de la laguna.

La riqueza y diversidad de especies muestran un gradiente en función de la tipología del hábitat de estudio, siendo mayores en las áreas someras propias de la laguna que en el interior de los humedales del entorno (Figura 2.4). La única excepción a éste son Las Encañizadas, el único humedal que ha sido catalogado como marisma pseudomareal y además el área de conexión natural entre la laguna y el Mediterráneo, que presenta una composición en su comunidad de peces similar a las zonas más naturalizadas del propio perímetro. Los humedales con salinas en explotación presentes en el entorno (Salinas de Marchamalo y Salinas de San Pedro del Pinatar) presentan poblaciones de alto interés para su conservación, aunque únicamente en las zonas de entrada pueden aparecer otras especies como el chirrete y la anguila (*Anguilla anguilla*) o algún representante de las familias Gobiidae o Blenniidae (Oliva-Paterna, 2006).

En la totalidad del perímetro lagunar, las zonas próximas a canales de comunicación de la laguna con el Mar Mediterráneo (principalmente Las Encañizadas y la Gola de Marchamalo) mostraron abundancias elevadas de varias especies durante las campañas invernales, situación

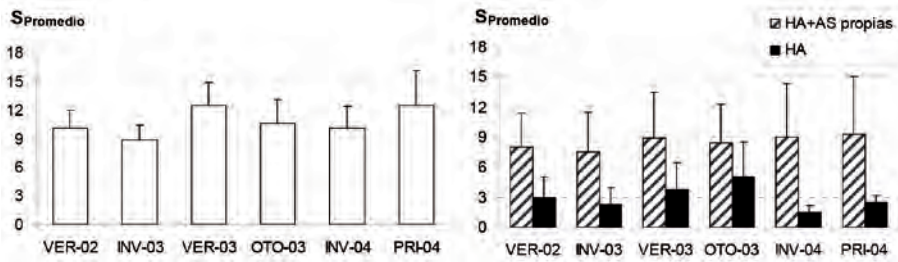


Figura 2.4. Variación estacional de la riqueza promedio de especies (S, número de especies) detectada en áreas someras perimetrales de la propia laguna (AS), y en humedales adyacentes (HA) junto con sus zonas de transición con la laguna (HA+AS).

que se justifica por el elevado número de individuos alevines y juveniles de taxones marinos migrantes que penetran por estos canales (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2013). Por otro lado, en las campañas estivales suelen ser las áreas someras del margen occidental de la laguna, muchas de estas situadas en humedales o desembocaduras de ramblas, las que presentan valores más elevados de abundancia en su comunidad de peces. Es muy probable que estas zonas jueguen un importante papel en la cría y engorde, debido entre otras causas a una mayor disponibilidad de recursos alimenticios (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007b y 2013). Aunque de forma anecdótica y en una densidad muy baja, en algunas de estas zonas se detectaron angulas que corresponden con la fase alevín de la anguila.

Tal y como hemos comentado con anterioridad, nuestra escala de análisis también se centró en los efectos a nivel de meso y microhábitats. Así, hemos podido evaluar cómo ciertas especies tienen requerimientos concretos de hábitat para su supervivencia. Un ejemplo muy claro lo encontramos en los representantes de la familia Syngnathidae y también en el fartet, que requieren de vegetación sumergida y flotante para el asentamiento de sus poblaciones en el perímetro lagunar (Oliva-Paterna, 2006; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007a; De Maya *et al.*, 2004; Oliva-Paterna y Torralva, 2008). Debido a su elevada complejidad estructural y a la abundancia de recursos alimenticios que presentan, las pequeñas manchas de vegetación subacuática constituyen además importantes áreas de refugio para otras múltiples especies en sus estados juveniles y adultos (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2012a; 2012b y 2013). A su vez, pudimos comprobar que las praderas dominadas por *Cymodocea nodosa* presentaron mayor riqueza, abundancia y biomasa de peces que las monoespecíficas de *Caulerpa prolifera* (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007b). Por el contrario, hay especies que requieren de zonas con fondos de arena y sustrato fino desprovistas de vegetación, como es el caso de la especie *Pomatoschistus marmoratus* o de los representantes de la familia Soleidae.

En términos generales, la riqueza de especies es significativamente mayor en fondos heterogéneos con presencia de praderas de vegetación sumergida y también en fondos limosos, estos últimos suelen mostrar mayor abundancia y biomasa en sus especies (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2012a). En uno de los estudios enfocado a evaluar diferencias entre la comunidad de peces presentes en marinas someras de las zonas perimetrales más naturalizadas frente a las playas de zonas urbanizadas (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2012b), pudimos constatar que las primeras son importantes áreas de reclutamiento de especies comercialmente muy importantes, como son

la dorada y la galúa (*Liza saliens*), a la vez que conforman hábitats críticos y esenciales para la conservación de especies singulares como el fartet y la aguja (Figura 2.5). Sin embargo, en zonas más afectadas por la gestión de playas (limpieza de vegetación, aporte o retirada de arenas, etc.) y presencia de infraestructuras artificiales (escolleras y puertos deportivos) se provoca una clara degradación del hábitat caracterizado por la pérdida de complejidad estructural y de refugio para peces. Esta degradación se traduce en comunidades más pobres y peor estructuradas (Figura 2.5).

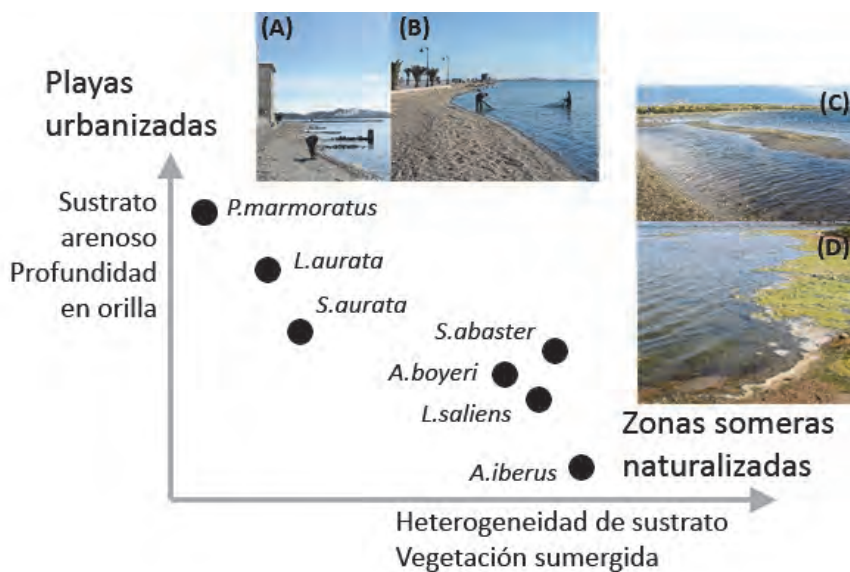


Figura 2.5. Patrón de presencia de siete especies representativas de zonas someras en función de dos gradientes principales de microhábitat. Se presentan imágenes que reflejan las características de playas en zonas urbanizadas (A,B) frente a marinas someras naturalizadas (C, D).

2.4. Biología poblacional y ecología de taxones representativos o de importancia pesquera

Las interrelaciones de los peces con el sistema lagunar son muy heterogéneas, incluyendo migraciones reproductivas o tróficas, freza, alimentación, depredación, reclutamiento, etc., lo que se traduce en una variedad considerable de pautas ecológicas relacionadas con sus ciclos vida y su relación con el hábitat. Varios de nuestros trabajos se han centrado en realizar aportaciones sobre la biología del crecimiento y reproducción de taxones representativos en la laguna. En esta temática, la especie sobre la que más esfuerzo hemos realizado ha sido el chirrete (*Atherina boyeri*), realizando una descripción precisa de su ciclo reproductor y estableciendo su época de puesta entre los meses de marzo y julio (Andreu-Soler *et al.*, 2006a y 2006b). Además mediante estos trabajos se observó que la población laguna de la especie está compuesta por individuos que mayormente no superan los tres años de vida con una tasa de crecimiento muy alta durante los dos primeros ciclos anuales (Andreu-Soler *et al.*, 2003 y 2006a).

De forma menos profunda, hemos analizado el ciclo estacional en la reproducción de especies representativas como *Salaria pavo* (García-Lacunza, 2009) y de algunas especies de la familia Gobiidae (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2008) que utilizan las zonas someras de forma habitual en su ciclo vital. También se ha confirmado la importancia de las zonas someras para el alevinaje y los estados juveniles de mugilidos y se ha caracterizado la alta plasticidad trófica que presentan los juveniles de especies del género *Liza* en la laguna (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007c).

De las aproximaciones espaciales realizadas sobre descriptores de la estructura poblacional y la condición somática de los individuos, ambos parámetros utilizados como indicadores del estado poblacional (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006a; 2006b y 2007d), podemos concluir que detectamos patrones de respuesta diferentes entre las especies residentes y las migradoras. De este modo, en especies de la familia Gobiidae y Bleniidae consideradas como residentes, hemos podido observar que el estado de condición individual se explica mayormente por variables descriptoras de la comunidad y, en consecuencia, está más relacionado con fenómenos de competencia intra e interespecífica que con las condiciones del hábitat (Figura 2.6). Así por ejemplo, en localidades con bajas densidades de *Salaria pavo* y escasa presencia de individuos adultos de la propia especie, los juveniles presentan una condición somática mayor debido probablemente a una mayor disponibilidad de refugio y de recursos tróficos (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006a). En el caso de juveniles de *Gobius cobitis* y *Pomatoschistus marmoratus*, la condición somática de sus individuos se vio afectada por la abundancia de otras especies competidoras (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006b y 2007d).

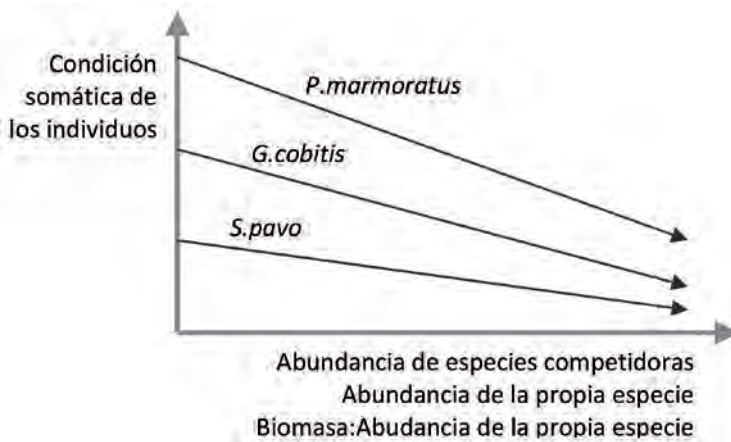


Figura 2.6. Patrón de respuesta ante variables de la comunidad de peces en la condición somática de tres especies residentes: el torito o zorríta (*Pomatoschistus marmoratus*), el gobio de roca (*Gobius cobitis*) y el gallarbo o babosa (*Salaria pavo*).

De forma diferencial, el patrón de variación espacial observado en la estructura poblacional y condición somática de especies migradoras de las familias Sparidae y Mugilidae se explica mejor con las variables descriptoras del hábitat físico (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2013). Así por ejemplo, el tamaño y condición somática de *Liza aurata* están significativa y positivamente

relacionados con la distancia a las conexiones con el Mediterráneo de la zona somera en la que se establezcan, de este modo los ejemplares de mayor tamaño y mejor condición se localizan en la orillas de la zona occidental de la laguna. En este tipo de especies migradoras, la comunidad de peces acompañante no mostró efectos significativos sobre su estatus.

2.5. Biología aplicada a la conservación de especies amenazadas: el caso de *Aphanius iberus*

El fartet (*Aphanius iberus*) es un endemismo ibérico capaz de habitar charcas y lagunas litorales, balsas salineras, desembocaduras de ríos y ramblas, así como cuerpos de agua dulce (Oliva-Paterna & Torralva, 2008). Si bien, a pesar de este potencial la regresión que, en las últimas décadas, han sufrido sus poblaciones refleja el estado crítico que actualmente presenta. La especie ha sido declarada con categorías de alto riesgo de extinción a nivel regional e internacional (Oliva-Paterna *et al.*, 2002 y 2006b).

Entre los factores que pueden afectar al éxito en la gestión de una especie bajo riesgo de extinción, el desconocimiento de aspectos básicos sobre su biología y ecología puede presentar efectos nefastos. La laguna del Mar Menor y humedales de su entorno conforman una de las unidades suprapoblacionales del fartet más importantes en su distribución mundial (Oliva-Paterna *et al.*, 2006b). Sin embargo, hasta los estudios desarrollados por nuestra línea de investigación, el desconocimiento sobre su distribución, biología y genética poblacional era muy alto. Es decir, la Región de Murcia necesitaba intensificar la investigación sobre la especie para obtener las bases interpretativas necesarias para su recuperación y conservación (Oliva-Paterna y Torralva, 2008).

Así por ejemplo, mediante estudios durante periodos continuos de más de dos años, pudimos constatar que el fartet presenta una estrategia de vida en salinas del entorno del Mar Menor semejante a la presentada en otras poblaciones estudiadas en ambientes marginales de las Marismas del Alto Ampurdán y del Delta del Ebro. Si bien, varias diferencias en su dinámica de crecimiento y reproducción reflejaron la exclusividad biológica de las poblaciones murcianas (Oliva-Paterna, 2006; Ruiz-Navarro *et al.*, 2007; Oliva-Paterna *et al.*, 2009). Además, pudimos constatar cómo una gestión de estos humedales sin criterios biológicos puede provocar descensos prolongados en el nivel del agua en las balsas que afectan a la dinámica poblacional de la especie (Oliva-Paterna *et al.*, 2009) y al hábitat óptimo o necesario para la viabilidad de la especie (Moreno-Valcárcel *et al.*, 2012; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2014). También se ha confirmado, mediante estudios de campo en el entorno de las Salinas de San Pedro del Pinatar, cómo el solapamiento trófico existente entre el fartet y una de las especies invasoras más dañina a nivel mundial, la gambusia (*Gambusia holbrooki*), puede verse condicionado por la salinidad del sistema acuático (Ruiz-Navarro *et al.*, 2013) o el papel que puede tener la vegetación acuática en la viabilidad de la especie (Gascón *et al.*, 2013). En este sentido, es conveniente valorar y tener en cuenta estos resultados en futuros planes de manejo de humedales con salinas en explotación.

Las campañas de seguimiento realizadas sobre el fartet en la laguna y su entorno han reflejado la importancia de los humedales junto con las zonas someras propias de la laguna en su

dinámica poblacional y, consecuentemente, la importancia de estos enclaves en relación a su gestión. Las aproximaciones realizadas sobre la caracterización genética de sus poblaciones nos ha permitido el establecimiento de unidades de gestión (Torralva *et al.*, 2001; Oliva-Paterna *et al.*, 2002; Torralva y Oliva-Paterna, 2002) que, junto con la determinación de problemáticas específicas, han sido la clave para establecer localidades o zonas críticas incluidas en el plan de recuperación de la especie (Oliva-Paterna, 2006; Oliva-Paterna y Torralva, 2008). En resumen, las principales zonas para conservar esta especie son las salinas del entorno de la laguna (San Pedro del Pinatar y Marchamalo) que presentan las poblaciones con mayor abundancia y viabilidad futura. Además son importantes los humedales como Lo Poyo o El Carmolí con pequeñas charcas o canales conectados con la laguna. La especie también se presenta en áreas someras en desembocaduras de ramblas (Punta Lengua de Vaca), o bien en zonas conformadas por carrizales y saladares conectados con la propia laguna (La Encañizada, Carrizal de los Alcázares o de La Hita). Estas zonas muestran un grado de variabilidad superior a las salinas en factores ambientales como el hidrodinamismo o recubrimiento vegetal, no obstante, albergan hábitats óptimos y la especie presenta poblaciones viables y de alto interés para su conservación en la laguna.

En el contexto de la laguna, los tipos poblacionales locales cumplen criterios cualitativos que podrían confirmar la presencia de una estructura y dinámica metapoblacional (Oliva-Paterna, 2006; Oliva-Paterna y Torralva, 2008). Se han detectado poblaciones fuente que muestran la capacidad de presentar flujos positivos, una emigración capaz de recolonizar los hábitats subóptimos que albergan lo que se clasificaría como poblaciones sumidero. La dinámica de extinción-recolonización podría presentar patrones estacionales, bien condicionados por la propia estrategia de la especie (ej. explosiones demográficas estivales), bien por cambios en las condiciones del hábitat que los hiciesen más adecuados. Ignorar estos mecanismos puede provocar errores importantes en la gestión de la especie, ya que se puede caer en errores atendiendo exclusivamente a seguimientos locales de la especie. No obstante, gestionar con estos criterios no es tarea trivial y únicamente será posible si se analizan las carencias aún existentes.

2.6. Conclusiones y retos de futuro

En conclusión, las comunidades de peces de las zonas someras del Mar Menor y humedales de su entorno presentan un estado que está ligado a las peculiares características de dicho hábitat, pero también a factores antrópicos que tienen un importante efecto tanto a escala lagunar como a nivel de pequeñas áreas dentro de la propia laguna. Se ha confirmado que las zonas perimetrales con escasa profundidad son hábitats de vital importancia para especies migradoras e indispensables para la viabilidad de muchas de las especies residentes emblemáticas en la laguna. Su importancia es máxima y deben entenderse cómo *hábitats críticos* para la comunidad de peces del Mar Menor, es decir, pueden definirse como áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular. Así por ejemplo, en el caso de las zonas someras de nuestra laguna del Mar Menor resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades humanas que soportan (ej. desarrollo de herramientas que ayuden en la toma de decisiones

y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades desarrolladas sobre áreas someras).

Aún estamos muy lejos de conocer la estructura y funcionamiento de la comunidad de peces presente en las zonas someras, así como su respuesta ante las afecciones derivadas de las principales problemáticas. Estos aspectos únicamente pueden llegar a interpretarse tras seguimientos continuados y estudios detallados que con frecuencia no son considerados prioritarios o relevantes por los organismos responsables. La composición y estructura de la comunidad de peces habitante de las zonas someras refleja la complejidad de una comunidad derivada de la coexistencia de especies residentes típicas de la laguna y otras colonizadoras procedentes del Mediterráneo. Un aspecto de alto interés que precisa de mayor esfuerzo investigador es el papel ejercido por estos colonizadores y sus efectos competitivos sobre las especies residentes.

Desde nuestro conocimiento, pensamos que queda mucho por profundizar también en la investigación y gestión a nivel de especies emblemáticas o representativas siendo una herramienta muy útil en la gestión integral de la laguna. La gestión particular o específica de estas especies puede asegurar también la conservación de un conjunto más amplio de especies y sus hábitats. Es decir, desde el mundo académico debemos mostrar una alta responsabilidad a la hora de trasladar proyectos e investigaciones en aplicables a la gestión sostenible de la laguna a la mayor brevedad posible, centrando el estudio en especies representativas es más sencillo alcanzar este objetivo. Así por ejemplo, resulta prioritaria la necesidad de obtener datos biológicos básicos dirigidos a optimizar las pesquerías y actividades extractivas que se vienen desarrollando en el interior de la laguna.

En el caso de la conservación de especies amenazadas se ha constatado un notable avance en las medidas adoptadas por parte de las administraciones implicadas para la protección y potenciación de las poblaciones de fartet. No obstante, resulta evidente la necesidad de perseverar, siendo una prioridad la implicación política en una gestión continuada en el tiempo. Ignorar el conocimiento adquirido con esta especie puede provocar errores importantes en su gestión, si bien, gestionar con los criterios científicos evaluados no es tarea trivial y únicamente será posible si se analizan las carencias aún existentes (ej. determinación de la dinámica y estructura metapoblacional que puede estar funcionando en la laguna).

En resumen, el desarrollo de programas de investigación continuados sobre la biología y ecología de los peces presentes en la laguna es una contribución de futuro a su gestión sostenible y conservación. Esta idea ha sido remarcada por el colectivo científico en múltiples ocasiones, pero aún resulta una carencia significativa en los programas de gestión desarrollados por los organismos responsables en estos espacios naturales.

2.7. Agradecimientos

El conjunto de resultados que se incluyen en este capítulo corresponden, básicamente, con los obtenidos en estudios realizados por la línea de investigación en biología y conservación de vertebrados acuáticos que desarrolla el grupo Zoología básica y aplicada a la gestión y

conservación de la Universidad de Murcia (EOA0-04). De este modo, varios de éstos han sido realizados en colaboración con múltiples investigadores que conformaron parte del equipo de trabajo. También la mayoría de los trabajos se han realizado a través de convenios y proyectos en colaboración con la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

2.8. Bibliografía

- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna F.J., Torralva, M.** 2003. Age and Growth of the Sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 202-208.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna F.J., Torralva, M.** 2006a. Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zoologica*, 55(2): 151-161.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M.** 2006b. Estrategia de vida de *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la Laguna costera del Mar Menor (SE de la Península Ibérica). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 22(1-4): 23-39.
- Barcala, E.** 1999. Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- De Maya, J.A., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell-Cubedo, D., Egea, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M.** 2004. Dinámica espacio-temporal de la familia Syngnathidae en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia). *Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. Murcia.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., Mainardi, D.** 2006. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66: 67-83.
- Franco, A., Franzoi, P., Torricelli, P.** 2008. Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 79: 549-558.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Roccató, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M., Torricelli, P.** 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoons habitats: effect of sampling method. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 112: 115-125.
- García-Lacunza, A.** 2009. Biología de peces bentónicos residentes en la laguna del Mar Menor (Murcia, España): el caso de *Salaria pavo* (Risso, 1810). Trabajo Fin de Máster. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.
- Gascón, S., Llopart, X., Ruiz-Navarro, A., Compte, J., Verdiell-Cubedo, D., Boix, D., Oliva-Paterna, F.J., Quintana, X.D., Torralva, M.** 2013. The effects of *Aphanius iberus* predation on an aquatic community: diel changes and the role of vegetation. *Fundamentals of Applied Limnology*, 182(1): 75-87.
- Moreno-Valcárcel, R., Torralva, M., Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J.** 2012. Dinámica poblacional y relaciones con el hábitat de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en un humedal con salinas en explotación. *Anales de Biología*, 34: 91-104.
- Oliva-Paterna, F.J.** 2006. Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia. <www.tesired.net>.
- Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M.** 2008. El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación. *Consejería de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente*. Dirección General del Medio Natural. Murcia.
- Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M.** 2002. Unidades de conservación del fartet, *Aphanius iberus*, en la Región de Murcia: Amenazas y aplicación regional de categorías UICN. *Dugastella*, 3: 29-35.
- Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell-Cubedo, D., Caballero, A., Egea, A., de Maya, J.A., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M.** 2003. Ictiofauna de zonas someras del Mar Menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *Anales de Biología*, 23: 206-208.
- Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell-Cubedo, D., Egea, A., de Maya, J.A., Ruiz-Navarro, A., García-Alonso, J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M.** 2006. YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 235-237.
- Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M., Fernández-Delgado, C.** 2006a. Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes*, 75: 307-309.
- Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M., Fernández-Delgado, C.** 2009. Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 76: 316-329.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A., Marcos, C.** 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*, 64: 202 - 218.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Gilbert, J.** 2005. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal Lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E., Marcos, C.** 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53: 107-120.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M.** 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En: *El Mar Menor. Estado actual de conocimiento científico*, 17-46. Instituto Euromediterráneo del Agua. Murcia.
- Robledano, F., Calvo, J.F., Hernández, V.** 2006. Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia. *Consejería de Industria y Medio Ambiente*. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007. Somatic condition of *Aphanius iberus* (Valenciennes 1846) in Marchamalo wetland (Mar Menor; SE Spain): Effects of management. *Anales de Biología*, 29: 53-59.

Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2013. Trophic overlap between cohabiting populations of invasive mosquitofish and an endangered toothcarp at changing salinity conditions. *Aquatic Biology*, 19:1-11.

Torralva, M., Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., García-Mellado, A., Miñano, P.A., Cardozo, V., García-Alonso, Fernández-Delgado, C. 2001. Distribución y Estado de Conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (SE de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos. *Anales de Biología*, 23 (Biología Animal 12): 63-84.

Torralva, M., Oliva-Paterna, F.J. 2002. Problemática de los Ciprinodóntidos en el sureste peninsular. Criterios y estrategias para su conservación. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales (2ª Ed). 313-320.

Verdiell-Cubedo, D. 2009. Ictiofauna de las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica): paráme-

tros de su biología y relaciones con el hábitat. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia. <www.tesinred.net>.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007a. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26(2): 341-350.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Torralva, M. 2007b. Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*, 29: 3-11.

Verdiell-Cubedo, D., Egea, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007c. Biología trófica de los juveniles de Mugilidos (Pisces: Mugilidae) en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica). *Limnetica*, 26(1): 67-73.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. 2007d. The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces: Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 74(2): 169-17.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Egea, A., Torralva, M. 2008. Population biology and habitat associa-

tions of benthic fish species in the shallow areas of the mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 72 (2): 319-328.

Verdiell-Cubedo, D., Torralva, M., Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F.J. 2012a. Fish assemblages in different littoral habitat types of a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *The Italian Journal of Zoology*, 80 (1):104-116.

Verdiell-Cubedo, D., Torralva, M., Andreu, A., Oliva-Paterna, F.J. 2012b. Effects of shoreline urban modification on habitat structure and fish community in littoral areas of a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Wetlands*, 32: 631-641.

Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M. 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9(8): 739-748.

Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M., Moreno-Valcárcel, R., Oliva-Paterna, F.J. 2014. Habitat use of an endangered cyprinodontid fish in a saline wetland of the Iberian Peninsula (SW Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 15(1): 27-36.

Capítulo 3. Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar

Chapter 3. Environmental Conflicts Deriving From Land-Use Intensification in the Mar Menor Watershed: an Inter-Disciplinary Approach

Miguel Ángel Esteve Selma¹, Julia Martínez Martínez¹, Carl Fitz², Francisco Robledano¹, Jose Miguel Martínez Paz¹, M. Francisca Carreño¹, Noelia Guaita³, Javier Martínez López¹, Jesús Miñano¹

¹ Observatorio de la Sostenibilidad en la Región de Murcia, Universidad de Murcia. Correo electrónico de contacto: maestev@um.es

² Universidad de Florida

³ Universidad de Alcalá

- 3.1. Cambios de uso e implicaciones ambientales en la cuenca del Mar Menor
- 3.2. Modelización de la dinámica hidrológica de la cuenca del Mar Menor
 - 3.2.1. El modelo ELM: aplicación a la cuenca del Mar Menor
 - 3.2.2. El modelo integrado de la cuenca del Mar Menor
- 3.3. Efectos de la entrada de agua y nutrientes sobre la laguna del Mar Menor
- 3.4. Efectos sobre la funcionalidad y los valores naturales de los humedales del Mar Menor
 - 3.4.1. Evolución de la vegetación en el humedal de Marina de Carmolí y su relación con la dinámica hídrica y de nutrientes de la cuenca
 - 3.4.2. Valoración de los cambios desde el punto de vista de la Directiva Hábitat
 - 3.4.3. Cambios en la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí
 - 3.4.4. Cambios en la comunidad de coleópteros errantes del humedal de Marina del Carmolí
- 3.5. El papel de los humedales del Mar Menor en la retención de nutrientes
 - 3.5.1. Medidas para reducir la entrada de nutrientes a la laguna
 - 3.5.2. Análisis Coste-Efectividad
 - 3.5.3. Valoración económica de servicios ecosistémicos: la retención de nutrientes en los humedales del Mar Menor
- 3.6. Principales conclusiones y retos futuros
- 3.7. Bibliografía

Resumen

Los cambios de uso en la cuenca del Mar Menor han alterado los flujos de agua y nutrientes, lo que a su vez ha inducido cambios en distintos componentes ambientales, tanto de la laguna como de los humedales litorales. Estos efectos ambientales se han analizado aplicando una metodología integrada (modelización de la cuenca, análisis de la evolución temporal de componentes clave de la biodiversidad y de su valor naturalístico y análisis coste-efectividad). Los resultados muestran el significativo valor económico del servicio ecosistémico de retención de nutrientes de los humedales del Mar Menor; el incremento a lo largo del tiempo de los flujos de agua y nutrientes, derivado del incremento del regadío en la cuenca; así como los cambios importantes en los humedales, específicamente en sus hábitat naturales, en la comunidad de aves esteparias y en la comunidad de coleópteros errantes y una pérdida del valor naturalístico de los humedales desde la perspectiva de la Directiva Hábitats y la Directiva de Aves. Los resultados apuntan a la insuficiente protección de estos espacios y a la necesidad de abordar políticas integrales de sostenibilidad a escala de cuenca. Se ha identificado además un conflicto potencial entre dos objetivos ambientales igualmente deseables: por un lado maximizar el servicio ecosistémico de retención de nutrientes y por otro conservar los valores naturales de los humedales litorales del Mar Menor.

Abstract

Land use changes in the Mar Menor watershed have modified the water and nutrient flows, which in turn have brought about a series of environmental changes in the lagoon and its associated wetlands. These environmental effects have been analysed by means of an integrated methodology (watershed modelling, monitoring of long-term trends in key biodiversity components and their natural values and cost-effectiveness analysis). Results show the significant economic value of the ecosystem service of nutrients removal from the Mar Menor wetlands; the increase over time of water and nutrient flows as a consequence of the increase in irrigated lands in the watershed; noticeable changes in the wetlands, particularly in their natural habitats, the steppe-bird assemblage and the wandering beetles assemblage; and a loss of natural value of the wetlands according to the EU Habitats and Birds directives. Results point to the insufficient protection of these sites and the need to apply integral sustainability policies at watershed scale. Moreover, a potential trade-off between two important environmental objectives has been identified: on the one hand to enhance the ecosystem service of nutrients removal and on the other to conserve the natural values of the Mar Menor wetlands.

3.1. Cambios de uso e implicaciones ambientales en la cuenca del Mar Menor

Son ampliamente conocidos los importantes efectos que los cambios de uso del suelo, particularmente la intensificación de los mismos, generan sobre múltiples aspectos de la sostenibilidad, incluyendo el paisaje, la biodiversidad y el mantenimiento de funciones y servicios ecosistémicos esenciales. Estos patrones de cambio son también constatables a escala de cuenca, ámbito en el que además de los efectos directos de la transformación del espacio tienen lugar también efectos derivados del funcionamiento hidrológico de la cuenca. A su vez, esta alteración de los flujos hídricos puede inducir cambios en los ecosistemas acuáticos, los espacios naturales o la biodiversidad (Figura 3.1). En cuencas con una intensa dinámica de cambios de uso como la del Mar Menor, estos efectos indirectos pueden llegar a ser muy significativos, pese a percibirse menos que los directos.

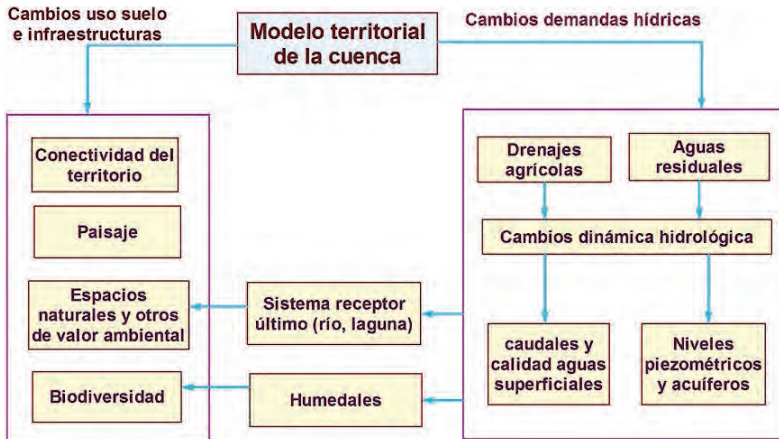


Figura 3.1. Efectos directos e indirectos del modelo territorial de la cuenca y los cambios de uso sobre distintos componentes importantes en relación con la sostenibilidad.

Como es sabido, el Mar Menor y sus humedales asociados (Figura 3.2) conforman un ecosistema de excepcional valor ecológico y de características únicas en el contexto del Mediterráneo, constituyendo uno de los espacios naturales más relevantes de la Región de Murcia. Con unos 135 km² de superficie, el Mar Menor es la mayor laguna litoral del Mediterráneo Occidental, a lo que se añaden algunas características singulares como su hipersalinidad. La laguna posee gran valor ecológico y natural, con la presencia de praderas de fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa*, así como de peces de especial interés como el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) y el fartet (*Aphanius iberus*), un pez endémico incluido en la Directiva Hábitat.

El objetivo general de este trabajo es analizar, aplicando una perspectiva integradora, los efectos ambientales inducidos por la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor y la consecuente alteración de la dinámica hidrológica. Para ello se aplicarán herramientas de modelización y se analizarán algunos de los efectos inducidos en la laguna y en los humedales



Figura 3.2. Humedales asociados a la laguna del Mar Menor. PH: Playa de la Hita; MC: Marina del Carmolí; LP: Lo Poyo.

litorales del Mar Menor, incluyendo servicios ecosistémicos clave como la retención de nutrientes. Finalmente se presentan algunas conclusiones generales.

Parte de los humedales litorales asociados al Mar Menor han sido caracterizados como criptohumedales litorales (Vidal – Abarca *et al.*, 2003). En su ribera interna se incluyen el Saladar de Lo Poyo, la Marina del Carmolí y Playa de la Hita (Figura 3.2). Los valores de la laguna del Mar Menor y sus humedales asociados quedan refrendados por los estatus de protección existentes en la zona: Parque Regional de San Pedro del Pinatar, Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, declaración del Mar Menor y humedales asociados como ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) y LIC (Lugar de Importancia Comunitaria), declaración del Mar Menor y su entorno como área Ramsar (Humedal de Importancia Internacional del Convenio Ramsar) y zona ZEPIM (Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo).

La cuenca del Mar Menor o Campo de Cartagena (Figura 3.3) constituye una extensa llanura de unos 1.200 km² drenada por un conjunto de ramblas que desembocan en la laguna. En la cuenca del Mar Menor se ha desarrollado progresivamente una agricultura de regadío basada inicialmente en el aprovechamiento de los recursos subterráneos. Si bien hasta hace tres dé-

cadras tal aprovechamiento ha sido bastante limitado, la llegada de las aguas del trasvase Tajo-Segura en 1979 han supuesto una profunda transformación de la cuenca, con un importante incremento del regadío (Figura 3.3) y de la aportación de flujos hídricos y de nutrientes a la laguna y humedales periféricos (Martínez-Fernández *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006; Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008; Martínez-Fernández *et al.*, 2009). Esto se ha visto confirmado por el ascenso en los niveles piezométricos de los acuíferos de la unidad hidrogeológica del Campo de Cartagena (Rodríguez Estrella, 2009; Aragon *et al.*, 2009), así como por el aumento del nivel freático, los periodos de inundación y la humedad edáfica en los humedales del Mar Menor (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007).

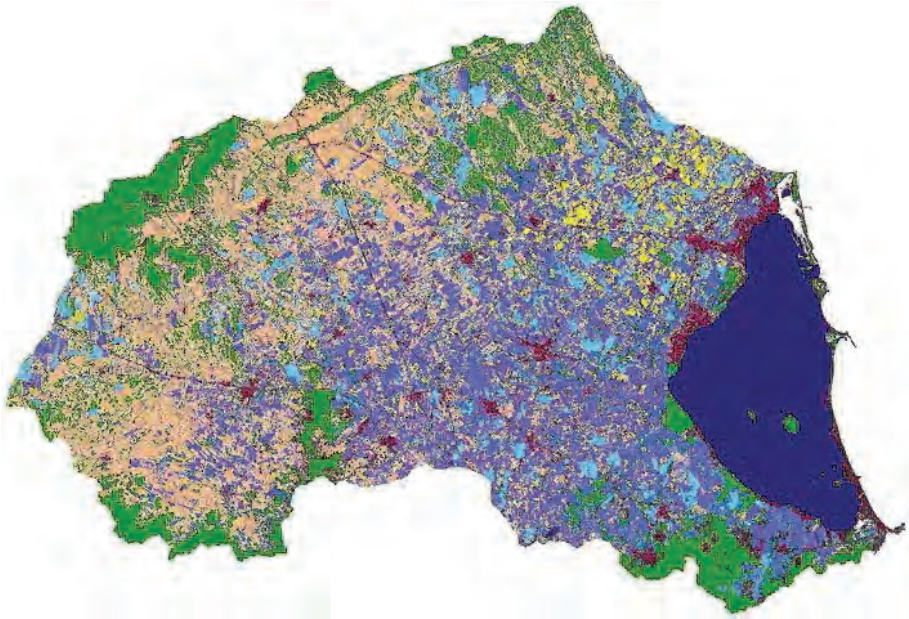


Figura 3.3. Principales usos del suelo en la cuenca del Mar Menor. Verde: natural; azul: regadío al aire libre; amarillo: invernaderos; crema: secano; granate: urbano e infraestructuras.

Aunque el Mar Menor mantiene todavía una cierta actividad pesquera, la principal actividad económica se centra en las actividades turísticas y residenciales desarrolladas en el entorno de la laguna. El aumento de las actividades turísticas y de la población y su fuerte dinámica estacional ha tenido diversos efectos, uno de los cuales ha sido la producción de un importante volumen de aguas residuales, una parte de las cuales termina llegando a la laguna. El funcionamiento inadecuado de las depuradoras y la existencia de frecuentes averías han ocasionado vertidos al Mar Menor de aguas residuales insuficientemente depuradas, especialmente durante el verano, debido al considerable aumento de la población estival, que suele desbordar la capacidad de las depuradoras.

¿Cómo han afectado los cambios de uso del suelo en la cuenca y las actividades urbano-turísticas del entorno del Mar Menor a los flujos de agua y nutrientes que llegan a la laguna y

humedales asociados? En los siguientes apartados se aborda esta cuestión así como los efectos generados en distintos componentes ambientales del Mar Menor y sus humedales.

3.2. Modelización de la dinámica hidrológica de la cuenca del Mar Menor

Cada vez es más evidente la necesidad de aplicar enfoques integrados y que permitan análisis prospectivos, siendo particularmente útiles los modelos de simulación dinámica. Los modelos dinámicos (Bendoricchio y Jorgensen 2001; Brindsmead, 2005) permiten tener en cuenta las interrelaciones entre los distintos factores tanto ambientales como socioeconómicos, simular distintos escenarios y evaluar en qué medida los cambios previsibles pueden afectar a los distintos componentes de un sistema.

En este apartado presentamos dos aplicaciones de tales herramientas al estudio de los flujos hídricos y de nutrientes en la cuenca del Mar Menor: i) un modelo dinámico espacialmente explícito, con particular atención a la integración de los procesos espaciales y temporales de los flujos de agua y nutrientes (modelo ELM) y ii) un modelo dinámico integrado, sin dimensión espacial explícita, con particular atención a los factores socio-económicos, los cambios de uso del suelo y las dinámicas a largo plazo de los flujos de nutrientes (modelo integrado). A continuación se presentan tales modelos y algunos de sus resultados.

3.2.1. El modelo ELM: aplicación a la cuenca del Mar Menor

Presentamos una aplicación preliminar del Ecological Landscape Modeling (EcoLandMod, ELM) al caso del Mar Menor. El entorno EcoLandMod es una herramienta de modelización que permite la elaboración de modelos hidro-ecológicos dinámicos y espacialmente distribuidos (Fitz 2008; Fitz *et al.*, 2011), la cual ha sido aplicada para comprender y restaurar el sistema de las Everglades, en Florida, USA (pueden consultarse detalles de las interacciones entre ciencia y gestión y la aplicación del modelo ELM a las Everglades en NRC, 2012).

El entorno EcoLandMod fue diseñado con el suficiente grado de generalidad y flexibilidad que permitiera la comprensión de la dinámica integrada de los ecosistemas en dominios espaciales y temporales amplios (Fitz, 2010). Es un proyecto de código abierto (Open Source) que integra la dinámica espacio-temporal de la hidrología superficial y subterránea, los flujos salinos, la biogeoquímica del fósforo, la dinámica de la vegetación y los procesos de oxidación y acumulación del suelo (pueden consultarse detalles en <http://ecolandmod.ifas.ufl.edu>; Fitz y Paudel, 2012). Como un primer paso en la aplicación de este modelo al caso del Mar Menor, se han implementado sólo los módulos hidrológico y de salinidad, ignorando en esta primera fase la realimentación dinámica de los cambios en la vegetación, los nutrientes y el suelo. Posteriores fases en la aplicación del modelo incluirán los módulos biológico y biogeoquímico, que probablemente implementarán modificaciones en el módulo de sucesión de la vegetación e incorporarán un módulo para los cambios históricos y futuros en los usos del suelo generados por los factores socioeconómicos.

El módulo hidrológico incluye los flujos verticales de agua y sales entre la atmósfera, el agua superficial, la capa insaturada y la capa subterránea saturada, con interacción explícita entre el agua superficial y subterránea en cada unidad de tiempo. Los flujos horizontales tienen lugar entre el agua superficial y subsuperficial y los flujos de las ramblas, que interaccionan también con el agua subterránea.

EcoLandMod fue diseñado para ser explícitamente escalable, por lo que resulta relativamente simple adaptarlo a la extensión y resolución espacial requerida en cada caso. Para la cuenca del Mar Menor se ha utilizado una resolución espacial de 200 m. Como datos de entrada para el modelo figuran diversas capas ráster y vectoriales: el modelo digital de elevaciones, la conductividad hidráulica saturada (estimada a partir de las características de las capas superficiales del suelo y las estimas de Jiménez-Martínez, 2010, entre otros documentos), las condiciones iniciales de agua superficial y de la zona insaturada, el uso del suelo (derivado del Corine Land Cover de 2000 y la cartografía más detallada de los hábitats en los humedales, Carreño *et al*, 2008), la densidad del suelo, el contenido en materia orgánica de la capa superficial, la red de ramblas y los principales canales de distribución del trasvase Tajo-Segura.

Otros datos de entrada del modelo incluyen las alturas mareales que inciden en los intercambios entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo, la precipitación diaria y la evapotranspiración potencial, interpolada a partir de los datos aportados por cuatro estaciones meteorológicas de la cuenca. Se han mantenido los parámetros de distribución global, con las oportunas modificaciones de la nueva localización geográfica.

En esta aplicación preliminar se han aproximado los parámetros y condiciones iniciales de los distintos usos del suelo a las coberturas más equivalentes en las aplicaciones precedentes del EcoLandModel, que incluyen 28 tipos de coberturas, desde pinares con distinta densidad a matorrales y distintos hábitat de saladar y humedal. Para esta aplicación preliminar, en fase de desarrollo, no se han considerado las aportaciones del trasvase Tajo-Segura, las extracciones de agua subterránea para riego ni las demandas hídricas del regadío, todo lo cual se incorporará una vez el modelo refleje adecuadamente la dinámica hidrológica básica ligada a los flujos de precipitación y escorrentía.

La Figura 3.4 muestra una simulación larga (41 años) de la precipitación neta (precipitación menos evapotranspiración real) en la cuenca completa (incluyendo la laguna del Mar Menor). Las Figuras 3.5 a 3.8 presentan resultados de la simulación entre los años 2003 y 2010 relativos a la altura o profundidad del agua y a la velocidad de la escorrentía tanto en un mes seco como en un mes húmedo.

Si bien se trata de una aplicación en fase de desarrollo, estas simulaciones iniciales parecen mostrar que la aplicación de EcoLandModel al Mar Menor puede ayudar a entender los cambios de largo plazo en el funcionamiento hidrológico de la cuenca como respuesta a los cambios de uso del suelo y de manejo del agua, incluyendo el cambio climático, una vez se implementen las modificaciones y mejoras pertinentes señaladas en párrafos anteriores. Una vez dicha fase de desarrollo esté culminada, el modelo será calibrado y validado con los datos disponibles de flujos y niveles piezométricos, tras lo cual los resultados del modelo pueden ser utilizados como entrada para otros modelos ecológicos y ambientales de la cuenca.

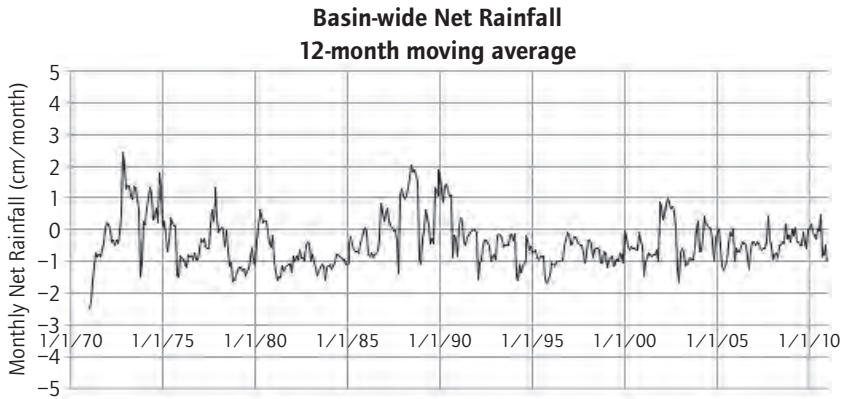


Figura 3.4. Simulación de la precipitación neta (precipitación menos evapotranspiración real) en la cuenca completa (incluyendo la laguna del Mar Menor) a lo largo de un periodo de 41 años. Valores mensuales suavizados con una media móvil de 12 meses.

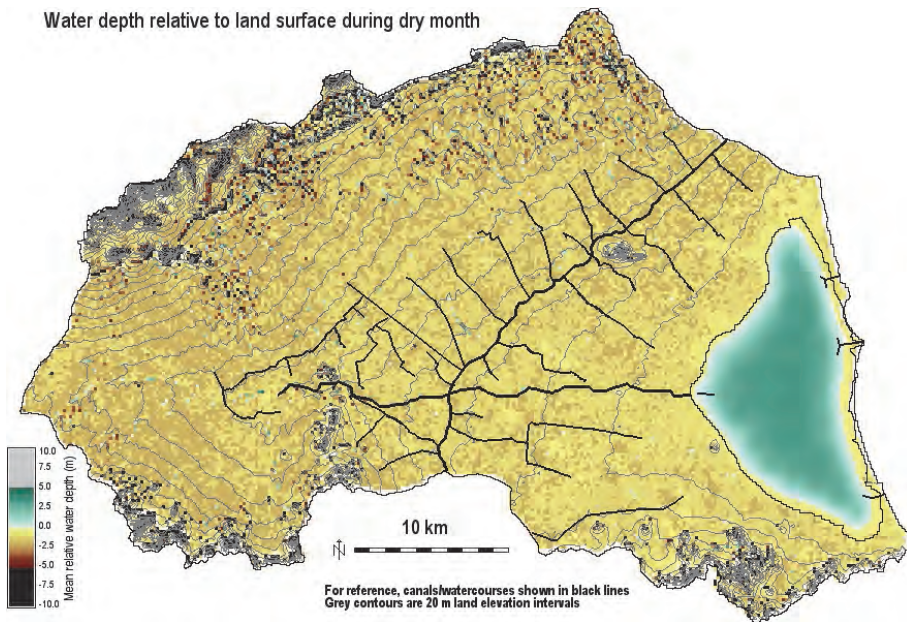


Figura 3.5. Profundidad de agua durante un mes seco (Agosto de 2006). Valores medios diarios de la simulación a lo largo de 8 años (2003-2010) sin considerar las aportaciones del trasvase Tajo-Segura.

Las futuras mejoras de la aplicación del EcoLandModel al Mar Menor incluirán datos más completos y detallados acerca de las mareas del Mediterráneo y su influencia en los intercambios con la laguna del Mar Menor, información más detallada de la conductividad hidráulica (trasmisividad de los acuíferos), mayor información acerca de la gestión y distribución de los volúmenes del trasvase Tajo-Segura e información más específica de los parámetros ligados

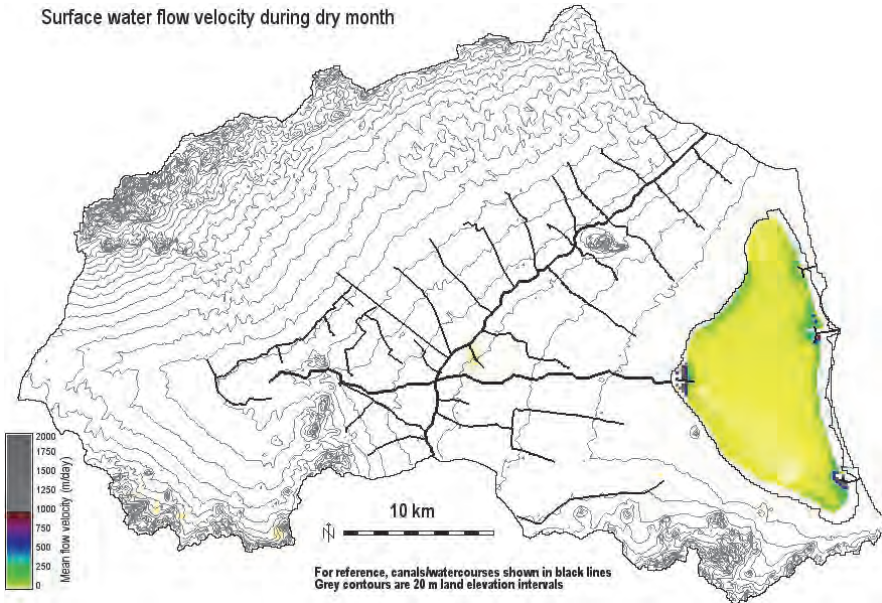


Figura 3.6. Velocidad de los flujos hídricos durante un mes seco (Agosto de 2006). Valores medios diarios de la simulación a lo largo de 8 años (2003-2010) sin considerar las aportaciones del trasvase Tajo-Segura. (el color blanco equivale a una velocidad nula).

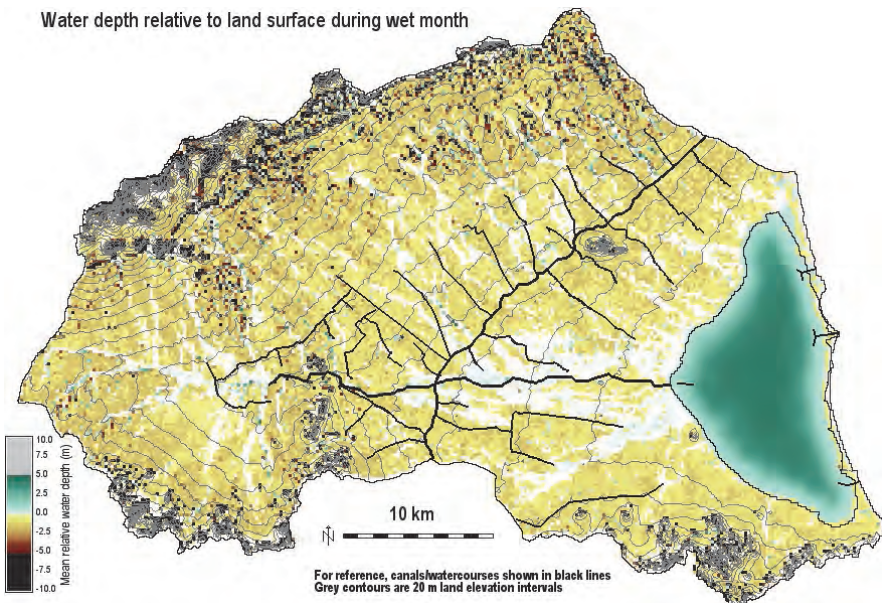


Figura 3.7. Profundidad de agua durante un mes húmedo (Enero de 2010). Valores medios diarios de la simulación a lo largo de 8 años (2003-2010) sin considerar las aportaciones del trasvase Tajo-Segura.

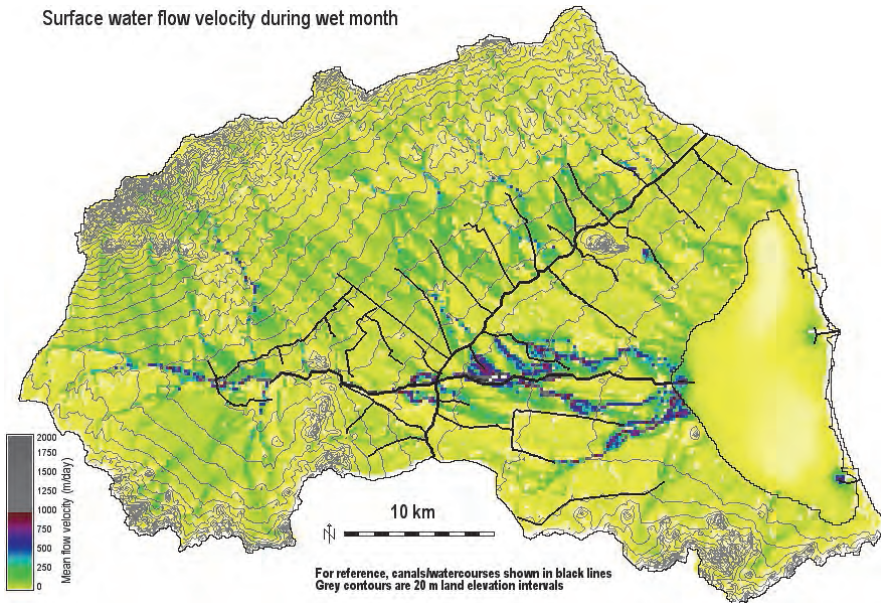


Figura 3.8. Velocidad de los flujos hídricos durante un mes húmedo (Enero de 2010). Valores medios diarios de la simulación a lo largo de 8 años (2003-2010) sin considerar las aportaciones del trasvase Tajo-Segura. (el color blanco equivale a una velocidad nula).

a los distintos usos y tipos de vegetación. Además, las siguientes versiones de la aplicación incluirán las demandas del regadío y las extracciones de agua subterránea. El objetivo último de esta aplicación y sus sucesivas mejoras es aportar una base útil para explorar un rango amplio de cuestiones relativas a la sostenibilidad a largo plazo del agua y los usos del suelo en la cuenca del Mar Menor.

3.2.2. El modelo integrado de la cuenca del Mar Menor

Se ha elaborado un modelo dinámico de la cuenca del Mar Menor (Chapelle *et al.*, 2005; Martínez-Fernández *et al.*, 2013, 2014) que incorpora los factores ambientales y socioeconómicos implicados en la exportación de nutrientes a la laguna del Mar Menor (Figura 3.9). Se ha utilizado un modelo hidrológico (Chapelle *et al.*, 2005) para estimar la escorrentía superficial y subsuperficial procedentes de las precipitaciones y de los drenajes de riego. Este modelo hidrológico genera series temporales de escorrentía que son posteriormente utilizadas en el modelo dinámico, desarrollado con el software Vensim (Ventana Systems, 2007). El modelo dinámico utiliza una resolución temporal diaria y realiza simulaciones largas (treinta años) para captar la dinámica a largo plazo del sistema. El modelo incluye varios sectores: i) Sector del Nitrógeno; ii) Sector del Fósforo iii) Usos del Suelo; iv) Sector de las Salmueras generadas por las desaladoras del Campo de Cartagena; v) Sector de los Humedales asociados al Mar Menor; vi) Sector Urbano y vi) Sector de los Costes Económicos asociados a diversas medidas de gestión. Todos los sectores del modelo están interconectados a través de distintas variables y relaciones.

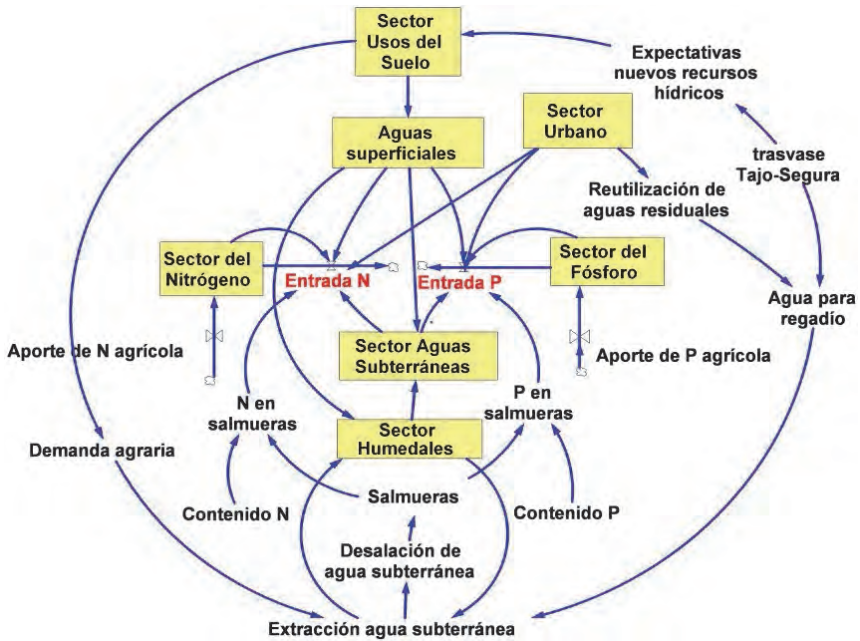


Figura 3.9. Diagrama simplificado del modelo dinámico de la cuenca del Mar Menor.

El Sector del Nitrógeno (Figura 3.10) tiene en cuenta los contenidos en nitrógeno de la solución del suelo, la hojarasca y la vegetación, así como los flujos entre estos compartimentos. El Sector del Fósforo considera los correspondientes flujos y compartimentos, similares a los del nitrógeno. El Sector de Usos del Suelo (Figura 3.11) considera los cambios de uso entre la superficie ocupada por vegetación natural, el secano, el regadío arbóreo, el regadío herbáceo al aire libre, los invernaderos y las zonas urbanas. Cada uso del suelo presenta características específicas en relación con la cantidad y dinámica del nitrógeno y el fósforo, por lo que los cambios de uso afectan notablemente a los sectores de los nutrientes (nitrógeno y fósforo). El Sector de Usos del Suelo permite simular los principales cambios de uso a escala de cuenca inducidos por diversos factores socio-económicos, en particular el incremento del regadío, producido como consecuencia de la llegada de las aguas del trasvase Tajo- Segura en 1979 y la mayor rentabilidad de los cultivos de regadío frente al secano.

El Sector de los Humedales permite considerar la importante funcionalidad natural de estos sistemas como filtro verde, al retener y eliminar una parte de los nutrientes procedentes de la cuenca, puesto de manifiesto en numerosos estudios (Gustafson *et al.*, 2000; Zanou *et al.*, 2003). Las principales variables del Sector de los Humedales se refieren a la superficie de humedal activo, la capacidad de retención de nitrógeno y fósforo de cada humedal y el efecto del caudal sobre la retención de nutrientes. Se han utilizado datos empíricos obtenidos en el humedal de Marina del Carmolí para determinar la tasa de eliminación de nutrientes en los cauces en función del caudal transportado (Figura 3.12) y en función de la distancia recorrida a lo largo del humedal. Finalmente el Sector Urbano tiene en cuenta la evolución de la población

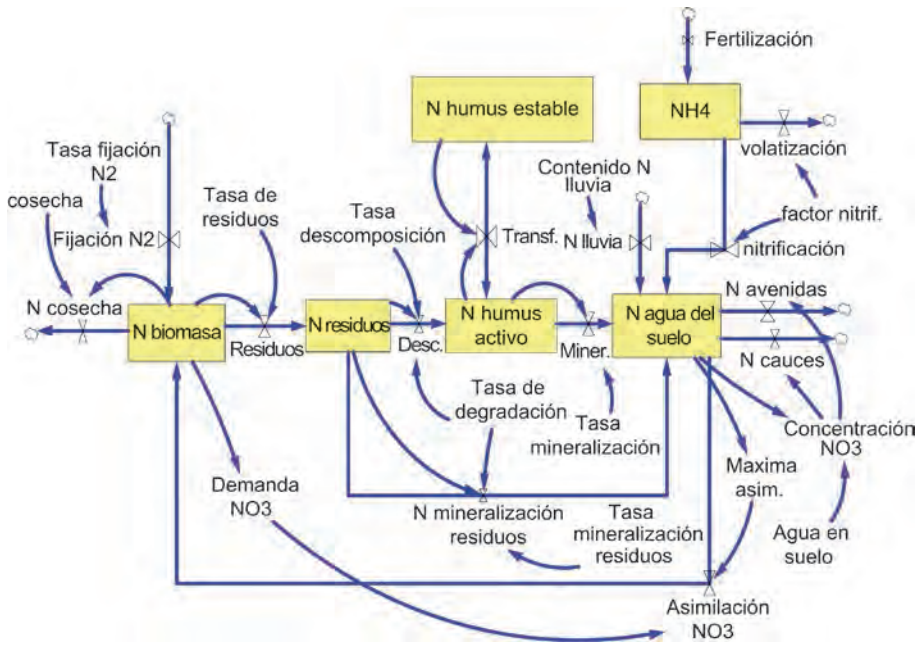


Figura 3.10. Diagrama simplificado del Sector del Nitrógeno.

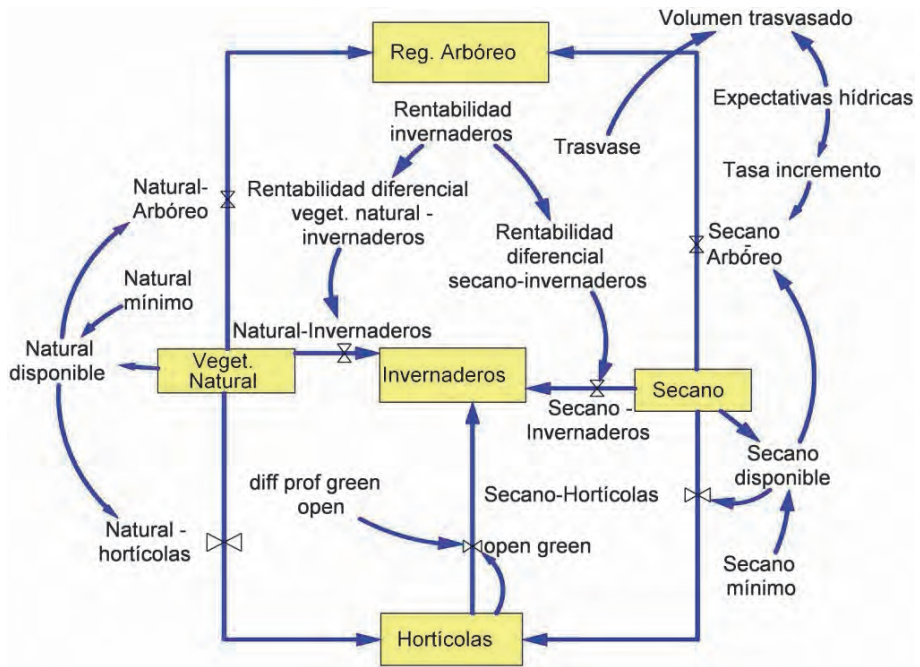


Figura 3.11. Diagrama simplificado del Sector de los Usos del Suelo.

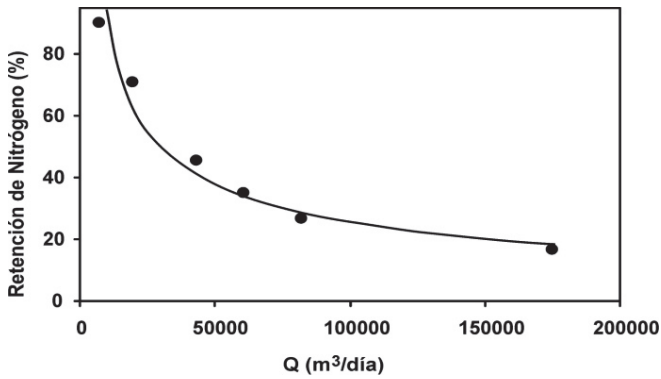


Figura 3.12. Relación entre el caudal transportado por los cauces que atraviesan los humedales asociados a la laguna del Mar Menor y la tasa de retención del nitrógeno en los mismos. Datos empíricos procedentes de muestreos de campo tomados en 2003 y 2004.

residente y la población turística estacional, el volumen de aguas residuales, la eficiencia de las depuradoras, el grado de reutilización de las aguas residuales en el uso agrícola, y los vertidos urbanos finales.

Los resultados de la simulación muestran que el modelo dinámico refleja adecuadamente los cambios observados en los factores socioeconómicos implicados en la exportación de nutrientes, como los cambios de uso del suelo así como la población residente y estacional. El modelo muestra el pronunciado incremento del regadío, favorecido por dos factores: el trasvase Tajo-Segura iniciado en 1979 y la mayor rentabilidad diferencial del regadío frente al secano, especialmente en el caso de los invernaderos (Figura 3.13). Los nuevos perímetros de riego implican un aumento considerable del aporte de fertilizantes en la cuenca, de forma que el observado aumento de los drenajes agrícolas lleva aparejado también un mayor movimiento de nutrientes de origen agrícola hacia la laguna del Mar Menor (Figura 3.14).

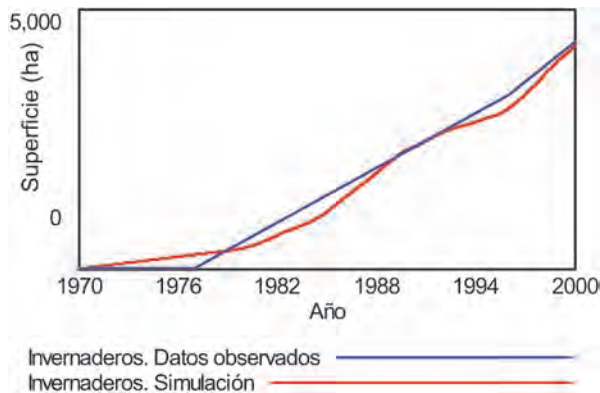


Figura 3.13. Evolución de los invernaderos en el Campo de Cartagena. Valores observados y simulados con el modelo dinámico.

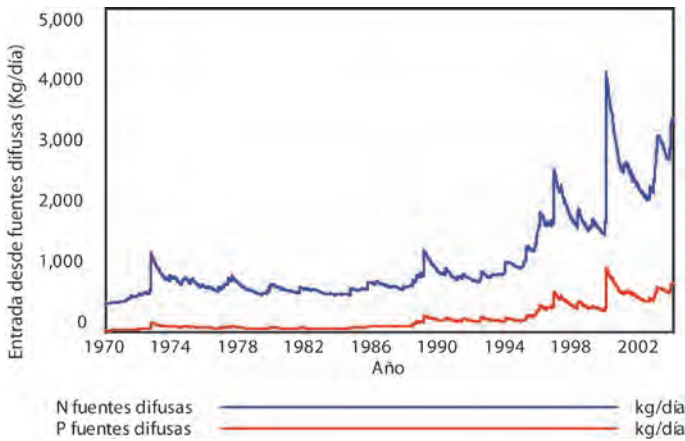


Figura 3.14. Simulación del patrón de entrada diaria de NID (nitrógeno inorgánico disuelto) y PID (fósforo inorgánico disuelto) de origen agrícola a la laguna del Mar Menor. Valores suavizados con media móvil de 365 días.

La entrada de nutrientes desde fuentes difusas muestra grandes fluctuaciones debido a la gran variabilidad de las precipitaciones y a la ocurrencia de episodios de avenida, momento en el que se produce un lavado de grandes cantidades de nutrientes y materiales de la cuenca hacia el Mar Menor. El importante papel de las avenidas se sustenta en otras evidencias, como datos empíricos de concentración de nutrientes en las ramblas que desembocan en el Mar Menor durante los episodios de avenida (Velasco *et al.*, 2006; Álvarez Rogel *et al.*, 2009; Serrano y Sironi, 2009), en los que no sólo aumenta espectacularmente el volumen de agua que llega a la laguna sino que también se incrementa la concentración de nutrientes contenida en la misma.

Por otra parte, la población en el área de influencia del Mar Menor muestra un rápido crecimiento a lo largo de las últimas décadas debido al crecimiento de la población residente (Figura 3.15) y sobre todo a la expansión de las actividades turísticas, de forma que durante la época estival se añade una población estacional que multiplica por más de cinco la existente durante los restantes meses del año (Figura 3.16) y en consecuencia también aumenta bruscamente la producción de aguas residuales. La Figura 3.17 muestra un patrón intraanual, con picos estivales de entrada de nutrientes de origen urbano, muy superiores a la entrada durante el resto del año, así como un patrón interanual de aumento general de dicha entrada a lo largo del tiempo por el incremento de la población residente y estacional. En los últimos años la construcción y mejora de las estaciones depuradoras de aguas residuales ha contrarrestado en parte el efecto del intenso crecimiento de la población residente y sobre todo la turística, pese a lo cual siguen existiendo deficiencias y averías que ocasionan vertidos a la laguna.

Los valores estimados de entrada total de nitrógeno al Mar Menor procedente de la cuenca (en torno a unas 1.000 toneladas anuales en el periodo 2000-2005, con grandes fluctuaciones entre 700 y 1.600 toneladas anuales) se sitúan en rangos similares a los obtenidos en otras cuencas agrícolas intensivas (Mattikalli y Richards, 1996; David *et al.*, 1997; Jordan *et al.*, 1997). Los valores de entrada de nitrógeno estimados con el modelo dinámico son coherentes con los datos empíricos de concentración de nitrógeno de los principales flujos de la cuenca, los cuales se sitúan entre 28 y 60 mg/l de nitrógeno inorgánico disuelto (Lloret *et al.*, 2005; Velasco *et*

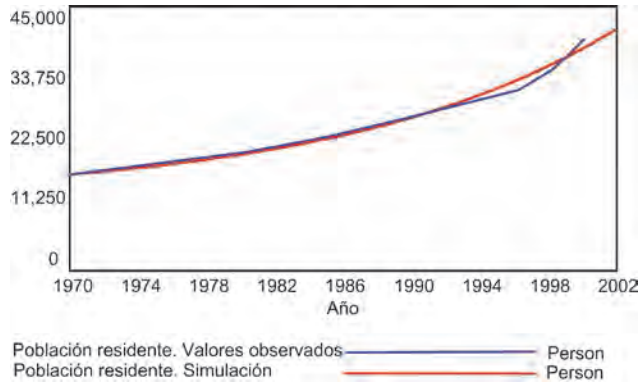


Figura 3.15. Población residente en el entorno del Mar Menor. Valores observados y simulados con el modelo dinámico.

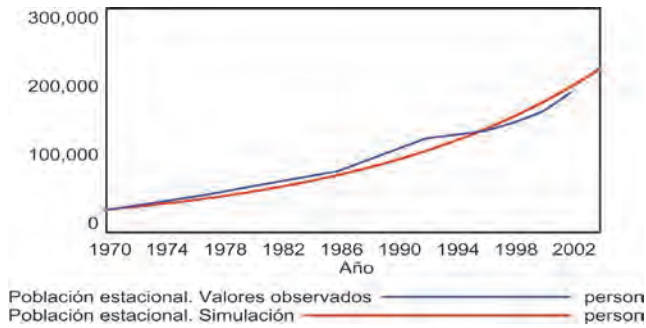


Figura 3.16. Población estacional en el entorno del Mar Menor durante los meses de verano. Valores observados y simulados con el modelo dinámico.

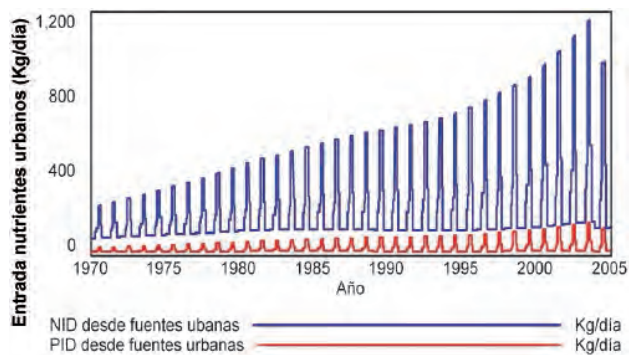


Figura 3.17. Simulación del patrón de entrada diaria de NID (nitrógeno inorgánico disuelto) y PID (fósforo inorgánico disuelto) de origen urbano a la laguna del Mar Menor. La figura muestra los picos de entrada durante los periodos estivales así como la tendencia general de aumento de la entrada de nutrientes de origen urbano a lo largo del tiempo.

al., 2006; García Pintado *et al.*, 2009; Serrano y Sironi, 2009; Álvarez Rogel *et al.*, 2009) y con la estima de entrada media anual de agua a la laguna, que sobre la base del trabajo de Senent Alonso *et al.*, (2009), puede estimarse entre 37 y 45 hm³/año. Estos datos de concentración de nitrógeno y las estimas de descarga anual media de agua al Mar Menor conjuntamente aportan una estima de entrada anual media de nitrógeno a la laguna situada entre 1.000 y 1.300 toneladas anuales, rango similar al obtenido con el modelo dinámico.

¿Qué efectos ha tenido la entrada de agua y nutrientes a la laguna y a sus humedales periféricos? A continuación se describen los principales cambios observados en el funcionamiento de estos ecosistemas y en los valores naturalísticos y de biodiversidad que estos espacios protegidos albergan.

3.3. Efectos de la entrada de agua y nutrientes sobre la laguna del Mar Menor

El aumento en la entrada de nutrientes al Mar Menor ha modificado diversos aspectos de la estructura y el funcionamiento de la laguna. Por una parte, se ha observado un incremento en la concentración de nitrógeno del agua del Mar Menor durante las últimas décadas (Pérez Ruzafa *et al.*, 2002; Lloret *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006), concentración que a finales de los años 90 era diez veces superior a la existente a finales de los años 80 (Pérez Ruzafa *et al.*, 2002). El mayor contenido en nutrientes ha contribuido a su vez a otros cambios en el funcionamiento de la laguna y en sus comunidades biológicas. Uno de estos cambios ha sido la aparición de elevadas poblaciones de medusas durante la época estival. Todos estos cambios se relacionan con un proceso general de eutrofización (incremento en nutrientes) que ha alejado progresivamente al Mar Menor de sus iniciales condiciones oligotróficas. Por su confinamiento y mayor dependencia de las actividades humanas, la laguna del Mar Menor ha anticipado problemas ambientales que ya se muestran como generales en todo el Mediterráneo, como las plagas de medusas, ya preocupantes en el Mar Menor diez años antes de que lo fueran en la costa mediterránea.

A mediados de los años 80 se establecieron en el Mar Menor dos especies de medusa alóctonas, *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhyzostoma pulmo*. La proliferación estival de ambas especies tuvo lugar a mediados de los años noventa, favorecida por el substancial incremento en la entrada de nutrientes, a raíz de los cambios de uso en la cuenca. Estas especies alcanzaron elevadas poblaciones durante los meses de verano, con valores que en el caso de *C. tuberculata* llegaron a alcanzar los 46 millones de individuos en 1997 (Pérez Ruzafa *et al.*, 2002).

Se ha estimado la población estival máxima de medusas entre los años 1988 (año en el que por primera vez se tiene conocimiento de su presencia en la laguna) y 2004 (Figura 3.18). Se observan notables cambios interanuales en dicha población estival, que alcanza sus valores máximos en el año 2000, fecha a partir de la cual se inicia una progresiva reducción con un cierto repunte en 2006 (Dolores *et al.*, 2009). En los años posteriores la población estival de medusas ha aumentado de nuevo. Las razones de tales variaciones están todavía en estudio, aunque la temperatura del agua parece jugar un papel clave (Prieto *et al.*, 2010; Astorga *et al.*, 2012). Por ejemplo, la baja población de medusas de los años 2005 y 2006 se han relacionado con unas temperaturas particularmente bajas durante el invierno de 2004-2005, las cuales redujeron el número de pólipos en 2005, lo cual dio lugar a una baja biomasa de medusas que afectó también a la población de medusas de 2006 (Ruiz *et al.*, 2012).

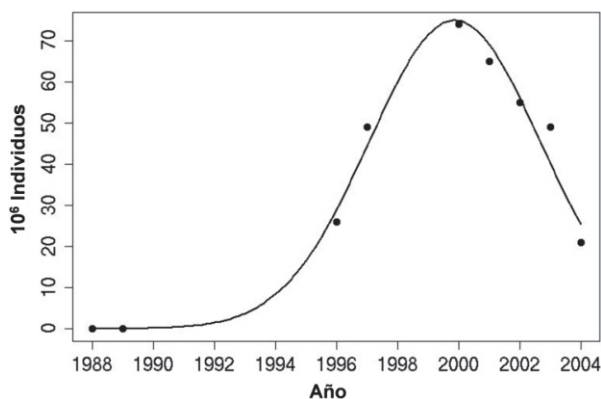


Figura 3.18. Población estival máxima de medusas (*Cotylorhiza tuberculata* y *Rhyzostoma pulmo*). Datos estimados a partir de las capturas de medusas y esfuerzo pesquero (Dirección General de Ganadería y Pesca, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia) y los valores de población total procedentes de censos directos disponibles para algunos años.

El incremento de materiales y nutrientes en la laguna ha inducido cambios en otras comunidades, como la de los macrófitos. Se ha observado un cambio en las especies dominantes, desde la fanerógama *Cymodocea nodosa* al alga *Caulerpa prolifera*, asociado a las entradas de materiales y nutrientes a través de la rambla del Albujón y a las consiguientes alteraciones en la transparencia del agua y otros factores (Lloret *et al.*, 2005). La sustitución de *Cymodocea* por *Caulerpa* tiene a su vez otros efectos, como la aparición de condiciones anóxicas en algunas zonas y la reducción de la población de algunas especies piscícolas de interés comercial sobre todo de las familias Sparidae y Mugilidae (Lloret *et al.*, 2005).

Todos estos cambios en el funcionamiento del ecosistema lagunar, particularmente el aumento de la entrada de nutrientes a la laguna, parecen inducir a su vez modificaciones en la composición de otras comunidades clave como las aves acuáticas, como se ha mostrado en trabajos previos (Martínez Fernández *et al.*, 2005; Robledano *et al.*, 2011). Los cambios en las comunidades de aves acuáticas y su relación con los flujos de nutrientes se abordan en otro capítulo de este libro.

3.4. Efectos sobre la funcionalidad y los valores naturales de los humedales del Mar Menor

3.4.1. Evolución de la vegetación en el humedal de Marina de Carmolí y su relación con la dinámica hídrica y de nutrientes de la cuenca

El humedal de la Marina del Carmolí presenta áreas de estepa salina, saladar y carrizal, así como una franja de arenales situada en la línea de costa. Las unidades de vegetación se distribuyen en función de la disponibilidad de agua y de su salinidad, desarrollándose la estepa salina en las zonas con menor disponibilidad de agua y el carrizal en áreas con mayor abundancia de agua y

un menor contenido en sales, mientras que el saladar ocupa zonas con una disponibilidad intermedia de agua y mayor contenido en sales. Se han estudiado los cambios en la vegetación de la Marina del Carmolí y la medida en que tales cambios pueden estar inducidos por el aumento de los flujos de agua y nutrientes procedentes de la cuenca. Para ello se han utilizado técnicas de teledetección aplicadas a imágenes de satélite Landsat TM y ETM+ mediante clasificación supervisada. Se han estudiado los cambios entre 1984 y 2009 en el tamaño del humedal así como en las principales unidades de vegetación y coberturas: estepa salina, saladar, carrizal, cultivos, cuerpos de agua, suelo desnudo y superficies artificiales (Carreño *et al.*, 2008).

Los resultados evidencian importantes cambios a lo largo de los años analizados: 1984, 1992, 1995, 1997, 2001 y 2009. En 1984 la Marina del Carmolí era básicamente una estepa salina, la cual cubría una extensión de 243 hectáreas, mientras que en 2009 este hábitat ha perdido más de la mitad de su área inicial. Por el contrario el saladar y el carrizal, prácticamente ausentes en 1984, ocupan una importante extensión en 2009 (142 y 165 hectáreas respectivamente), destacando la progresiva expansión del carrizal desde el año 1995 (Figura 3.19).

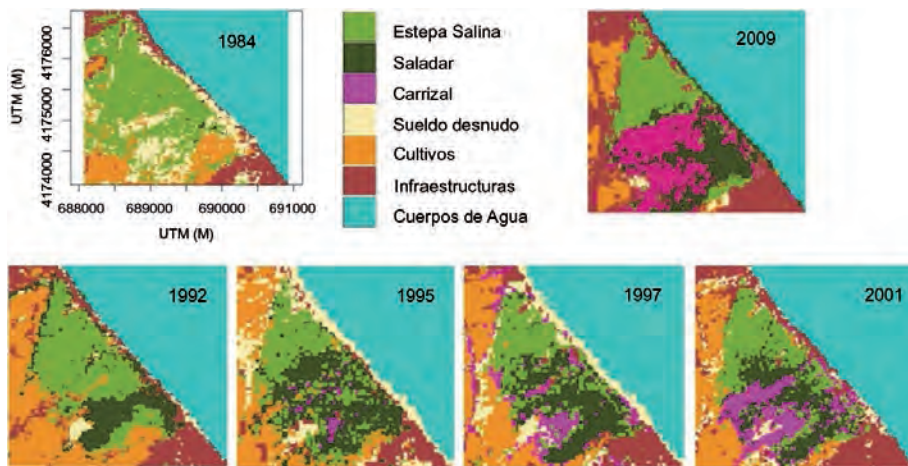


Figura 3.19. Mapas de unidades de vegetación y coberturas del suelo de la Marina del Carmolí en 1984, 1992, 1995, 1997, 2001 y 2009, obtenidos mediante clasificación supervisada de imágenes Landsat TM y EMT+.

El patrón de cambio de los hábitats de la Marina del Carmolí (Figura 3.20) sugiere que la conversión de la estepa salina a carrizal está mediada por una etapa intermedia de saladar (Carreño *et al.*, 2008).

Los cambios relativos entre la estepa salina, saladar y carrizal se pueden explicar por la interacción entre la humedad del suelo y los gradientes de conductividad. El incremento inicial en los flujos de agua procedentes de la cuenca da lugar a un aumento de la humedad del suelo y a su vez a una mayor conductividad, favoreciendo el incremento del saladar a costa de la estepa salina. En una etapa posterior, en torno a 1995, los mayores aportes de agua ocasionan una reducción de la conductividad que permite la expansión del carrizal.

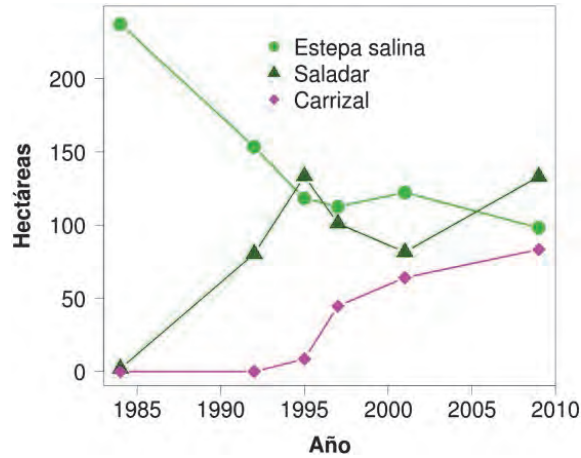


Figura 3.20. Superficie ocupada por estepa salina, saladar y carrizal en la Marina del Carmolí entre los años 1984 y 2009. Datos procedentes de los mapas de unidades de vegetación obtenidos mediante clasificación supervisada de imágenes Landsat TM y EMT+.

La Figura 3.21 muestra la estrecha relación entre la evolución del regadío en la cuenca del Mar Menor y la superficie de humedal activo por la presencia de suelos más hidromórficos (saladar más carrizal) de los humedales asociados a la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Lo Poyo y Playa de la Hita).

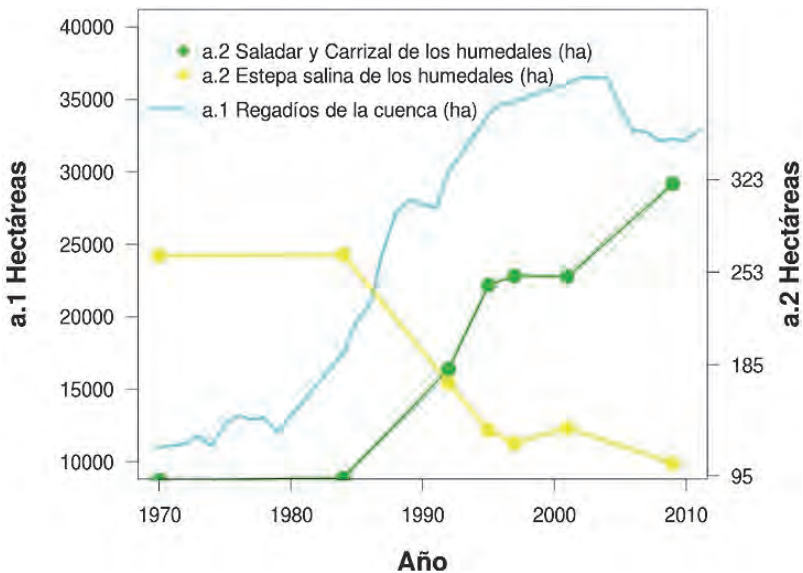


Figura 3.21. Evolución de la superficie de regadío en el Campo de Cartagena (eje a.1) y la superficie ocupada por estepa salina y por saladar más carrizal (eje a.2) en los humedales asociados a la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Lo Poyo y Playa de la Hita).

El modelo de regresión ($R^2_{adj} = 0,7483$; $p = 0,001$) confirma esta estrecha relación, especialmente cuando se considera un tiempo de retraso de cinco años (Figura 3.22, $R^2_{adj} = 0,945$; $p < 0,001$), periodo que se puede considerar como el tiempo necesario para que los hábitat respondan al incremento de los flujos de agua (Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008).

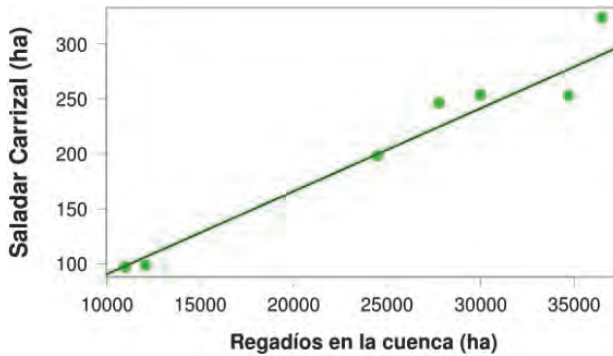


Figura 3.22. Modelo de regresión entre la superficie de regadío del Campo de Cartagena y la superficie ocupada de saladar más carrizal en los humedales asociados a la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Lo Poyo y Playa de la Hita) con un intervalo de retraso de 5 años. $R^2_{adj} = 0,945$; $p < 0,001$.

En síntesis, los cambios de uso en la cuenca y en especial el incremento del regadío y el consiguiente aumento de los drenajes agrícolas son el principal factor que explica los cambios observados en la vegetación de Marina del Carmolí y en otros humedales asociados a la laguna del Mar Menor. Cabe preguntarse si, de forma similar a lo observado en el caso de la laguna, los cambios en la estructura y funcionamiento de los humedales se traducen también en cambios en la composición de comunidades esenciales desde el punto de vista del valor naturalístico asociado al estatus de protección de estos espacios.

Para responder a esta pregunta se analizan los cambios en la vegetación desde el punto de vista de la Directiva Hábitat en el conjunto de humedales asociados a la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Lo Poyo y Playa de la Hita) y los cambios en la comunidad de aves esteparias en la Marina del Carmolí.

3.4.2. Valoración de los cambios desde el punto de vista de la Directiva Hábitat

Siguiendo la tipología de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), la unidad estepa salina está compuesta en un 95% por el hábitat 1510 “Estepas salinas mediterráneas (*Limonieta*)”, de interés prioritario, mientras que el 5% restante lo componen los hábitats 1430 (Matorrales halonitrófilos) y 92D0 (Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos).

Las principales especies de la estepa salina son el albardín (*Lygeum spartum*), *Suaeda vera*, *Frankenia corymbosa* y *Limonium caesium*. La unidad de saladar se compone en su mayoría por el hábitat 1420 (Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos, *Sarcocornetea fruticosi*), matorral compuesto por *Sarcocornia fruticosa*, *Arthrocnemum macrostachyum*, *Halimione*

portulacoides y *Limonium cossonianum*, aunque también hay pequeñas manchas del hábitat 1410 (Pastizales salinos mediterráneos). Por último, la unidad de carrizal está dominada por el carrizo (*Phragmites australis*), que no está incluido en la Directiva Hábitats. Por tanto, la estepa salina está considerada de interés prioritario en la Directiva Hábitat, el saladar es de interés comunitario y el carrizal no está incluido en dicha Directiva.

Los mapas de vegetación para el conjunto de humedales de la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Lo Poyo y Playa de la Hita) obtenidos con técnicas de teledetección entre 1984 y 2009 indican que a lo largo de dicho periodo la superficie de estepa salina, de interés prioritario, se ha reducido a menos de la mitad (de 243 a 100 ha), mientras que la superficie de saladar, de interés comunitario, se ha duplicado (de 69 a 142 ha) y finalmente la de carrizal, sin interés desde el punto de vista de la Directiva, se ha multiplicado por más de cinco (de 29 a 165 ha). La pérdida neta de estepa salina es muy importante, ya que es el hábitat con el mayor interés desde el punto de vista de la Directiva. Además, la estepa salina es un hábitat con una superficie total en España de sólo 12.976 hectáreas, de las cuales no más del 37% presenta un buen estado de conservación (Esteve y Calvo, 2000). Por tanto, cualquier reducción en el ámbito de este hábitat constituye una pérdida significativa, sobre todo teniendo en cuenta que en la Región de Murcia, el estado de conservación de este hábitat prioritario es muy superior con respecto al indicado valor medio en España, con el 83% de estepas salinas a nivel regional en buen estado de conservación (Esteve y Calvo, 2000).

Para cuantificar el cambio relativo en la vegetación de los humedales desde el punto de vista de la Directiva Hábitat se ha calculado un índice como la media ponderada de la superficie ocupada por cada tipo de vegetación y asignando los valores 0 (sin interés), 1 (interés comunitario) y 2 (interés prioritario) al carrizal, saladar y estepa salina respectivamente. Como se muestra (Figura 3.23), los cambios han supuesto una reducción global del 48% en el interés de la vegetación desde la perspectiva de la Directiva Hábitat. Ello evidencia el negativo efecto del incremento de agua y nutrientes sobre los elementos más singulares y valiosos de la vegetación de dichos humedales.

3.4.3. Cambios en la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí

Se ha estudiado también la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí, con el fin de analizar posibles cambios asociados a los detectados en el caso de la vegetación (Robledano *et al.*, 2010). La comunidad de aves esteparias es importante porque forma parte de los valores naturalísticos que sustentan la inclusión de la Marina del Carmolí en la ZEPA del Mar Menor bajo la Directiva Aves.

Se han utilizado 6 censos entre 1984 y 2008 (años 1984, 1989, 1995, 1997, 2003 y 2008) mediante transectos lineales en las unidades de vegetación de estepa salina y saladar. Los transectos proporcionaron Índices Kilométricos de Abundancia (IKA, aves/km) y además se generaron índices de diversidad (Shannon-Wiener), de riqueza y de estatus de conservación. Los índices de estatus de conservación se basaron en la inclusión de las especies en los listados y categorías siguientes: i) el Anexo I de la Directiva Aves; ii) el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004) y iii) las categorías SPEC (Birdlife internacional, 2004). Estos índices se relacionaron mediante regresiones lineales con la superficie de estepa salina, saladar, carrizal y cultivos en un área de 3 km² que contiene al humedal (Robledano *et al.*, 2010).

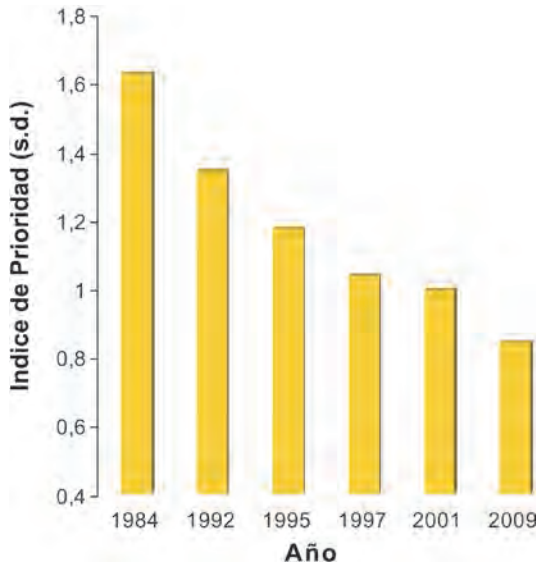


Figura 3.23. Evolución entre 1984 y 2009 del índice que expresa el interés de la vegetación de los humedales de la ribera interna del Mar Menor (Marina del Carmolí, Playa de la Hita y Saladar de Lo Poyo) desde el punto de vista de la Directiva Hábitat.

La respuesta de las comunidades de aves estudiadas muestra un patrón similar en verano e invierno, aunque con algunas variaciones. Durante el periodo de 24 años estudiado, la familia Alaudidae, particularmente ligada a las zonas esteparias, es la única que muestra una disminución significativa ($R^2_{adj.} = -0,81; p < 0,01$), a la vez que se observa un mayor peso relativo en la abundancia de las familias Fringillidae, Turdidae y Sylviidae. Esta reducción de la familia Alaudidae es especialmente notable en el caso de la calandria (*Melanocorypha calandra*), pero es también evidente en especies como la cogujada común (*Galerida cristata*) y la terrera común (*Calandrella brachydactyla*). La reducción en la abundancia de alaúridos está asociada a la disminución de la superficie ocupada por la estepa salina, descrita en párrafos anteriores, mientras que los cambios en la abundancia de las familias Turdidae y Fringillidae responden bien a la superficie ocupada por el saladar (Figura 3.24).

Los cambios en los hábitats del humedal han supuesto una modificación de la comunidad de aves esteparias original hacia una comunidad más heterogénea que incluye especies propias de matorrales y de ambientes palustres. El cambio hacia esta comunidad más heterogénea ha dado lugar a un incremento de la riqueza de especies y del índice de diversidad. Aunque el mantenimiento de altos valores de diversidad y riqueza de especies forma parte de los objetivos generales en gestión de espacios protegidos, el uso de índices de conservación más específicos permite evaluar mejor el grado de consecución de objetivos más concretos, como los valores naturalísticos que sustentan la declaración de un espacio protegido en particular. En este sentido, los índices de conservación basados en la categorías SPEC y en el Libro Rojo de las Aves en España muestran fluctuaciones e incluso leves mejoras al final del periodo, mientras que el índice basado en la Directiva Aves es el único que muestra un marcado declive tanto en verano como en invierno (Figura 3.25).

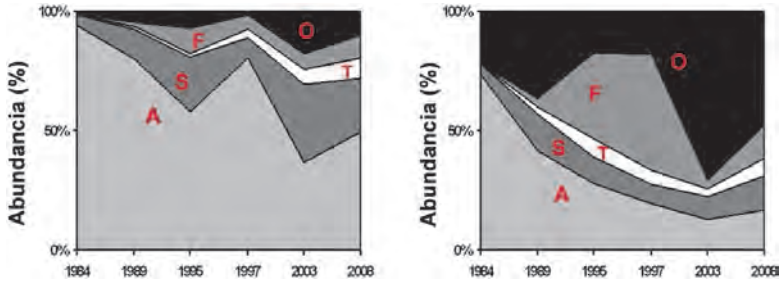


Figura 3.24. Cambios en la abundancia relativa de las principales familias de paseriformes esteparias, expresada en porcentaje del IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) total. Izquierda, verano; Derecha, invierno. De abajo a arriba: A: Alaudidae; S: Sylviidae; T: Turdidae; F: Fringillidae; O: Otras familias.

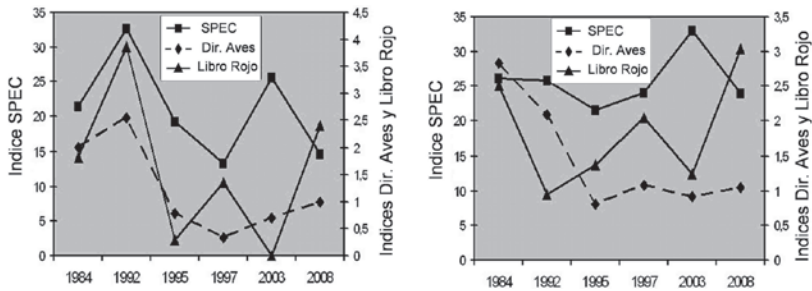


Figura 3.25. Cambios en los índices de conservación basados en las categorías SPEC, el Anexo I de la Directiva Habitats y el Libro Rojo de las Aves en España. Izquierda: verano; Derecha: invierno.

Sin embargo, considerando el estatus de conservación de los humedales del Mar Menor, el índice basado en la Directiva Aves es el que presenta una mayor relevancia, dado que el humedal del Carmolí forma parte de la ZEPA del Mar Menor, declarada en 2001, entre otros, por cumplir criterios según la Directiva Aves para un ave esteparia: la terrera marismeña (*Calandrella rufescens*). La reducción del valor de la Marina del Carmolí desde el punto de vista de la Directiva Aves, tal y como muestra el índice aplicado, permite cuestionar la efectividad de su conservación.

La reducción progresiva de la estepa salina inducida por el incremento de los flujos hídricos a la Marina del Carmolí han conducido a un declive de la familia Alaudidae, estrechamente ligada al hábitat estepario, favoreciendo una comunidad más heterogénea, con una mayor diversidad y riqueza de especies. No obstante dicho cambio supone una pérdida de valor desde el punto de vista de la Directiva Aves, que justamente sustenta la designación de la Marina del Carmolí como ZEPA, por lo que cabe concluir que no se han logrado los objetivos de conservación establecidos para la misma. En definitiva, el incremento de drenajes agrícolas hacia la Marina del Carmolí producto de los cambios de uso en la cuenca han generado modificaciones importantes en la vegetación y en otras comunidades como las aves esteparias. Estas modificaciones han supuesto, por una parte, una mayor heterogeneidad, con incrementos de la diversidad y riqueza de especies y por otra parte una reducción de su valor naturalístico desde el punto de vista de normativas internacionales como las directivas Hábitat y de Aves.

3.4.4. Cambios en la comunidad de coleópteros errantes del humedal de Marina del Carmolí

En esta sección se analiza si los cambios descritos en la cuenca del Mar Menor han modificado también las comunidades de coleópteros errantes de los humedales, en particular de la Marina del Carmolí. Las familias de carábidos y de tenebriónidos parecen reaccionar bien ante los procesos de perturbación ambiental (Brandmayr *et al.*, 2000; Rainio y Niemelä, 2003). Se conoce la respuesta de los carábidos a las prácticas agrícolas y los cambios de humedad (Holland, 2002; Serrano *et al.*, 2005) mientras que los tenebriónidos han sido utilizados como indicadores en sistemas áridos (De los Santos, 1983). Sin embargo está menos estudiada su sensibilidad a procesos que ocurren a escalas espaciales mucho más amplias. ¿En qué medida la comunidad de coleópteros errantes nos informa de los cambios ocurridos a escala de cuenca? Se han analizado los cambios en la actividad y estructura de las comunidades de carábidos y tenebriónidos en la Marina del Carmolí, ocurridos en los últimos veinte años, para establecer cómo responden a las variaciones de humedad y salinidad provocadas por el incremento del regadío en la cuenca (Pardo *et al.*, 2008). Para ello se han utilizado datos de muestreos de la comunidad de coleópteros errantes (carábidos y tenebriónidos) de la Marina del Carmolí realizados en 1984 y 2003 utilizando la misma metodología, lo que permite la comparación de resultados (Figura 3.26).

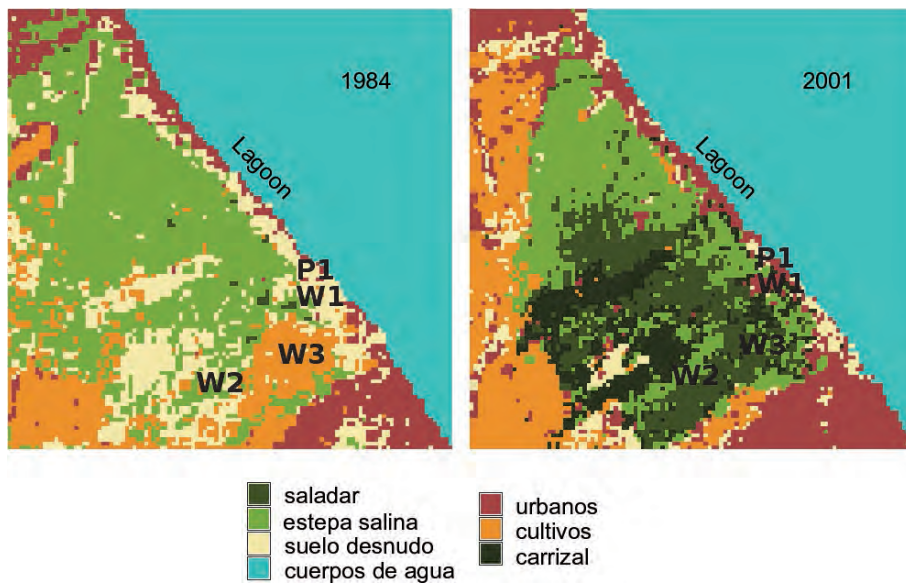


Figura 3.26. Localización de los puntos de muestreo de la comunidad de coleópteros errantes de la Marina del Carmolí. W1, W2 y W3: áreas de humedal; P1: área periférica.

En todas las áreas de humedal muestreadas hubo un incremento en la abundancia de carábidos y una reducción de la de tenebriónidos, resultando en un incremento en la relación carábidos/tenebriónidos (C/T) entre 1984 y 2003, mientras que las áreas periféricas permanecieron sin

cambios. Este cambio a largo plazo puede ser explicado por cambios en la humedad del suelo causados por modificaciones en el régimen hídrico a escala de cuenca. La Figura 3.27 muestra la estrecha relación entre la humedad del suelo y la relación carábidos/tenebriónidos usando los datos de diez lugares de muestreo en áreas de humedal y áreas periféricas. Este índice C/T constituye un buen bioindicador de las diferencias en la humedad del suelo tanto entre distintos ambientes (áreas situadas dentro y fuera del humedal) como a lo largo del tiempo.

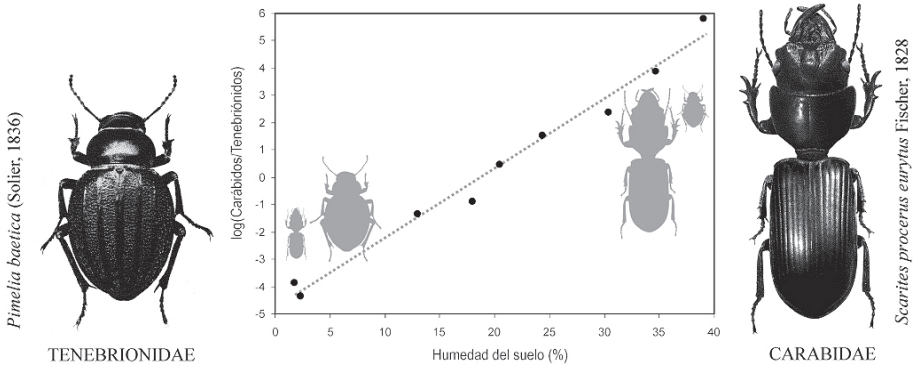


Figura 3.27. Logaritmo de la relación carábidos/tenebriónidos y la humedad del suelo en los diez puntos de muestreo de áreas de humedal y áreas periféricas.

Dentro de la comunidad de carábidos los cambios han favorecido las especies propias de ambientes más salinos, lo que indica que los cambios hidrológicos han supuesto también un aumento de la salinidad del suelo superficial. Como muestra la Figura 3.28, en los puntos situados dentro del humedal (W1, W2 y W3) la comunidad de 1984 estaba dominada por xerófilos (adaptados a la aridez, incluidos dentro del grupo heterogéneo “Otros”). Por el contrario la comunidad de 2003 en estos puntos estaba dominada por especies halófilas (especies tolerantes a suelos salinos) y halobiontes (especies ligadas a humedales salinos). Entre estas especies se incluyen *Megacephala euphratica* y *Scarites procerus eurytus*, los carábidos más singulares desde el punto de vista biogeográfico. Estas dos especies multiplicaron por veinte su abundancia respecto a la de 1984, favorecidas por el incremento en el nivel freático, la prolongación del periodo de inundación y una mayor humedad del suelo en los humedales, junto a un incremento en la salinidad del suelo. Estos cambios no tienen lugar en el punto de referencia situado fuera del humedal (P1), apuntando a que no se trata patrones generales de cambio en este periodo sino que se explican por las alteraciones hidrológicas que han afectado al humedal.

En síntesis, la comunidad de coleópteros errantes del humedal de Marina del Carmolí refleja los cambios debidos a las alteraciones hidrológicas de la cuenca a distintas escalas taxonómicas, como la proporción entre familias (carábidos y tenebriónidos) y la proporción entre tipos biológicos (halobiontes y halófilos respecto a otros grupos) dentro de los carábidos.

Junto a las funciones de conservación de la biodiversidad, los humedales exhiben importantes servicios ecosistémicos como la retención de nutrientes, de particular importancia en cuencas

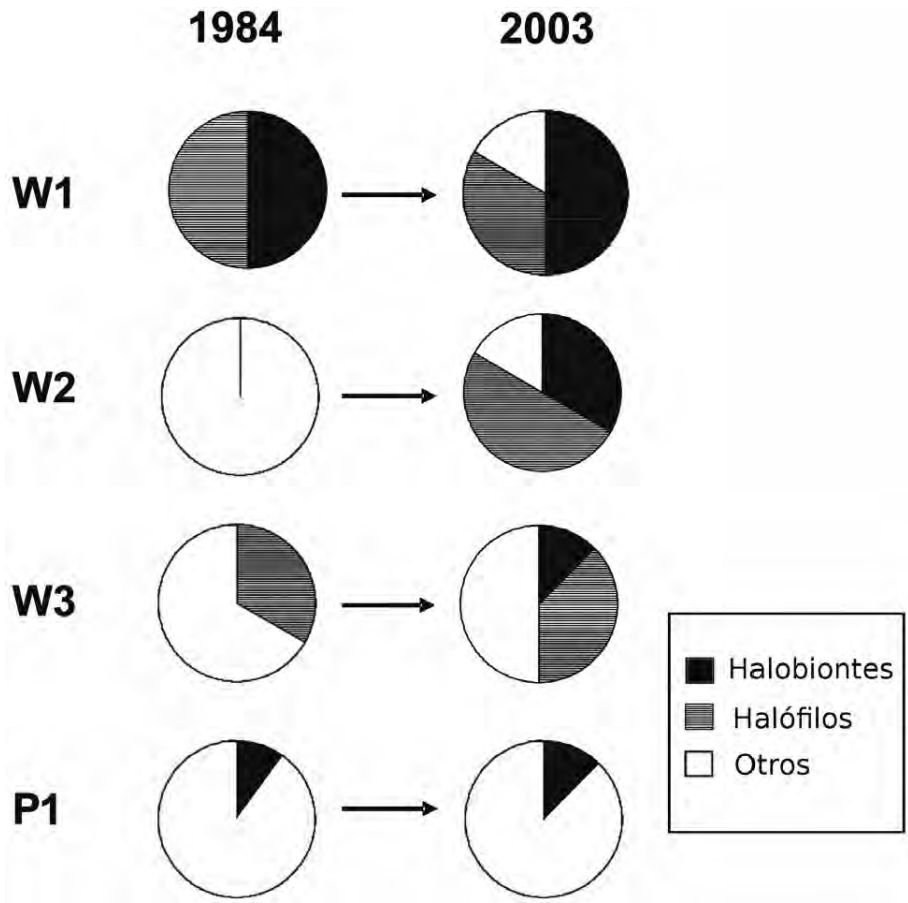


Figura 3.28. Proporción de carábidos halobiontes, halófilos y grupos con otras preferencias ambientales en los puntos de muestreo de la Marina del Carmolí en 1984 y 2003.

agrarias. El apartado siguiente aborda una primera valoración de este servicio ecosistémico clave en el caso de los humedales litorales del Mar Menor.

3.5. El papel de los humedales del Mar Menor en la retención de nutrientes

3.5.1. Medidas para reducir la entrada de nutrientes a la laguna

Como se ha señalado en las secciones anteriores, es necesario alcanzar una reducción sustancial de la entrada total de nutrientes a la laguna. Esta necesidad emerge de la declaración de la cuenca del Mar Menor como Zona Vulnerable en aplicación de la Directiva de Nitratos (91/676 ECC), de la declaración de la laguna como Área Sensible en aplicación de la Directiva

de Aguas Residuales Urbanas (91/271 ECC) y de la aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60 EC), que obliga a alcanzar y mantener el Buen Estado de todas las masas de agua. A continuación se compara la efectividad de dos posibles medidas de gestión: la reutilización de drenajes agrícolas y la recuperación de humedales.

La Confederación Hidrográfica del Segura llevó a cabo un proyecto para recoger parte de los drenajes agrícolas procedentes del regadío del Campo de Cartagena, bombearlos hasta una planta desalobradoradora situada en San Pedro del Pinatar y tras dicho tratamiento reutilizarlos de nuevo para el regadío. El proyecto preveía realizar una serie de colectores que de Sur a Norte interceptarían dichos drenajes a lo largo de toda la ribera interna del Mar Menor. Si bien las infraestructuras se construyeron, dicha gestión nunca se puso en práctica. Hemos aplicado el modelo para simular y evaluar la efectividad de esta medida de gestión considerando la dimensión de las infraestructuras construidas y otros parámetros de dicho proyecto. Los resultados de la simulación sugieren que la reutilización parcial de drenajes agrícolas permitiría reducir en un 10% la entrada de nutrientes de origen difuso del conjunto de la cuenca respecto a las condiciones actuales. Una de las razones de la limitada eficacia de esta medida es que estas infraestructuras no tienen efectos sobre los nutrientes aportados por los episodios de avenidas, los cuales constituyen la principal vía de entrada de nutrientes a la laguna por el efecto de lavado de la cuenca.

La otra medida se basa en el uso de los humedales. Con el fin de no afectar al funcionamiento y valores de las superficies actuales de humeda, que constituyen espacios protegidos, se propone la recuperación de una cierta superficie del humedal de Marina de Carmolí que se perdió por los cambios de uso. Específicamente se propone actuar en una zona situada en la periferia del humedal de Marina del Carmolí y que formaba parte de su llanura de inundación original, donde se propone la recuperación del humedal en un área actualmente ocupada por cultivos y la reconexión de la rambla del Albuñón con dicha superficie recuperada de humedal activo (Figura 3.29). Pese a que se trata de una actuación espacialmente más localizada que la anterior, su influencia puede ser relevante puesto que la rambla del Albuñón recoge en torno a la mitad de la escorrentía superficial de toda la cuenca. De acuerdo con las simulaciones, esta medida permitiría reducir en torno a un 40% los nutrientes de origen difuso transportados por la rambla del Albuñón y en torno a un 20% los nutrientes procedentes de fuentes difusas del conjunto de la cuenca. Por tanto, esta segunda medida duplica la reducción en la entrada de nutrientes que se alcanzaría con la reutilización de drenajes agrícolas (Figura 3.30).

Se ha aplicado un análisis coste-efectividad (CEA) para comparar la efectividad relativa de estas dos medidas (Martínez-Paz *et al.*, 2007). El análisis coste-efectividad es muy útil para evaluar y seleccionar las medidas que alcanzan los objetivos deseados a un menor coste económico, lo cual constituye un aspecto muy importante en la toma de decisiones. Los análisis CEA se han aplicado a otros muchos estudios sobre la eficiencia de los humedales respecto a medidas convencionales de tratamiento de los flujos de nutrientes (Schou *et al.*, 2000; Kampas *et al.*, 2002; Zanou *et al.*, 2003; Lacroix *et al.*, 2005).

Para el análisis se tuvieron en cuenta diversos factores, incluyendo los flujos medios de los canales de drenaje, el efecto de las avenidas sobre la eficiencia de los humedales en la retención de nutrientes y la capacidad máxima de las infraestructuras construidas (canales de drenaje,



Figura 3.29. Zona de posible recuperación para el humedal de Marina del Carmolí. Marina del Carmolí (perímetro en amarillo) y área adyacente (perímetro en rojo) en la que podría recuperarse parte de la superficie de humedal que fue transformada a usos agrarios, con el fin de actuar como filtro verde de los flujos procedentes de la cuenca, en particular de la Rambla del Albujón (en azul), actualmente desconectada del humedal.

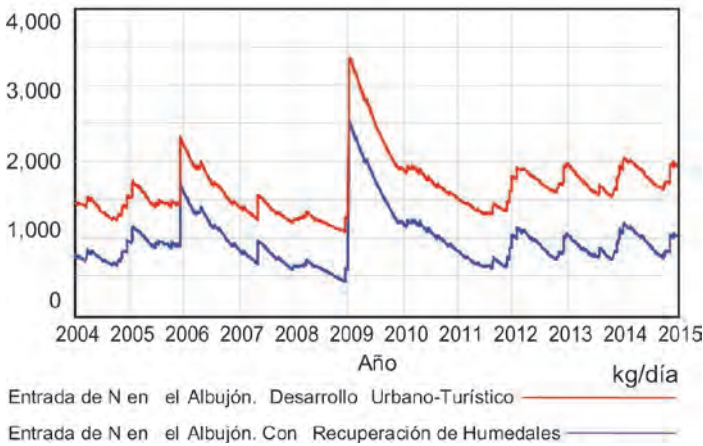


Figura 3.30. Entrada diaria de nitrógeno inorgánico disuelto (media móvil sobre un periodo de 365 días) en la subcuenca del Albujón bajo las políticas Desarrollo Urbano-Turístico y Desarrollo Urbano-Turístico con Recuperación de Humedales.

estación de bombeo y planta desalobradoradora). La capacidad máxima del sistema de reutilización de drenajes no permite manejar los elevados flujos hídricos que se generan durante los episodios de avenidas. Se ha utilizado un periodo de 15 años en los análisis CEA. Todos los costes se han valorado a precios de mercado. La superficie que habría de ser comprada se ha valorado

como agrícola, siendo los costes de oportunidad de su uso como humedal los correspondientes al valor añadido bruto de los cultivos hortícolas intensivos. Para determinar los flujos financieros se ha calculado el coste neto actual (NPC) utilizando una tasa de descuento del 2%, de acuerdo con la propuesta de Almansa y Martínez-Paz (2011) para este tipo de proyectos. La eficiencia relativa de ambas medidas de gestión se ha comparado a través de la razón coste-efectividad (CER, Zanou *et al.*, 2003). Todos los costes se refieren a euros en términos reales (referidos a 2007). La razón coste-efectividad de cada opción se calcula como el cociente entre la cantidad de nutrientes eliminada por cada opción a lo largo del periodo considerado y los costes agregados totales durante dicho periodo.

3.5.2. Análisis Coste-Efectividad

Los resultados indican que la recuperación de humedales es una medida más coste-efectiva que la reutilización de drenajes, la solución ejecutada por el organismo de cuenca, dado que los costes unitarios de la recuperación de humedales (euros por kg de nutriente eliminado) se sitúan en torno a la mitad de los correspondientes a la reutilización de drenajes. Cada 100 euros invertidos en la reutilización de drenajes eliminaría 7,6 kg de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y 2,7 kg de fósforo inorgánico disuelto (DIP), mientras que con la recuperación de humedales con la misma inversión se conseguiría eliminar el doble. En el caso del nitrógeno, la razón coste-efectividad es de 13 y 6,5 €/kg para las medidas de reutilización de drenajes y de recuperación de humedales respectivamente. Este resultado es relevante para el organismo de cuenca, que no realizó con anterioridad ningún análisis acerca de la eficiencia del proyecto de reutilización de drenajes pese a que las infraestructuras fueron ejecutadas, ni consideró otras posibles medidas de gestión como las basadas en humedales.

Estos resultados son consistentes con los obtenidos en otros estudios (Gren *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 1999; Gustafson *et al.*, 2000; Zanou *et al.*, 2003; Lacroix *et al.*, 2005), que demuestran que la construcción y sobre todo la restauración de humedales es una opción con una elevada relación coste-efectividad para reducir la contaminación difusa en cuencas agrícolas. Además, en este caso se ha mostrado que la recreación o regeneración de una superficie de humedal en una superficie actualmente de uso agrario es también la opción que consigue una mayor reducción de nutrientes en términos absolutos, de forma que no sólo es más costo-eficiente sino también más eficaz. Lacroix *et al.* (2005) señala también que la recuperación de humedales, que a veces se considera una medida muy costosa, es con frecuencia más costo-efectiva que otras estrategias, como la aplicación de subsidios para reducir la cantidad de fertilizantes en los cultivos.

3.5.3. Valoración económica de servicios ecosistémicos: la retención de nutrientes en los humedales del Mar Menor

El uso conjunto del modelo integrado de la cuenca del Mar Menor y del análisis coste-efectividad ha permitido realizar una primera estima cuantitativa del servicio ecosistémico de retención de nutrientes de los humedales del Mar Menor. En la actualidad la rambla del Albuñón está desconectada del humedal de Marina del Carmolí y encauzada, de forma que su carga de nu-

trientes entra en la laguna sin que el humedal pueda tener algún papel en la retención parcial de los mismos. No obstante, los humedales del Mar Menor siguen interceptando otras ramblas y en conjunto juegan un papel importante, sobre todo cuando tienen lugar grandes precipitaciones, al retener parte de los nutrientes de las grandes avenidas. Se ha utilizado el modelo integrado de la cuenca del Mar Menor para estimar la proporción de nutrientes retenidos por los humedales. De acuerdo con los resultados de la simulación, en la actualidad los humedales retienen en torno a un 14% de los nutrientes procedentes de las fuentes difusas, lo que supone una media anual de unas 193 ton/año de DIN. Si se perdieran los humedales litorales y dicha retirada de nutrientes tuviera que ser realizada con la reutilización de drenajes, el análisis CEA muestra que el coste total se situaría en unos 2,5 millones de euros anuales, lo que arroja un valor en torno a 7.169 € por hectárea y año de humedal activo (saladar más carrizal) para este servicio ecosistémico.

Igualmente se pueden estimar los costes evitados de la medida de recuperación de humedales. Si el objetivo de conseguir un 20% de reducción adicional en la entrada de nutrientes a la laguna se tuviera que conseguir con la reutilización de drenajes, el presupuesto adicional estimado se situaría en torno a unos 2 millones de euros anuales, considerando la diferencia en costes unitarios (CER) de ambas opciones de gestión.

Hay que señalar que estas cifras no representan el valor total de los humedales del Mar Menor, puesto que sólo se está teniendo en cuenta un único servicio ecosistémico, como es la retención de nutrientes. Además, hay que considerar la existencia de dependencias entre los resultados de la valoración de servicios ecosistémicos y los enfoques metodológicos aplicados (Martin-López *et al.*, 2013). No obstante, el presente ejercicio constituye una primera aproximación al valor económico mínimo de los costes evitados generados por dicho servicio ecosistémico.

En síntesis, la conservación de los humedales del Mar Menor y la recuperación de superficies adicionales de humedal activo constituyen medidas más eficaces y económicamente más eficientes que otras opciones como la reutilización de drenajes a la hora de reducir los flujos de nutrientes que alcanzan la laguna. Por tanto, optimizar dicho servicio ecosistémico debería constituir un objetivo fundamental en cualquier gestión integrada en el área del Mar Menor.

3.6. Principales conclusiones y retos futuros

Los cambios observados en la laguna del Mar Menor señalan con claridad que el incremento de los flujos de nutrientes ha supuesto la pérdida del carácter oligotrófico de sus aguas y la consolidación de un proceso de eutrofización, por lo que deberían aplicarse medidas para reducir dichos flujos. Los resultados obtenidos con el modelo de simulación dinámica y con el análisis coste-efectividad han mostrado la eficacia ambiental y la viabilidad económica del uso de humedales para la retención de nutrientes, frente a otro tipo de opciones como la captación y reutilización de drenajes agrícolas a través de colectores. Sin embargo, el aumento de los flujos de agua y nutrientes han reducido el valor de conservación de los humedales. Por tanto, nuevos aportes de agua y nutrientes ligados a una optimización de su uso para retención de

nutrientes inducirían pérdidas adicionales de su valor natural y podrían reducir la diversidad y riqueza de especies, actualmente en sus valores máximos.

De lo anteriormente expuesto se deriva un conflicto potencial entre dos objetivos ambientales igualmente deseables: por un lado la optimización de las funciones de retención de nutrientes por parte del humedal y por otro la conservación de los valores naturalísticos que sustentan su estatus como espacio protegido. Se ha señalado ya la existencia de posibles conflictos entre la función de retención de nutrientes y el mantenimiento de la biodiversidad ((Zedler y Kercher, 2005; Verhoeven *et al.*, 2006; Maltby, 2013), si bien este conflicto es particularmente importante en el caso de humedales situados en ambientes áridos los cuales, como en el Mar Menor, suelen presentar condiciones hipersalinas y escasas láminas de agua (criptohumedales). Estas características por un lado son muy vulnerables a los cambios hidrológicos y por otro dan lugar a una biodiversidad singular y considerada como rara en el contexto europeo.

La magnitud del conflicto potencial entre maximizar el servicio ecosistémico de retención de nutrientes y conservar los valores naturales de los humedales litorales del Mar Menor podría aumentar en el futuro dado que: i) los flujos de agua y nutrientes procedentes de la cuenca podrían aumentar; ii) Existe una clara necesidad de reducir tales flujos, de acuerdo con las directivas europeas de Nitratos, de Aguas Residuales y Directiva Marco del Agua; iii) el uso de humedales parece ser la medida más eficaz y económicamente más eficiente para alcanzar dicho objetivo y iv) mayores flujos hacia los humedales para incrementar la retención de nutrientes amenazaría la biodiversidad y el valor de conservación de los mismos, de acuerdo con las directivas europeas de Hábitats y de Aves.

¿Qué estrategia de gestión cabe por tanto proponer? Una opción que permite superar dicho conflicto potencial consiste en la diferenciación espacial de ambos objetivos, de forma que la superficie de humedal situado en el interior de los espacios protegidos permita la conservación de los valores naturalísticos asociados a su estatus de protección, mientras que el objetivo funcional (retención y eliminación de nutrientes) se deriva hacia la creación o recuperación de superficie de humedal en la periferia del espacio protegido. Este es el caso de algunas zonas situadas en la periferia del humedal de Marina del Carmolí y que formaban parte de su llanura de inundación original, donde se propone la recuperación del humedal en un área actualmente ocupada por cultivos.

Por otra parte, los apartados anteriores han mostrado que los cambios de uso en la cuenca del Mar Menor y las alteraciones hidrológicas han modificado la dinámica de la laguna y de los humedales litorales, afectando a la vegetación y los hábitats naturales, a la comunidad de aves esteparias y a la de coleópteros errantes. Tales cambios han reducido el valor naturalístico de los humedales desde el punto de vista de las directivas europeas (Directiva Hábitats y Directiva Aves) y de los valores que sustentaron la designación de estos humedales como espacio protegido. Todo ello apunta a la insuficiente protección del Mar Menor y sus humedales y subraya la necesidad de aplicar medidas de gestión fuera de los propios espacios protegidos. De forma general, la conservación de los ecosistemas acuáticos requiere ampliar el ámbito de actuación al conjunto de la cuenca de la que estos ecosistemas dependen. Una gestión sostenible del territorio a escala de cuenca constituye así una condición necesaria para la conservación de tales ecosistemas acuáticos. Esto constituye un reto insoslayable cuando dichos ecosistemas

acuáticos constituyen espacios protegidos, como en el caso de los humedales del Mar Menor. De ello se deriva la necesidad de aplicar políticas integradas de sostenibilidad a los cambios de uso y otros aspectos clave de la gestión de la cuenca del Mar Menor, políticas actualmente inexistentes.

Finalmente, la modelización del modo en que los cambios de uso y las estrategias de gestión afectan a los diferentes servicios ecosistémicos y funciones ambientales constituye un importante reto (Nemec y Raudsepp-Hearne, 2013). El enfoque de modelización integrada aplicado al Mar Menor responde a dicho reto y muestra la necesidad y utilidad de aplicar este tipo de metodologías con las que desvelar tanto las posibles relaciones sinérgicas como la existencia de conflictos entre distintos objetivos de gestión, con el fin de adoptar decisiones basadas en un conocimiento más amplio de sus implicaciones.

3.7. Bibliografía

- Almansa C., Martínez-Paz JM.** 2011. Intergenerational equity and dual discounting. *Environmental and Development Economics* 16, 685-707.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Carceles, F.J., Roca, M.J., Ortiz, R.** 2007. Changes in soils and vegetation in a Mediterranean coastal salt marsh impacted by human activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 510-526.
- Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Egea Nicolás, C.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Párraga Aguado, I.; Conesa Alcaraz, H.M.** 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En Cabezás & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 321-358
- Aragon, C.; Jiménez-Martínez, J.; García-Arostegui, J.L.; Hornero, J.** 2009. Hidrogeología y recursos subterráneos en el área Campo de Cartagena-Mar Menor. En Cabezás & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 85-108.
- Astorga, D., Ruiz, J., Prieto, L.** 2012. Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomae) affecting its pelagic population success. *Hydrobiologia* 690, 141-155.
- Bendoricchio G & Jorgensen SE (eds.)** 2001. Fundamentals of Ecological Modelling, 3rd Edition. Elsevier
- Birdlife International,** 2004. Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status. Birdlife Conservation Series 12, Cambridge.
- Brandmayr, P., Lövei, G. L., Zetto-Brandmayr, T., Casale, A. and Vigna Taglianti, A. (Eds.).** (2000). Natural history and applied ecology of carabid beetles. Sofia. Pensoft
- Brinsmead, T.S.** 2005. Integrated Sustainability Assessment: Identifying Methodological Options. Informe presentado al Joint Academies Committee on Sustainability of the National Academies Forum, Australia. <http://www.naf-forum.org.au/papers/Methodology-Brinsmead.pdf>
- Carreño, M.F., Esteve, M.A., Martínez, J., Palazón, J.A. and Pardo, M.T.** 2008. Habitat changes in coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 475-483.
- Chapelle, A.; Duarte, P.; Fiandrino, A.; Esteve, M.A.; Galbiati, L.; Marinov, D.; Martínez, J.; Norro, A.; Plus, M.; Somma, F.; Tsirtsis, G.; Zaldívar, J.M.** 2005. Comparison between different modelling approaches for coastal lagoons. Institute for Environment and Sustainability. Ispra. Joint Research Centre. European Commission. Report EUR 21817 EN.
- David, M. B.; L.E. Gentry; D.A. Kovacic & K.M. Smith.** 1997. Nitrogen balance in and ex-port from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 26: 1038-1048.
- De los Santos, A.** (1983). Biología y ecología de dos comunidades mediterráneas de coleópteros de superficie. PhD Thesis. Murcia, University of Murcia.
- Dolores, E., Bermúdez, L., Bas, I., Gómez, O., Viuda, E., López, J.I., Pla, M.L., Peñalver, J.** 2009. Gestión de recursos pesqueros del Mar Menor. In Cabezás & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 517-540.
- Esteve, M.A.; Calvo, J.F.** 2000. Conservación de la naturaleza y biodiversidad en la Región de Murcia. En: Calvo, J.F.; Esteve, M.A. y López Bermúdez, F. (Coord.). Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia. Instituto del Agua y Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia.
- Esteve, M.A.; Carreño, M.F.; Robledano, F.; Martínez-Fernández, J.; Miñano, J.** 2008. Dynamics of coastal wetlands and land use changes in the watershed: implications for the biodiversity. In Raymundo E. Russo (Ed.): Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration. Nova Science Publishers. New York. pp. 133-175.
- Fitz, H. C.** 2008. Documentation of the Everglades Landscape Model: Application of ELMwca1 v2.8. Final report submitted to South Florida Water Management District, Everglades Division. West Palm Beach, FL. <http://ecolandmod.ifas.ufl.edu/publications/>
- Fitz, H. C.** 2010. Ecological landscape modeling: the general application of an existing simulation framework. EDIS Document SL321, Soil and Water Science Department, IFAS, University of Florida. <http://edis.ifas.ufl.edu/ss532>.
- Fitz, H. C., G. A. Kiker, and J. B. Kim.** 2011. Integrated ecological modeling and decision analysis within the Everglades landscape. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41:517-547. <http://ecolandmod.ifas.ufl.edu/publications/>
- Fitz, H. C., and R. Paudel.** 2012. Documentation of the Everglades Landscape Model: ELM v2.8.4. Ft. Lauderdale Research and Education Center, University of Florida. <http://ecolandmod.ifas.ufl.edu/publications/>
- García Pintado, J.; Barberá, G.; Martínez-Mena, M.; Albaladejo, J.; Erena, M.; Castillo, V.** 2009. Caracterización y

evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 167-206.

Gren, I.M., Elofsson, K, Jannke, P. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10, 341-362.

Gustafson, A., Fleischer, S., Joelsson, A. 2000. A catchment-oriented and cost-effective policy for water protection. 2000. *Ecological Engineering* 14, 419-427.

Holland, J.M. (Ed.). (2002). The agroecology of carabid beetles. Andover, Intercept.

Jiménez-Martínez, J. 2010. Acuífer recharge from intensively irrigated farmland. Several approaches. Technical University of Catalonia.

Jordan, E.; Correll, D.; Weller D. 1997. Effects of agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality* 26: 836-848.

Kampas, A.; Edwards, A.C.; Ferrier, R.C. 2002. Joint pollution control at a catchment scale: compliance costs and policy implications. *Journal of Environmental Management* 66, 281-291.

Lacroix, A.; Beaudoin, B.; Makowsk, D. 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53, 115-127.

Lloret, J.; Marin, A.; Marin-Guirao, L.; Velasco, J. 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management*, 48, 828-842.

Madroño, A.; González, C.; Atienza, J.C. (Eds.). 2004. Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife, Madrid.

Maltby, E.; Acreman, M.C. 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal* 56, 1341-1359.

Martín-López, B.; Gómez-Baggethun, E.; García-Llorente, M. 2013. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoind.2013.03.003>

Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A.; Robledano-Aymerich, F.; Pardo-Sáez, M.T.; Carreño-Fructuoso, M.F. 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, 550, 221-235.

Martínez-Fernández, J.; Esteve, M.A.; Carreño, M.F.; Palazón, J.A. 2009. Dynamics of land use change in the Mediterranean: implications for sustainability, land use planning and nature conservation. In Denman and Penrod (Eds): *Land use policy*. Nova Science Publishers. New York. pp. 101-143.

Martínez-Fernández, J.; Fitz, C.; Esteve Selma, M.A.; Guaita, N.; Martínez-López, J. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22: 84-94. DOI: 10.7818/ECOS.2013.22.3.12.

Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A.; Martínez-Paz, J.M.; Carreño-Fructuoso, M.F.; Martínez-López, J.; Robledano, F.; Farinós, P. 2014. Trade-Offs Between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of Arid Intensive Agricultural Basins: The Mar Menor Case, Spain. *Developments in Environmental Modelling*, Volume 26. pp. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63249-4.00012-9>

Martínez Paz, J.M.; Martínez Fernández, J.; Esteve Selma, M.A. 2007. Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España). *Revista Española de Estudios Agro-sociales y Pesqueros*, 215/216. 211-231.

Mattikalli, N.; Richards, K. 1996. Estimation of Surface Water Quality Changes in Response to Land Use Change: Application of The Export Coefficient Model Using Remote Sensing and Geographical Information System. *Journal of Environmental Management* 48: 263-282.

Nemec, K.; Raudsepp-Heame, C. 2013. The use of geographic information systems to map and assess ecosystem services. *Biodivers Conserv* 22, 1-15.

NRC. 2012. Progress Toward Restoring the Everglades: The Fourth Biennial Review, 2012. National Academies Press, Washington, D.C.

Pardo, M.T.; Esteve, M.A.; Giménez, A.; Martínez-Fernández, J.; Carreño, M.F.; Serrano, J. and Miñano, J. 2008. Assessment of the hydrological alterations on wandering beetle assemblages (coleoptera: Carabidae and Tenebrionidae) in coastal wetlands of arid mediterranean systems). *Journal of Arid Environments*, 72: 1803-1810.

Perez Ruzafa, A.; Gilabert, J.; Gutiérrez, J.M.; Fernández, A.I.; Marcos, C.; Sabah, S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476: 359-369.

Prieto, L.; Astorga, D.; Navarro, G.; Ruiz, J. 2010. Environmental Control of Phase Transition and Polyp Survival of a Massive-Outbreaker Jellyfish. *PLOS*

ONE, 5 (11). doi: 10.1371/journal.pone.0013793.

Rainio, J. and Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12, 487-506.

Robledano, F.; Esteve, M.A.; Farinós, P.; Carreño, M.F.; Martínez, J. 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of mediterranean wetlands. *Ecological Indicators*, 10: 274-286

Robledano, F.; Esteve, M.A.; Martínez-Fernández, J.; Farinos, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators* 11. 395-406.

Rodríguez Estrella, T. 2009. El Mar Menor: Geología y sus relaciones con las aguas subterráneas del continente. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 47-84.

Ruiz, J.; Prieto, L.; Astorga, D. 2012. A model for temperature control of jellyfish (Cotylorhiza tuberculata) outbreaks: A causal analysis in a Mediterranean coastal lagoon. *Ecological Modelling* 233, 59-69.

Schou, J.S, Skop, E.; Jensen, J.D. 2000. Integrated agri-environmental modelling: A costs analysis of two nitrogen tax instruments in the Vejle Fjord watershed, Denmark. *Journal of Environmental Management* 58, 199-212.

Senent Alonso, M.; Martínez Vicente, D.; Cabezas, F.; García Aróstegui, J.L.; Baudron, P. 2009. Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 109-130.

Serrano, J.; Ruiz, C.; Andujar, C. and Lencina, J.L. (2005). Land use and ground beetle assemblages in the National Park of Cabañeros. Central Spain (Coleoptera: Carabidae). In: C. Lövei and S. Toft (Eds.), *European Carabidology (Proceedings of the 11th European Carabidologists' s Meeting) DIAS Report Plant Production*. No. 14. (275-289). Danish Institute Agricultural Sciences.

Serrano, J.F.; Sironi, J.S. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 245-284.

Turner, K.; Georgiou, S.; Green, I.M.; Wulff, F.; Barret, S.; Soderqvist, T.; Bateman, I.; Folke, C.; Langaas, S.; Zyllicz, T.; Maler, K.G.; Markowska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological economics* 30, 333-352.

Velasco, J.; Lloret, J.; Millan, A.; Marin, A.; Barahona, J.; Abellán, P.; Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Me-

nor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.

Ventana Systems Inc. 2007. VENSIM®. Ventana Simulation Environment. Reference Manual. USA.

Verhoeven, J.T.A.; Arheimer, B.; Yin, C.; Hefting, M.M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends Ecol. Evol.* 21, 96-103.

Zanou, B.; Kontogianni, A.; Skourtos, M. 2003. A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality. *Ocean & Coastal Management* 46: 957-983.

Zedler, J.B.; Kercher, S. 2005. Wetland resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39-74.

Capítulo 4. El caballito de mar en el Mar Menor: valoración de algunos riesgos para su supervivencia

Chapter 4. Seahorses in an Iberian Coastal Lagoon (the Mar Menor, Murcia): an Assessment of Some of the Risks for Their Survival

Elena Barcala¹, Cristina Mena², Miguel Vivas² y Juan Diego López Giraldo³

¹ Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. C/ Varadero nº 1, 30740 San Pedro del Pinatar, Murcia. Correo electrónico de contacto: elena.barcala@mu.ieo.es

² Asociación Hippocampus

³ Empresa Ambiental Vita XXI

- 4.1. Las poblaciones de caballitos de mar en la laguna: localización y características
- 4.2. Material y métodos
 - 4.2.1. Estrategia de muestreo y seguimiento poblacional
 - 4.2.2. Caracterización de la población: estructura y crecimiento
 - 4.2.3. Período de reproducción en la laguna
 - 4.2.4. Fidelidad espacial y temporal al territorio: Amplitud y patrones de movimiento
- 4.3. Principales resultados de este estudio
 - 4.3.1. Estructura de la población: talla y proporción de sexos
 - 4.3.2. Crecimiento
 - 4.3.3. Período de reproducción
 - 4.3.4. Fidelidad espacial y temporal y amplitud del territorio
- 4.4. Principales conclusiones y retos futuros
- 4.5. Agradecimientos
- 4.6. Bibliografía

Resumen

La creciente presión humana sobre los ecosistemas costeros lleva aparejados cambios importantes sobre los mismos que van desde su modificación hasta su desaparición en los casos más extremos.

Los peces del género *Hippocampus*, conocidos vulgarmente como caballitos de mar, viven tanto en mares tropicales como templados. La degradación de sus hábitats y la sobrepesca con diferentes fines han llevado a estos peces al borde de la extinción en muchos lugares del mundo, encontrándose la mayoría de las especies del género seriamente amenazadas. En general se sabe poco acerca de las poblaciones salvajes de las distintas especies a nivel mundial, estando incluidas en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como especies con datos insuficientes. En la Región de Murcia y más concretamente en el Mar Menor el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) es una especie emblemática que a partir de los años 80 ha experimentado un marcado descenso de sus poblaciones llegando casi a desaparecer. Entre el 2004 y el 2012, en una demostración ejemplar de colaboración en la que se aunaron los esfuerzos de la investigación, la administración y la participación ciudadana, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) de Murcia, la Asociación Hippocampus, la Empresa ambiental VItta XXI y, La Dirección General del Patrimonio y Conservación del Medio Natural, de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia, por medio del Programa de Voluntariado Ambiental, se desarrollaron una serie de subproyectos de investigación dentro del proyecto Hippocampus, destinados a la obtención de datos sobre la biología, ecología y dinámica de poblaciones de este curioso pez. El objetivo principal era el determinar las causas que han empujado a la especie al borde de la extinción en el Mar Menor y a la propuesta de medidas de gestión que impidieran su desaparición definitiva. En el presente trabajo se exponen los resultados de uno de los subproyectos realizados, destinado a conocer el grado de fidelidad de la especie al lugar en el que se encuentran, aspecto fundamental a la hora de evaluar que efecto puede tener la destrucción o alteración de sus hábitats preferenciales. Para ello se recurrió al marcaje por medio del implante de elastómeros visibles (IEV) de los ejemplares y se realizó su seguimiento. Como resultado de estos estudios se constató que los caballitos del Mar Menor presentan territorios relativamente pequeños, desplazamientos cortos y una fidelidad alta por el territorio. Todos estos aspectos ponen de manifiesto que la alteración de sus hábitats pueden impactar de forma muy negativa sobre sus poblaciones al provocar la dispersión e incluso muerte de los individuos. Además se puede producir la ruptura de las parejas reduciéndose todavía más las posibilidades de encuentros entre machos y hembras y por lo tanto la capacidad reproductiva de la especie en la laguna.

Abstract

Growing anthropogenic pressures on coastal ecosystems have produced profound modifications, leading in the worst case to their disappearance.

*Fish species of the genus *Hippocampus*, commonly known as seahorses, are widely found in tropical and temperate seas all over the world. Habitat degradation and overfishing have combined to put the majority of these species at serious risk of extinction in many parts of the world. In general, little is known about the wild populations at global level, with most seahorse species being classified as "Data Deficient" in the IUCN Red List (IUCN, 2003). In the region of Murcia (SE Spain), and in particular in the Mar Menor coastal lagoon, populations of the seahorse (*Hippocampus guttulatus*), an emblematic lagoon species in the area, have declined sharply over the last thirty years, to the point that it is now almost extinct. Between 2004 and 2012 a number of studies were performed under the umbrella of a broadly-based project, known as Project Seahorse, in order to obtain biological, ecological and population dynamic data for this species in the Mar Menor lagoon. The main goal was to establish the causes that have pushed this species to the brink of extinction and put forward proposals for its recovery and management. In the present work we show the results of the research carried out to establish the home range of the species in the lagoon and its fidelity to it, these being critical aspects for assessing the consequences of the disruption of its essential habitats. Seahorses in the Mar Menor show a small home range, a high degree of fidelity to it and short-range displacements, all of which make seahorses highly vulnerable to any change in their habitat.*

4.1. Las poblaciones de caballitos de mar en la laguna: localización y características

Los rasgos de vida de los caballitos de mar (baja fecundidad, supervivencia entorno al 1% de los juveniles en su fase pelágica, baja densidad de las poblaciones, la mayoría de ellos monógamos, fidelidad al territorio, etc.) tienen implicaciones muy importantes en su capacidad de respuesta ante la sobrepesca o la alteración de sus hábitats (King y McFarlane, 2003). La población de caballitos del Mar Menor disminuyó de forma alarmante desde los años 80 hasta casi su desaparición en 2009. Posteriormente se ha observado cierta recuperación de la especie pero con oscilaciones muy marcadas de su abundancia en la laguna entre años. A la luz de los resultados parciales de los censos visuales realizados por la Asociación Hippocampus y el Instituto Español de Oceanografía (IEO) desde 2006 hasta el 2011 (entorno a 0,00027 individuos/m² en 2007), las densidades de los caballitos en esta laguna son muy inferiores a las encontradas en Faro para la misma especie (Curtis y Vincent, 2006), y para otras especies de caballitos (Foster y Vincent, 2004).

Las riberas del Mar Menor están siendo muy modificadas por la acción del hombre (construcción de puertos deportivos, regeneraciones de playas, dragados, etc.) desde hace años. Estas actuaciones han tenido con frecuencia una incidencia directa sobre los hábitats preferenciales de los caballitos, así como sobre los individuos mismos (Ruzafa *et al.*, 2006) (Figura 4.1). Una de las particularidades de los caballitos de mar es su capacidad natatoria limitada, permaneciendo la mayor parte del tiempo en el fondo, sujetos a asideros diversos (Curtis y Vincent,



Figura 4.1. *Hippocampus guttulatus* en el Mar Menor cubierto por sedimento.

2005). El riesgo de la disminución de las poblaciones o desaparición local es mayor en aquellas especies que muestran desplazamientos limitados y una mayor fidelidad por el territorio que ocupan. A pesar de lo emblemático que es el caballito de mar en el Mar Menor, son muy pocos los trabajos en los que se dan algunos datos sobre esta especie (Barcala, 1999; Verdiell, 2009; Quispe, 2015) lo que pone de manifiesto la necesidad de desarrollar nuevos estudios que nos permitan adquirir los conocimientos sobre los rasgos de vida necesarios para realizar una adecuada gestión y protección de esta especie. En el presente estudio el principal objetivo fue la valoración del efecto de la alteración de los hábitats preferenciales sobre las poblaciones del caballito de mar del Mar Menor.

Los objetivos específicos fueron: (1) la caracterización de la estructura de la población de *H. guttulatus* en el Mar Menor, (2) la estimación de la tasa de crecimiento, (3) la estimación del grado de fidelidad espacial y temporal a un sitio y (4) la determinación del efecto de la alteración de hábitat sobre las poblaciones de caballito.

4.2. Material y métodos

Para la realización de este trabajo se contó con el apoyo de voluntarios de la Asociación Hippocampus y de la empresa ambiental Vita XXI. Los voluntarios fueron adiestrados previamente para la localización de los individuos de una especie tan críptica como el caballito de mar (Figuras 4.2 y 4.3).

El estudio se desarrolló desde agosto de 2007 hasta noviembre de 2008 y se realizaron 15 salidas de buceo. Durante 2009 no se pudo continuar con el seguimiento pues, en la primera visita que se realizó en marzo de 2009, se observó que se habían producido cambios muy marcados en la zona de trabajo habiendo quedado todo cubierto por el fango y desaparecido prácticamente por completo la vegetación algal. La población de caballitos objeto de estudio también había desaparecido de la zona. Esto puede ser debido a las lluvias intensas que se dieron durante este mes y levantes fuertes que pudieron provocar la resuspensión de sedimentos.



Figura 4.2. Voluntarios realizando la inspección de la zona de estudio para localizar a los caballitos.

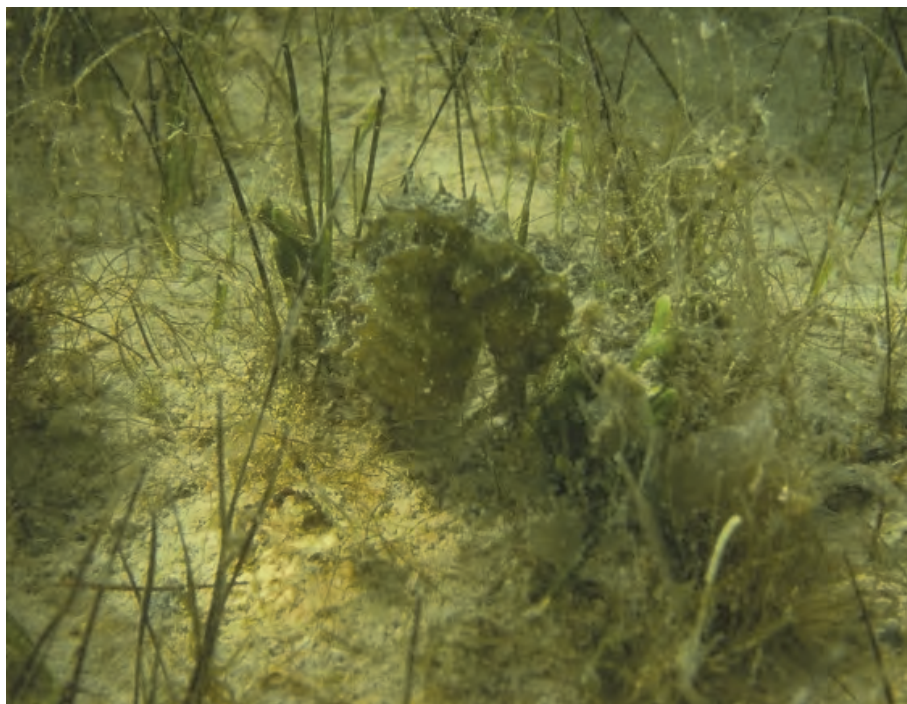


Figura 4.3. Fotografía de un ejemplar de *Hippocampus guttulatus* en el Mar Menor, que pone de manifiesto su gran capacidad mimética en el medio lo que le protege frente a los predadores al dificultar su localización.

4.2.1. Estrategia de muestreo y seguimiento poblacional

El seguimiento se realizó por medio de buceo con escafandra autónoma a una población localizada previamente en la laguna. Para ello cada pareja de buceadores recorrían una parte de un transecto que abarcaba una superficie total aproximada de 1 000 m². Cada vez que se encontraba un individuo en la zona, éste se posicionaba por medio de un boyarín y por las coordenadas aportadas por un GPS y por las medidas de distancias relativas del buceador a la costa. Además, se anotaban las características del tipo de fondo (arena, fango) y de las comunidades biológicas presentes (algas, plantas y organismos), si había o no otros caballitos en las proximidades, el tipo de soporte al que se agarran y su actividad. Finalmente se marcaba el ejemplar para hacer posible su posterior identificación (Figura 4.4). En cada una de las salidas se anotaban los caballitos marcados que se encontraban y se marcaban los nuevos.

El marcaje de los individuos se realizaba sacándolos a tierra dentro de bolsas de plástico con agua intentando provocarles el menor estrés posible. Una vez anestesiado el caballito por inmersión en una solución de 2-fenoxietanol en agua de mar, se le marcaba con el implante de un elastómero visible (IEV) (Morgan y Bull, 2005) de colores vivos a modo de tatuaje por medio de una inyección subcutánea. Además se determinaba su sexo y su talla (Figura 4.4).



Figura 4.4. Material para el marcaje y medida de de los caballitos de mar *Hippocampus guttulatus* en el Mar Menor.

El número de marcas y posición sirvió de código para identificar posteriormente a los diferentes individuos (Figura 4.5). Estas marcas no resultan perjudiciales para los caballitos llegando a desaparecer en un periodo de 1 a dos años (Morgan y Colin, 2005; Curtis, 2006).

Una vez marcado el individuo, se medía la talla (Altura LH en cm) y se determinaba el sexo y se devolvía exactamente al lugar del que había sido cogido y se retiraba el boyarín (Figura 4.6).

A lo largo del periodo de estudio se marcaron 21 ejemplares, aunque el total de caballitos observados fue de 38. Durante 2008 aparecieron en los meses de marzo y abril machos que por estar preñados no se marcaron para evitar estresarlos en pleno periodo de incubación.

Desde el primer día de marcaje, se efectuaron visitas periódicas a la zona donde se había realizado la actividad (cada semana el primer mes y cada 15 días posteriormente). Cada día de visita tres parejas de buceadores desarrollaba una búsqueda minuciosa de los caballitos en el área controlada y zonas adyacente para observar su grado de dispersión (Figura 4.7).

4.2.2. Caracterización de la población: estructura y crecimiento

La población de caballitos de mar se caracterizó por talla, sexo, tasa de crecimiento y estado reproductivo. La determinación de la talla de los ejemplares es importante pues nos ayuda a determinar si la población en la laguna está constituida por individuos adultos o juveniles. Aquellas poblaciones en las que abundan los juveniles se pueden considerar en “buen estado”.

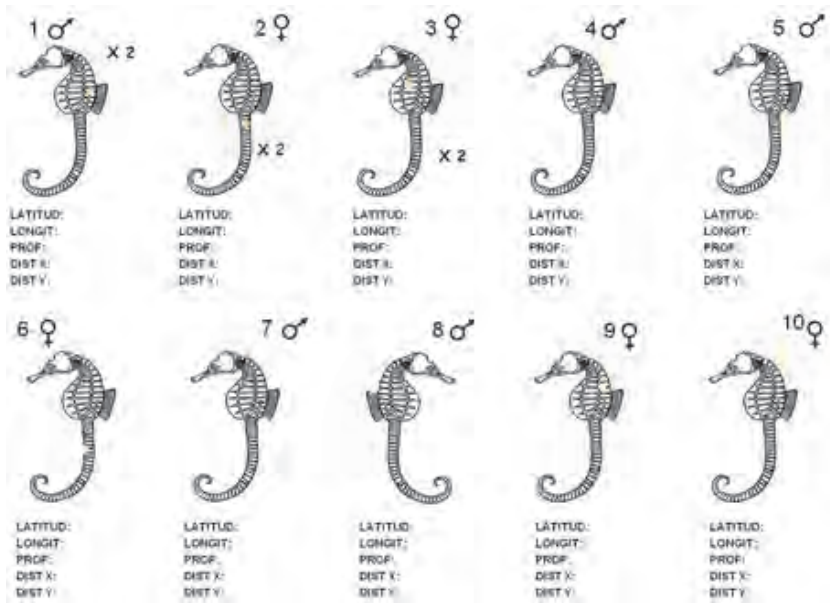


Figura 4.5. Claves de identificación de los ejemplares marcados según la colocación de las marcas.



Figura 4.6. Ejemplar de *Hippocampus guttulatus* liberado al mar en la misma posición en la que fue recolectado y en el que se observa con claridad la marca naranja de identificación (Foto Cristina Mena).



Figura 4.7. Ejemplar de *Hippocampus guttulatus* recapturado. Se puede observar claramente el tatuaje naranja que permite la identificación del individuo (Foto J. Murcia).

Para determinar la talla se han medido la Altura (LH, desde la corona de la cabeza hasta el final de la cola) y la longitud del tronco (LT_r desde la corona de la cabeza hasta el último anillo del tronco) ambas en centímetros. En el caso de que no se pudiese medir la LH, se medía la del tronco y se convertía en la LH aplicando la relación de Curtis y Vincent (2006) para la misma especie. Las diferencias de tamaño dependiendo del sexo y del mes se comprobaron aplicando a los datos transformados logarítmicamente de la altura en cm una ANCOVA.

La comparación de las longitudes de los caballitos en el Mar Menor con las encontradas en otras zonas se ha realizado previa transformación de la altura en la Longitud Satandar aplicando las relaciones establecidas por Curtis y Vincent (2006).

La tasa de crecimiento de la especie en el Mar Menor nos sirve para compararla con las de otras zonas que se pueden tomar como referencia del buen estado de las poblaciones. La tasa media de crecimiento diaria se estableció por las diferencias encontradas entre las medidas de longitud realizadas a los individuos recapturados y las medidas en el momento de su marcaje.

La determinación del sexo y la proporción entre ellos en la laguna es importante para determinar la estrategia reproductiva de la especie (monógama o polígama). En las especies monógamas cualquier evento que ocasione la pérdida o muerte de uno de los miembros de la pareja tendrá un efecto directo sobre la capacidad de reproducción de la especie. El sexo se determinó en función de la presencia (machos) o no (hembras) de bolsa incubatriz. Las diferencias en la proporción de sexos encontrados entre meses se testaron aplicando el Test Binomial Exacto de bondad de ajuste.

4.2.3. Período de reproducción en la laguna

Una vez que los caballitos de mar nacen (1,8 -5,67 cm) viven suspendidos en la columna de agua durante unos tres meses, hasta que alcanzan una talla entre 8- 10,9 cm (Curtis y Vincent, 2006) que pasan a desarrollar una vida en relación con el fondo como hacen los adultos.

En el Mar Menor la presencia de caballitos en la columna de agua comienza en abril y termina en julio (Barcala, comunicación personal). Este dato así como el grado de desarrollo de la bolsa incubatriz de los machos observados nos ayuda a encuadrar el periodo de reproducción de los caballitos de mar en la laguna.

4.2.4. Fidelidad espacial y temporal al territorio: Amplitud y patrones de movimiento

La determinación de la amplitud de movimientos de los caballitos de mar y su fidelidad a zonas determinadas de la laguna nos ayudará a definir su vulnerabilidad ante las alteraciones que se produzcan en ellas. El territorio se definió como el área ocupada por un ejemplar durante todo el periodo en el que se detectó su presencia. Su relación con la talla y el sexo de los individuos se comprobó mediante un análisis de regresión múltiple. La posible territorialidad de los individuos se comprobó comparando porcentaje de solapamiento entre parejas de individuos del mismo sexo o de sexos opuestos. Para ello se aplicó el test de Student una vez comprobada la normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos.

El patrón de movimientos se estableció por medio de las coordenadas en las que se localizaba el ejemplar cada día de censo en el que era encontrado. Las diferencias entre los desplazamientos de machos y hembras teniendo en cuenta la talla de los ejemplares se comprobaron aplicando una regresión múltiple.

La fidelidad espacial se definió como la frecuencia con que un ejemplar aparecía en la zona de estudio. La comparación entre las frecuencias de aparición por sexos se realizó aplicando una prueba no paramétrica, Prueba de Mann-Whitney.

La fidelidad temporal (tiempo de residencia) se definió como el número medio de días que un ejemplar era detectado durante el periodo de estudio. Se comprobó si existía una correlación entre los días de residencia y el tamaño de los ejemplares por medio de la aplicación de un análisis de regresión no paramétrica.

4.3. Principales resultados de este estudio

4.3.1. Estructura de la población: talla y proporción de sexos

La LH de los ejemplares observados osciló entre 5,8 y 16 cm en los machos y entre 10 y 15 cm en el caso de las hembras (Figura 4.8, Tabla 4.1) no siendo significativas las diferencias encontradas (ANOVA, $F=1,733$, $p=0,196$). Estos datos coinciden con lo encontrado para la misma especie en la ría de Formosa (LH 5,7 cm y 18,99 cm Curtis y Vincent, 2006).

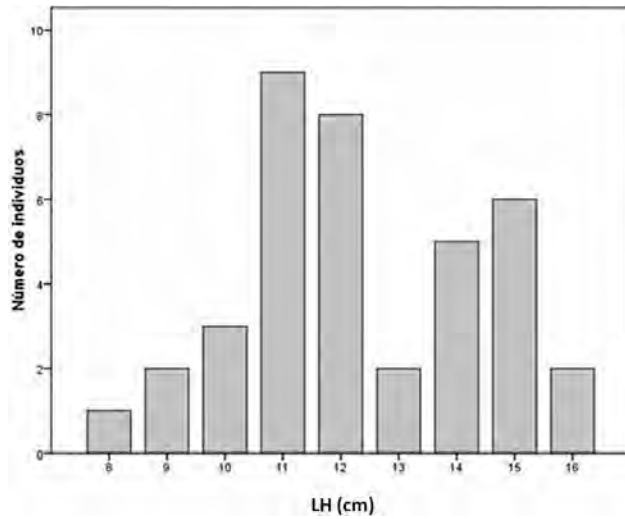


Figura 4.8. Distribución de frecuencias de la Altura (cm) de los sexos combinados de *H. guttulatus*, observados en la zona durante todo el periodo de estudio.

	N	LH min (cm)	LH max (cm)	LH media (cm)	error std
Por sexos					
Machos	26	5,8	16	12,03	0,43
Hembras	12	10	15	13	0,48
Ambos sexos	38	5,8	21	12,5	0,395

Tabla 4.1. Rango de tallas (cm) por sexos y de forma conjunta en el periodo de estudio

Sin embargo sí existen diferencias significativas de talla entre meses (Kruskal-Wallis, $\text{Chi}^2=32,68$, $p=0,0001$), siendo mayores en los meses de marzo, abril y mayo y julio y menores en agosto, septiembre y octubre (Figura 4.9) (Tabla 4.2). Estas diferencias son debidas a que de marzo a julio es el periodo de reproducción de los caballitos y durante este periodo se concentran los individuos para reproducirse. De agosto en adelante acuden a la zona individuos más jóvenes que acaban de incorporarse al pool de los reproductores.

Durante el periodo de estudio se encontraron 12 juveniles (36,26%) de tallas comprendidos entre 5,8 y 13 cm que corresponde a la talla en la que comienza la reproducción (Curtis y Vincent, 2006). En el Mar Menor la presencia de juveniles es muy escasa. Este dato coincide con lo encontrado en otros puntos de su área de distribución y con lo encontrado para otras especies de caballitos (Foster y Vincent, 2004). Se ha detectado en otras zonas que existe una separación espacial entre los caballitos juveniles y adultos, de tal manera que los primeros no

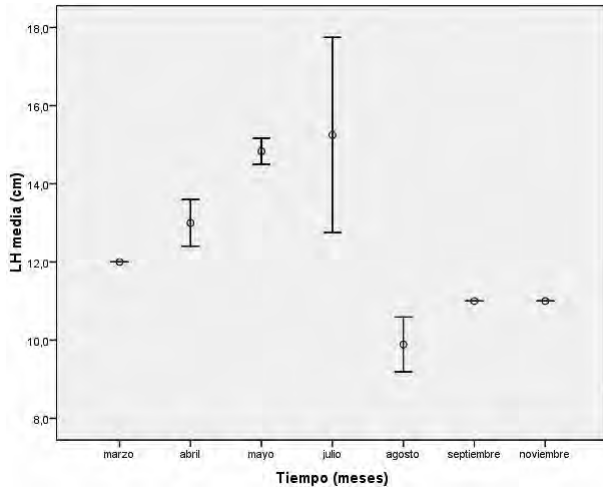


Figura 4.9. Variación mensual de la talla de los ejemplares en la zona de estudio.

LH (cm)				
mes	Media	Desviación Estándar	Máximo	Mínimo
3	12,0	0,0	12,0	12,0
4	13,5	0,8	14,5	12,6
5	15,1	0,3	15,6	14,9
8	10,6	0,7	11,3	9,7
9	11,6	0,1	11,7	11,5
11	11,8	0,0	11,8	11,8
Machos	12,5	2,4	18,0	8,0
Hembras	13,3	1,5	15,0	10,5

Tabla 4.2. Longitud total mensual para todos los especímenes y por sexos de *Hippocampus guttulatus* encontrados en el área de estudio para todo el periodo muestreado.

se acercan a los territorios de los segundos hasta que comienzan a activarse sexualmente. Este hecho es posible que se produzca igualmente en el Mar Menor y los juveniles se encuentren en otras áreas. Esta es una de las incógnitas a desvelar en trabajos futuros.

La proporción entre sexos de caballitos de mar presenta una variación interanual en el Mar Menor, de manera que mientras que en 2007 machos y hembras aparecían con la misma fre-

cuencia (0,47 número de hembras, $p=1$), en 2008 predominaron los machos (0,19 proporción de hembras, $p=0,0023$). En general podemos decir que la proporción de sexos se encuentra sesgada ligeramente hacia los machos (0,29 frecuencia de hembras, $p=0,012$), a diferencia de lo observado en otras zonas donde es igual. Este sesgo se debe al predominio de los machos en el área de estudio durante el segundo año, pudiendo corresponder a individuos en busca de primera reproducción (LH media = 12,4 cm) (Vincent *et al.*, 1992).

4.3.2. Crecimiento

La tasa diaria de crecimiento de *H. guttulatus* en el Mar Menor entre el verano y el otoño es de 0,20 cm/día (Tabla 4.3) no habiendo diferencias significativas entre machos y hembras ($\text{Chi}^2 = 0,667$, $p=0,414$). Solo se pudo controlar el crecimiento de una hembra durante el invierno determinándose que su tasa de crecimiento fue de 0,06 cm/día, lo que supuso una ralentización del crecimiento durante el invierno de un 43,03%. Aunque el dato de un solo ejemplar es insuficiente, si nos indica que las bajas temperaturas que se pueden registrar en las aguas del Mar Menor durante el invierno (11 °C) pueden suponer una ralentización en el crecimiento de los individuos de caballito de mar.

Sexo	Crecimiento diario (cm)	
	Media	Desv. Est.
H	0,17	0,05
M	0,21	0,17
Ambos	0,20	0,13

Tabla 4.3. Tasa de crecimiento diario de *H. guttulatus* en el Mar Menor durante los meses de verano y otoño.

4.3.3. Periodo de reproducción

El 15,38% (6 individuos) de los individuos encontrados fueron juveniles, apareciendo en el mes de agosto. De estos el 50% serían individuos recién reclutados y que habrían nacido a finales de mayo (Curtis y Vincent, 2006). El resto es posible que procediesen de la reproducción desarrollada durante el mes de abril.

El 80,97% de los machos encontrados tenían la bolsa preparada para la reproducción.

Se detectaron en abril 2 machos con la bolsa incubatriz fofa y otro en julio, lo que indicaba liberación reciente de juveniles, 4 machos preñados en abril y mayo y machos con bolsas vacías en abril y agosto. Todo esto nos ayuda a establecer que la época de reproducción de *H. guttulatus* en el Mar Menor se extiende principalmente desde abril a julio. Como se ha mencionado con anterioridad las densidades tan bajas de caballitos de mar en la laguna, pueden

suponer una baja probabilidad de encuentros entre los machos y las hembras, por lo tanto un comportamiento monógamo dentro de una época de reproducción le puede aportar mayores posibilidades de éxito reproductivo. Por el contrario en la ría de Faro en la que esta especie es muy abundante la especie se puede comportar como polígama (Vincent *et al.*, 1992).

4.3.4. Fidelidad espacial y temporal y amplitud del territorio

Los desplazamientos que realizan los caballitos no dependieron ni del sexo ni de la talla de los ejemplares (Regresión múltiple, R ajustada=0,175, F=2,48, p=0,094), aunque en las hembras fueron ligeramente mayores que en los machos (Figura 4.10). La distancia media que recorrió un caballito entre fechas de avistamiento (entre una semana y quince días) estuvo en torno a los 10,27 metros (1,8 -61,3 m), aunque se encontraron ejemplares que permanecían en el mismo sitio entre fechas consecutivas (Figura 4.10). Como caso extremo se halló un hembra que se había desplazado 120 m con respecto al punto en el que se la había detectado por primera vez. Este rango de desplazamientos es ligeramente inferior al detectado para la especie en la ría de Formosa (Caldwell y Vincent, 2013).

Se han descrito migraciones invernales de los caballitos hacia zonas mas profundas en las que las temperaturas no sean tan frías (King y McFralane, 2003). En el Mar Menor a partir de noviembre ya era muy difícil localizar caballitos en aguas poco profundas, por lo que pensamos que también en la laguna pueden desarrollar este comportamiento. A diferencia de lo observado en la ría de Formosa, en el Mar Menor sí han regresado en la mayoría de los casos a la zona en la que se visualizaron por primera vez. Algunos de los ejemplares marcados se encontraron al año siguiente exactamente en el mismo sitio en el que fueron localizados el año anterior, mientras que la mayoría de ellos se vuelven a encontrar en un radio de 11,5 metros, no habiéndose hallado diferencias entre sexos ($\text{Chi}^2=2$, p=0,655) coincidiendo con lo observado en otros puntos de su área de distribución. Todo esto indica una fidelidad alta de la especie por la zona donde se encuentra (Figura 4.10).

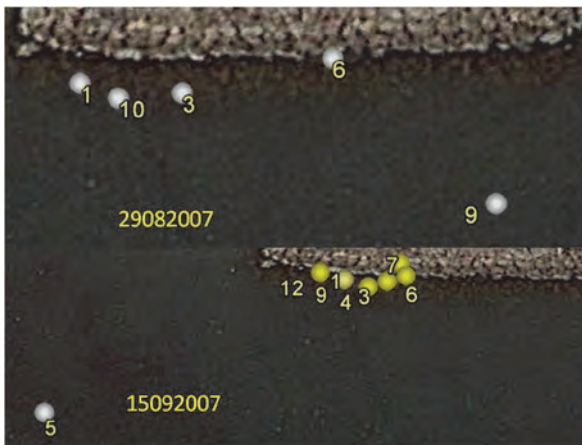


Figura 4.10. Localización de ejemplares de *Hippocampus guttulatus* en dos de las salidas de censo durante el periodo de estudio.

A continuación se describirán algunos de los resultados obtenidos con relación a su fidelidad temporal en el territorio.

Los machos y hembras presentaron en la zona frecuencias de aparición semejantes durante el periodo de estudio (57,33% y 53,61% respectivamente) ($Z=-0,218$, $p=0,875$) lo que indica que la permanencia de machos y hembras en la zona es similar.

Considerando una escala temporal reducida (entre días de muestreo separados entre una y dos semanas), se observó que aparecían el 60% de los individuos marcados. Tres caballitos marcados aparecieron siempre, y 6 en mas del 50% de las salidas realizadas. Esto indica una tasa de permanencia elevada entre días (Figura 4.11).

Considerando una escala temporal mayor (interanual), se observó que durante el 2008 se volvieron a observar el 50% (8 individuos) de los ejemplares marcados durante 2007 (16) lo que indica una tasa elevada de permanencia también entre años, aunque la constancia en el área de estudio fue menor que en el año 2007 ($\text{Chi}^2 =9,4$, $p=0,002$). Durante 2009 la localidad de seguimiento apareció totalmente devastada, cubierto todo de fango y habiendo desaparecido la práctica totalidad de la cobertura algal. La localidad dejó de ser una zona adecuada para una especie como el *H. guttulatus* que necesita la vegetación para su camuflaje (Curtis y Vincent, 2005).

Los caballitos en el laguna tienen una gran afinidad por el territorio en el que se establecen llegando a permanecer en él durante años sucesivos. Esta fidelidad es más alta durante un año, pudiendo cambiar entre años.

Se comprobó que el tiempo medio de permanencia no tenía relación con el tamaño de los ejemplares (Spearman's rho= -0,125, $p=0,657$), a diferencia de lo observado por Curtis y Vincent (2006) en la ría de Formosa.

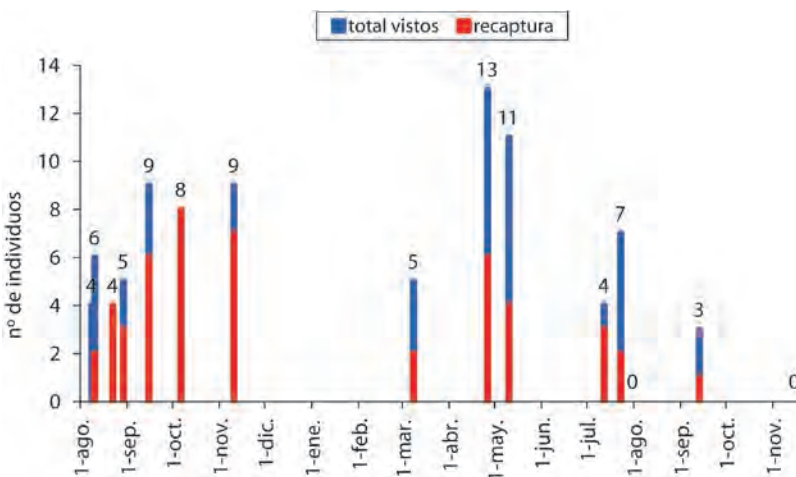


Figura 4.11. Número total de individuos localizados (azul) y número de individuos relocalizados (rojo) en cada salida de muestreo.

El territorio de los caballitos no parece estar condicionado ni por la talla de los ejemplares ni por el sexo de los mismos ($n=7$, $p=0,526$) coincidiendo con lo observado en la ría de Formosa (Foster y Vincent, 2004). El territorio medio de *H. guttulatus* es de $41,75 \text{ m}^2 \pm 13,45$ (Tabla 4.4), siendo en general mayor que el de la especie en la ría de Formosa ($12,1 \text{ m}^2$, Foster y Vincent, 2004) (Figura 4.12).



Figura 4.12. Localización y territorio de dos ejemplares marcados durante el periodo de estudio.

La mayoría de las parejas que solapaban sus territorios estaban constituidas por un macho y una hembra, coincidiendo con otras zonas (Martin-Smith y Vincent, 2005; Moreau y Vincent, 2004). Solo se han detectado un caso de una pareja de hembras que solaparon sus territorios y dos parejas de machos.

El solapamiento que se produce entre los territorios de caballitos de distinto sexo, es mayor que el que se produce entre parejas del mismo sexo (Tabla 4.4).

	Promedio	Error std	min	max
Amplitud del Territorio (m ²)				
Machos	35,85	22,18	10,17	130,31
Hembras	45,98	3,66	28,54	39,86
Ambos	41,75	13,44	10,17	130,31
Solapamiento (m ²)				
H-M	9	1,62	3	10
M-M	4,51	1,76	0,28	6

Tabla 4.4. Amplitud del territorio y solapamientos (m²) de *Hippocampus guttulatus* en el Mar Menor.

No existen indicios de territorialidad puesto que los territorios se solapan entre vecinos. Los territorios pequeños indican movimientos cortos, lo que les permite a los caballitos desarrollar el camuflaje que presentan y mantener una estructura social más estable.

4.4. Principales conclusiones y retos futuros

Los caballitos de mar en el Mar Menor siguen unas pautas de movimientos, territorialidad y movilidad semejante a la que tiene en otras áreas de distribución. Tienen una gran afinidad por el territorio en el que se establecen llegando a permanecer en él durante años sucesivos. Esta fidelidad es más alta durante un año, pudiendo cambiar entre años. Los desplazamientos que realizan los individuos que aparecen con más regularidad en la zona de estudio no son muy amplios, y solo un individuo se ha desplazado más de 100 metros de su zona habitual. Estas características los hacen más vulnerables ante las alteraciones de sus hábitats.

Los caballitos de mar de esta especie presentan una distribución parcheada, es decir en grupos y no continua en el espacio tanto en el medio como en experimentos en tanques (Faleiro *et al.*, 2008; Curtis y Vincent, 2005) y además presentan preferencia por hábitats artificiales (espigones)(Cristina *et al.*, 2014) y superficies con cobertura vegetal (Curtis y Vincent, 2005). Estas preferencias también se han observado en el Mar Menor (Asociación Hippocampus-IEO 2006-2011). Nuevamente este rasgo hace más vulnerables a los caballitos de la laguna, pues el impacto en una zona puede afectar a un número más o menos elevado de individuos al mismo tiempo.

El territorio no es muy grande y se solapa con el de los vecinos sin problema, lo que indica que la especie en el Mar Menor no parece territorial al igual que lo observado en otras zonas y a diferencia de otras especies de peces, de características de vida semejantes a los caballitos, en los que la territorialidad está muy marcada. Lo mas frecuente es que los individuos que solapan sus territorios sean de sexo distinto, lo que igualmente puede ser un factor que anula la posible territorialidad. Esto último hay que considerarlo con precaución, puesto que podría estar condicionado por el hecho de que el estudio se ha realizado durante el periodo de reproducción.

La diferencia entre lo encontrado en el Mar Menor y lo encontrado en otras zonas puede ser debida a que los caballitos de mar no necesitan luchar por lugares de puesta, puesto que son los machos los que portan los huevos y los embriones (Foster y Vincent, 2004). Tampoco tienen limitaciones de lugares donde agarrarse ni de disponibilidad de comida y además la densidad de su población es tan baja que se hace improbable la existencia de competencia.

Las densidades poblacionales tan bajas que tiene el caballito de mar en la laguna hace que la tasa de encuentros entre machos y hembras sea bajísima, con lo que la reproducción se ve muy comprometida. El desarrollo de un comportamiento monógamo puede paliar parcialmente este hecho al establecerse parejas estables, pero al mismo tiempo hacen más vulnerable a la especie, pues cualquier acción que provoque la muerte de uno de los miembros provoca la inactivación reproductiva de dos individuos al mismo tiempo pues el individuo que se queda solo deja de reproducirse (Foster y Vincent, 2004).

Se ha descrito ampliamente como la pérdida de los hábitats preferidos por los caballitos, ponen en peligro sus poblaciones, así como la pesca accidental por artes de pesca (Foster y Vincent, 2004). En el Mar Menor las obras costeras (construcción de espigones, dragados, regeneración de playas, etc.) han provocado el enfangamiento con la desaparición de las fanerógamas como la *Cymodocea nodosa* (Pérez Ruzafa, 2006), lo que ha supuesto la destrucción de sus hábitats en partes de la laguna. Esto puede afectar de forma directa a las poblaciones lagunares de ca-

ballitos debido a su alta fidelidad a una zona y a sus desplazamientos lentos y reducidos. Por otro lado en el Mar Menor se produce una elevada pesca accidental por las redes de los pescadores y las redes antimedusas que se fondean entorno a las playas del Mar Menor durante el periodo de verano (Vivas, observaciones personales). Aunque muchos de los individuos se devuelvan al mar, pueden sufrir lesiones que comprometan su supervivencia.

Los resultados presentados hasta ahora apuntan hacia la vulnerabilidad de la especie en el Mar Menor debido inicialmente a la destrucción de hábitats y a la pesca accidental. La buena noticia es que precisamente debido a sus reducidos movimientos, el establecimiento de áreas marinas protegidas dentro de la laguna, puede tener efectos beneficiosos directos sobre la población lagunar (Kramer y Chapman, 1999).

Por lo tanto se plantean varios retos para el futuro destinados a preservar esta especie tan emblemática del Mar Menor como son:

- Realización de estudios destinados a conocer más aspectos sobre la biología y la dinámica de las poblaciones de los caballitos en el Mar Menor.
- Efectuar una evaluación en profundidad del impacto que la destrucción de hábitats y la pesca accidental tienen sobre los caballitos de mar.
- Desarrollo y ejecución de medidas de protección de la especie como por ejemplo el establecimiento de áreas marinas protegidas dentro del Mar Menor en la que se limite la pesca, el fondeo de redes antimedusas y las obras costeras.

4.5. Agradecimientos

La realización del presente trabajo hubiese sido muy difícil sin el apoyo y participación de los voluntarios del programa de Voluntariado Ambiental de la Región de Murcia, de los miembros de la Asociación Hippocampus, así como de la Empresa Ambiental Vita XXI. Los fondos con los que se ha contado provinieron de la financiación otorgada a la Asociación Hippocampus, dentro del Programa de Voluntariado Ambiental del Medio Natural de la Región de Murcia. Servicio de Protección y Conservación de la Naturaleza. Dirección General del Patrimonio Natural y Biodiversidad.

4.6. Bibliografía

Barcala Bellod, E. 1999. Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.

Caldwell, I.R. y Vincent, A.C.J. 2013. A sedentary fish on the move: effects of displacement on long-snouted seahorse (*Hippocampus guttulatus* Cuvier) movement and habitat use. 96(1):67-75.

Curtis, J.M.R. 2006. Visible Implant Elastomer Color Determination, Tag Vi-

sibility and Tag Loss: Potential Sources of Error for Mark-Recapture Studies. North American Journal of Fisheries Management 26, 327-337.

Curtis, J.M.R. y Vincent A.C.J. 2005. Distribution of sympatric seahorse species along a gradient of habitat complexity in a seagrass dominated community. Marine Ecology Progress Series. 291: 81-91.

Curtis, J.M.R. y Vincent A.C.J. 2006. Life history an unusual marine fish: survival, growth and movement patterns of *Hippocampus guttulatus* Cuvier 1829. Journal of Fish Biology 68,1-27

Faleiro, F., Narciso, L. y Vicente, L. 2008. Seahorse behaviour and aquaculture: How to improve *Hippocampus guttulatus* husbandry and reproduction?. Aquaculture 282:33-40.

Foster S.J. y Vincent, A.C.J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology* 65:1-61.

Gristina, G., Cardone, F., Carlucci, R., Castellano, L., Passarelli, S., Corriero, G. 2014. Abundance, distribution and habitat preference of *Hippocampus guttulatus* and *Hippocampus hippocampus* in a semi-enclosed central Mediterranean marine area. *Marine Ecology* (2014) 1–10.

King, J.R. y McFralane, G.A. 2003. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology* 10: 249-264 doi: 10.1046/j.1365-2400.2003.00359.x.

Kramer, D.L. y Chapman, M.N. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of fishes* 55: 65-79.

Martin-Smith, J.K y Vincent, A.C.J. 2005. Seahorse decline in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation* 123:533-545.

Moreau, M.A. y Vincent, A.C.J. 2004. Social structure and wild populations on the Australian short-head seahorse *Hippocampus breviceps* Peters 1898. *Marine and Freshwater Research* 55:231-239.

Morgan, S. y Bull, C. 2005. Potential Techniques for Tagging and Marking Seahorses. Project Seahorse Technical Report No.7, Version 1.0. Project Seahorse, Fisheries Centre, University of British Columbia. 27 pp.

Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E., Marcos, C. 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53(1-4), 107-20.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegaz, M.I.I., Quispe, J. 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and shelf Science* 75(1):175-188.

Quispe Becerra, J.I. 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 552 pp.

Verdiell Cubedo, D. 2009. Ictiofauna de las zonas someras litorales del Mar Menor (SE, Península Ibérica): Parámetros sobre su biología y relaciones con el hábitat. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.

Vincent, A. C. J., Ahnesjö, I., Berglund, A., Rosenqvist, G. 1992. Pipefishes and Seahorses: Are they all sex role reversed? *Trends in Ecology and Evolution* 7, 237-241.

Capítulo 5. 20 años de seguimiento e investigación sobre las poblaciones de medusas en el Mar Menor: Experimentos de laboratorio

Chapter 5. 20 Years of Research and Monitoring Jellyfish Populations in the Mar Menor: Laboratory Experiments

Ignacio Franco

Centro Oceanográfico de Murcia. Instituto Español de Oceanografía. c/ Magallanes 1.
30740-San Pedro del Pinatar. Murcia.

Correo electrónico de contacto: ignacio.franco@mu.ieo.es

- 5.1. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de *Cotylorhiza tuberculata* mediante experimentos en acuarios
 - 5.1.1. Introducción y antecedentes históricos
- 5.2. El ciclo biológico de las medusas
- 5.3. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de *Cotylorhiza tuberculata* mediante experimentos en acuarios
 - 5.3.1. Proliferaciones de medusas en el Mar Menor: retos previos y objetivos de estudio
 - 5.3.2. Metodología común a todos los experimentos
 - 5.3.3. Selección del tipo de sustrato e influencia de la luz para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 1)
 - 5.3.4. Estrategias de selección del tipo de sustrato (experimento 2)
 - 5.3.5. Importancia de la inclinación del sustrato, capacidad de desplazamiento y selección de la zona de fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 3)
 - 5.3.6. Efecto de la salinidad y temperatura en la fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 4)
 - 5.3.7. Principales conclusiones y retos futuros
- 5.4. Agradecimientos
- 5.5. Bibliografía

Resumen

Durante las últimas cuatro décadas los fenómenos de proliferaciones masivas de medusas han ido en aumento en los mares de todo el mundo, consecuencia del cambio global marcado por un incremento en los niveles de eutrofización y cambios en la estructura de las comunidades marinas. Un ejemplo han sido las proliferaciones de medusas en aguas del Mar Menor. A la especie *Aurelia aurita* autóctona en la laguna se incorporaron otras dos de nueva colonización *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata*, alcanzando esta última abundancias muy altas (más de 120 millones de individuos en 2013). Se presentan aquí los resultados de una serie de experimentos realizados en acuarios para determinar las preferencias y mecanismos de fijación de las larvas de *Cotylorhiza tuberculata*. Durante estos 20 años de presencia de *Cotylorhiza tuberculata* en la laguna se realizaron diversos experimentos encaminados a ampliar el escaso conocimiento sobre la especie. Los resultados de estos experimentos junto con los trabajos de campo facilitaron labores tan difíciles como la localización de los minúsculos pólipos en el medio natural. En estos experimentos se ampliaron conocimientos sobre los tipos de sustratos que prefieren las larvas para fijarse, en qué condiciones esta fijación es más o menos abundante y cómo les afectan las condiciones ambientales. Fue la primera vez que se consiguió reproducir de forma completa el ciclo biológico de esta especie en condiciones de acuario.

Abstract

The last four decades have seen a rise in the phenomenon of massive proliferations of jellyfish in the world's seas as a result of global change, marked by an increase in eutrophication levels and changes in marine communities; one example of this has been the proliferations of jellyfish in the waters of the Mar Menor. The native species Aurelia aurita has been joined by two recent arrivals, Rhizostoma pulmo and Cotylorhiza tuberculata, the second of which has reached very high abundances (more than 120 million individuals in 2013). In this context, the results of a series of experiments carried out in aquariums to determine the preferences and settlement mechanisms of Cotylorhiza tuberculata larvae are shown here. During the 20 years since the arrival of Cotylorhiza tuberculata in the lagoon various experiments were performed with the goal of extending our limited knowledge about the species, complementing the field work by for example greatly facilitating the arduous task of locating the tiny polyps in their natural environment. The experiments served to increase our knowledge of the substrate materials on which larvae prefer to settle, the conditions under which this settling is more or less abundant and how the larvae are affected by environmental conditions. Furthermore, the experiments provided the first-ever opportunity to successfully reproduce this species' full biological cycle under aquarium conditions.

5.1. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de *Cotylorhiza tuberculata* mediante experimentos en acuarios

5.1.1. Introducción y antecedentes históricos

En el Mar Menor, siempre ha existido una población autóctona de medusas de la especie *Aurelia aurita* (Franco y Gili., 1989; Franco, 1990). Esta especie es prácticamente ausente en el Mediterráneo Occidental y solo se ha localizado en muy contadas ocasiones en zonas cercanas al Mar Menor, probablemente como consecuencia de ejemplares salidos de la laguna. Se trata de una especie que nunca ha ocasionado problemas de importancia a la actividad pesquera o turística debido a su tamaño reducido y a su fragilidad, además de que no produce picaduras a los bañistas.

En 1993, y como consecuencia del proceso de alteración que viene sufriendo el Mar Menor se produjeron las primeras proliferaciones masivas de *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulpo*. Ambas especies aparecieron simultáneamente, y en el verano de 1996 se comprobó que ya habían completado su ciclo biológico dentro de la laguna, manteniéndose así hasta la actualidad.

Estas dos especies, de mayor tamaño que *Aurelia aurita*, sí originan ciertos problemas a la actividad humana. *Cotylorhiza tuberculata* genera problemas a la actividad pesquera por su gran abundancia y además su presencia causa malestar entre los bañistas, aunque tampoco produce picaduras serias a los bañistas en el Mar Menor. *Rhizostoma pulmo*, es mucho menos abundante, pero sí produce alguna irritación por contacto en zonas de piel fina (rostro, cara interna de los brazos, en niños o personas sensibles, etc.) y provocando algunos problemas en el sector turístico (CARM, 1996).

Paralelamente a las proliferaciones masivas de medusas han ido los estudios encaminados a comprenderlas, tanto en los diferentes mares del mundo como en el Mar Menor.

Aurelia aurita es la especie de escifozoo más estudiada a nivel mundial. Es una especie típica de zonas cerradas, lagunas costeras y fiordos, y que ha producido proliferaciones masivas en muchos lugares. Aunque para el turismo en general no ha ocasionado problemas, por sus costumbres alimentarias sí que los ha creado en muchos lugares al consumir grandes cantidades de larvas de peces y de moluscos de interés comercial o competir con estas por el alimento. En el Mar Menor es también la especie mejor conocida ya que su estudio se inició en 1987 (Franco y Gili, 1989; Franco, 1990) y no presenta grandes dificultades para el estudio su ciclo biológico.

5.2. El ciclo biológico de las medusas

En el ciclo de vida de los escifozoos se pueden diferenciar claramente dos partes, una con reproducción sexual y otra con reproducción asexual. En este ciclo se pasa sucesivamente por diferentes fases y estados de desarrollo. Básicamente a lo largo del año aparecen de forma

alternada la fase sexual y la asexual cubriendo un periodo de tiempo similar (Figura 5.1 y Figura 5.2).

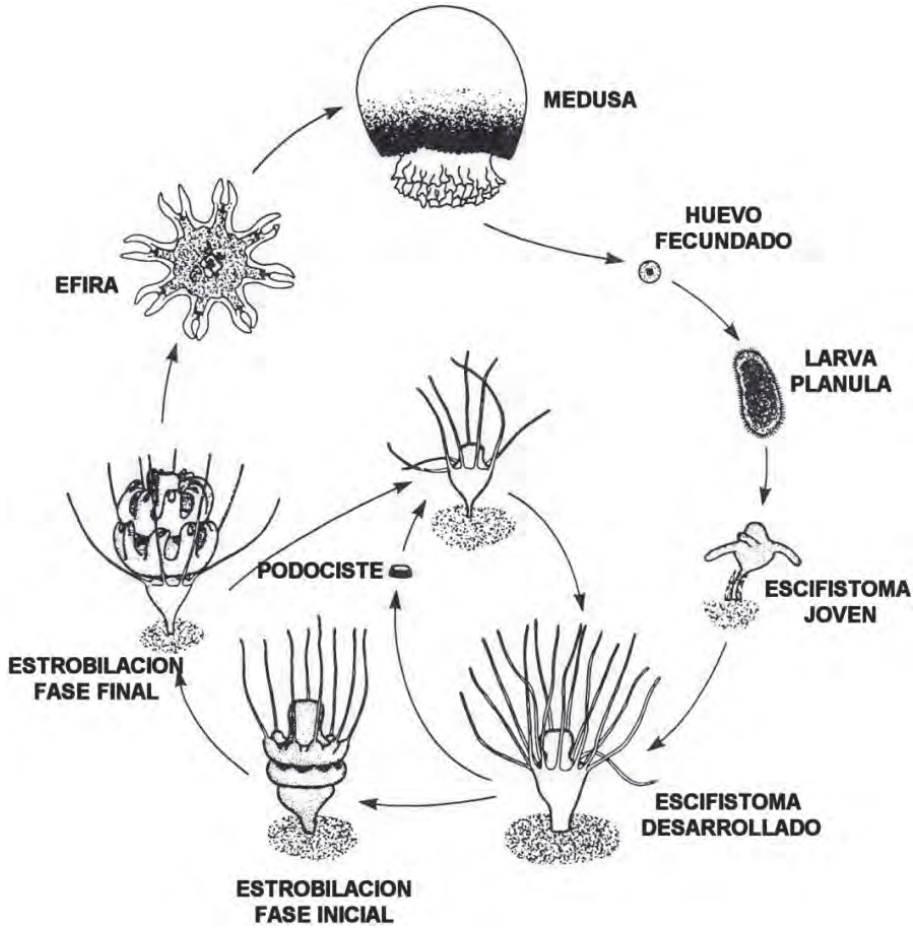


Figura 5.1. Ciclo biológico de un escifozoo (modificado de CALDER, 1992).

En el caso de *Cotylorhiza tuberculata* la fecundación es interna. Los óvulos fecundados se desarrollan transformándose en las larvas plánulas en un periodo de 24 a 48 horas. Durante esta transformación se desplazan hacia el extremo de los brazos orales donde quedan retenidas durante algún tiempo antes de ser liberadas al agua, lo que facilita su recolección para los experimentos. En otras especies los huevos son liberados al agua, la fecundación es externa y es mucho más difícil conseguir reproducir el ciclo en condiciones de acuario.

En los órdenes Semaestomeae (*Aurelia aurita*) y Rhizostomimeae (*Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*) las larvas plánulas nadan por un periodo que va de unas pocas horas hasta los 10 días antes de fijarse (Kakinuma, 1975; Cargo, 1984).

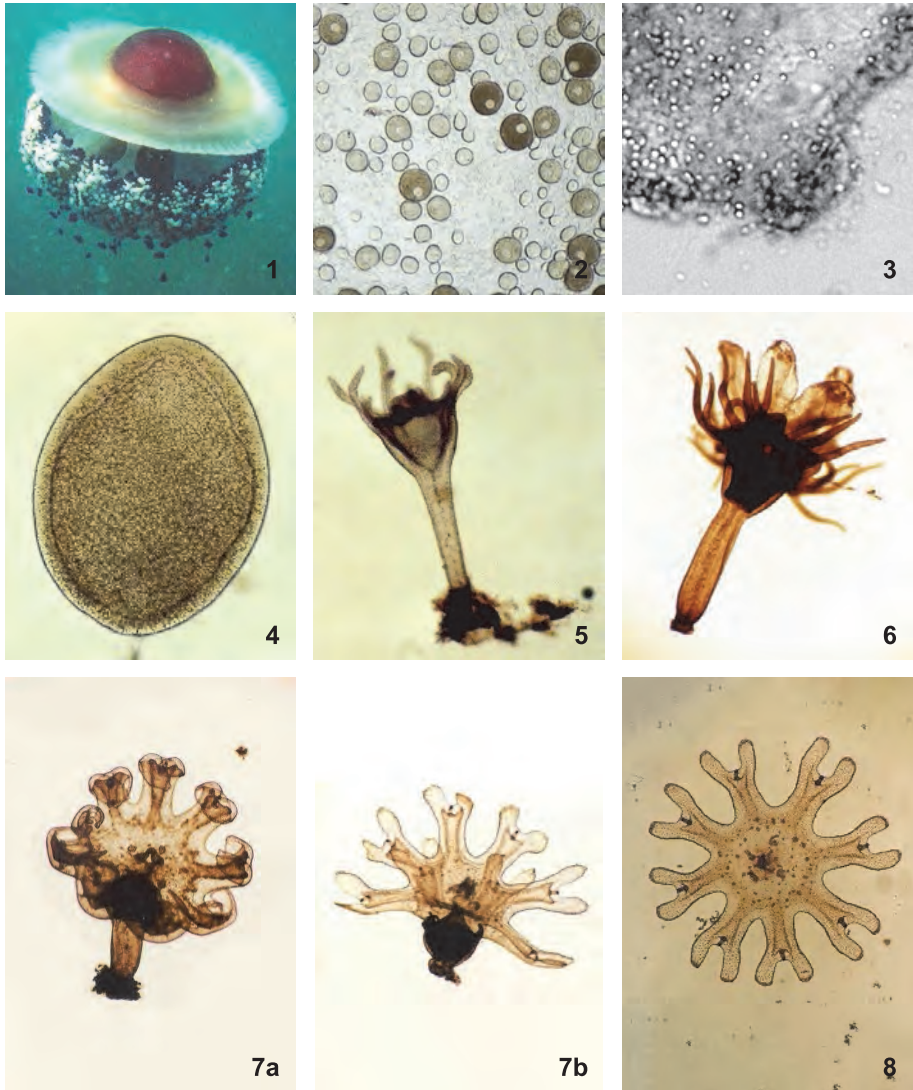


Figura 5.2. Fases del ciclo biológico de *Cotylorhiza tuberculata* (1.- Medusa, 2.- Ovocitos, 3.- Espermatozoides, 4.- Larva plánula, 5.- Escifistoma, 6.- Estrobilación en fase inicial, 7(a y b)- Estrobilación en fase final, 8.- Efira. Fotos © I.Franco

Las diferentes especies muestran unos patrones de selección de substratos diferentes hasta el punto de que unas prefieren situarse con los tentáculos hacia arriba y otras prefieren hacerlo colgando en posición invertida.

Incluso se ha visto como algunas especies invierten esta tendencia (Brewer, 1976), y las especies que se colocan en posición normal también suelen mostrar preferencias por los lugares menos iluminados y en posición invertida siendo esta una buena opción para evitar el enterramiento en zonas con mucha sedimentación o resuspensión.

Ante condiciones ambientales poco adecuadas se pueden generar cistes bien desde el escifistoma o directamente desde la plánula. Los cistes pueden resistir durante periodos largos (25 meses), dependiendo de lo extremas que sean las condiciones. (Black *et al.*, 1976). Para las tres especies presentes en el Mar Menor, en otros lugares se ha descrito esta fase de resistencia (Chapman 1966, 1968 y 1970; Brewer, 1978; Kühl, 1972).

La estrobilación fue descrita por Spangenberg, 1965 y es el proceso de metamorfosis en el que el escifistoma transforma su corona de tentáculos para formar uno o más discos, las éfiras, que posteriormente son liberadas. La estrobilación es controlada por factores endógenos pero también exógenos entre los que destacan compuestos de yodo y polipeptidos, la temperatura, la luz y la nutrición. En el caso de *Cotylorhiza tuberculata* conseguimos la estrobilación con facilidad en numerosas ocasiones con cambios de temperatura e intercambios parciales del agua en acuarios con escifistomas bien alimentados (Franco, no publ).

Los escifozoos tienen un ciclo biológico un tanto complejo al poseer una reproducción sexual y otra asexual. En el caso de *Cotylorhiza tuberculata* una hembra puede producir en torno a los 2 millones de larvas plánulas por reproducción sexual (Kikinger, 1992). De estas larvas, muchas alcanzan el fondo y generan un pequeño pólipo. A su vez, cada pólipo (escifistoma) puede reproducirse de modo asexual dando lugar a unos pocos pólipos más. Precisamente por esto, y pese a ser la fase del ciclo que pasa más desapercibida es la piedra angular de la que dependerán de las poblaciones de medusas del ciclo siguiente (Gröndahl, 1988a y 1988b) y pudieran ser utilizados para la predicción de las poblaciones.

5.3. Estudios sobre fijación, movilidad y desarrollo de las larvas plánulas de *Cotylorhiza tuberculata* mediante experimentos en acuarios

Cotylorhiza tuberculata y *Rhizostoma pulmo* comenzaron a ser un problema a partir de 1993 y es entonces cuando se planteó su estudio. A nivel mundial eran dos grandes desconocidas siendo muy escasos los estudios que se habían realizado hasta ese momento. El cronograma de los estudios realizados se describe a continuación:

1996.- La Universidad de Murcia y el IEO inician el estudio de la problemática originada por *Cotylorhiza tuberculata*. Se elabora el informe "Estudio del ciclo de vida y dinámica de la población de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor" (CARM, 1996).

1997.- La Universidad de Murcia y el IEO continúan con el estudio iniciado en 1996, se amplía el trabajo de campo y se desarrollan experimentos en acuarios (CARM, 1997).

1998.- El IEO se hace cargo del estudio en exclusiva. Se amplía aún más la red de estaciones de muestreo y los aspectos a estudiar. Se avanza mucho con los experimentos de acuarios consiguiendo cerrar el ciclo en cautividad, algo que aún no se había logrado antes para esta especie (CARM, 1998).

2000.- La Comunidad Autónoma de la Región de Murcia encarga a la empresa Mediterráneo Servicios Marinos S.A: un estudio para la localización de los pólipos. Solo se localizan unos pocos pólipos en un par de puntos (Marhuenda, 2000).

2002-2005.- Se consigue por fin una financiación con cargo a la Unión Europea y se amplía la misma con fondos de la Comunidad Autónoma de Murcia. Se inicia el proyecto EUROGEL: “EUROpean GELatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socioeconomical effects.”- y dentro del mismo se enmarcan los estudios realizados en el Mar Menor con las tres especies de medusas presentes.

2005-2010.- Se realizan diversos estudios y se continúa el seguimiento con la financiación de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

2010-actualidad.- Desde el 2010 y coincidiendo con la crisis no se tiene financiación de ningún tipo y no se ha podido continuar con los estudios y el seguimiento de las poblaciones.

5.3.1. Proliferaciones de medusas en el Mar Menor: retos previos y objetivos de estudio

No deja de ser sorprendente el hecho de que se produzcan proliferaciones masivas de medusas si tenemos en cuenta la complejidad de los ciclos y que una aparición masiva de medusas implica que se han dado las condiciones ideales para el desarrollo de todas y cada una de las fases, especialmente de las que dan lugar a un número menor de descendientes.

No nos vamos a extender aquí hablando de las peculiaridades del Mar Menor, que sin duda son tratadas más en profundidad en otros capítulos de este libro. Solamente hacer destacar que el Mar Menor es una laguna costera casi cerrada y que recibe grandes aportes de nutrientes por aguas de escorrentía que lavan la zona agrícola del campo de Cartagena. Y son estos aportes de nutrientes los que lo convierten en una zona eutrófica con elevadas producciones primarias, tras los periodos de lluvias principalmente (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005) siendo esto fundamental para poder soportar esa grandísima población de medusas. Las medusas no actúan sino como un filtro biológico que aprovecha toda esa comida a su disposición.

La caída de la población de la ostra plana coincide en el tiempo con las proliferaciones masivas de *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo*. Aunque quizá no sea esta la única causa de este descenso poblacional es evidente la competencia que ejercen los escifozoos sobre el recurso alimentario de la ostra, ya que las medusas son también filtradores y se alimentan básicamente de fitoplancton, y microzooplancton al igual que las ostras (Huntley y Hobson, 1978; Hernroth, 1983; Klaveness, 1990). Por otro lado, las medusas son depredadoras directas de las larvas de ostra habiéndose llegado a contabilizar más de 5000 larvas en el contenido gástrico de algún ejemplar de *Aurelia aurita* (Franco, 1989). Estudios realizados en otros lugares (Aase *et al.*, 1986) demostraron que la depredación ejercida por las medusas llevaron a la producción de larvas de ostra a cero.

Las medusas son animales muy cosmopolitas que aparecen en la práctica totalidad de los mares. Pese a esto, tan solo unas pocas especies coexisten en cada uno de ellos por lo general. Esto, unido a la complejidad de su ciclo biológico, ha ocasionado que los conocimientos que se tienen sean muy específicos y que afecten de una etapa del ciclo muy concreta. Aspectos como la depredación por parte de la fase medusa o sobre la distribución y abundancia de estas son conocidas para muchas especies (Clifford y Cargo, 1978; Feigenbaum y Kelly, 1984; Möller,

1980a; Veer y Oorthuysen, 1985; Purcell, 1985). Por el contrario, especies menos cosmopolitas o fases del ciclo más difíciles de ver, eran unas grandes desconocidas para la ciencia, como es el caso por citar un ejemplo la fase sésil de *Rhizostoma* o *Cotylorhiza*, así como sus fases larvianas.

A esto debemos añadir el grado de adaptación de algunas especies que lleva a que los conocimientos adquiridos con una especie en un lugar en concreto no puedan extenderse a la misma especie en otros lugares. Por citar un ejemplo, *Aurelia aurita* en los fiordos (Grøndahl, 1988a) aparece como fase medusa en los meses de verano y otoño, y vive a salinidades bajas. La misma especie, en el Mar Menor, la fase medusa aparece en invierno y primavera y vive a salinidades de hasta el 46 psu (Franco y Gili, 1990).

Las fases bentónicas son fundamentales en el mantenimiento de las poblaciones en el medio natural, siendo también las más desconocidas. En el Mar Menor, pese a los esfuerzos realizados la fase pólipo de *Cotylorhiza tuberculata* continuaba estando sin localizar. La enorme población de medusas, evidenciaba que la población de pólipos debía ser como mínimo similar y los pólipos no habían sido aún localizados. Solo en uno de los estudios se encontraron pólipos en dos muestras de substrato tras un intenso muestreo (Marhuenda, 2000). El pequeño tamaño de los pólipos, la posibilidad de que formaran cistes haciéndolos aún más ilocalizables, y el no saber dónde buscarlos hizo que hasta la fecha fracasaran los intentos de delimitar y ubicar sus poblaciones.

La importancia de la fase pólipo dentro del ciclo además hacía necesario el profundizar en su biología así como en el proceso de asentamiento de las larvas plánulas. ¿Sobre qué substratos y en qué condiciones se fijaban las larvas? ¿Cómo se podría ver afectado este proceso por las diferentes condiciones del medio? Si la colonización del Mar Menor por parte de las medusas, podía haber sido producto del descenso de la salinidad como ha ocurrido con otras especies o ser debida a otras causas era otra de las incógnitas a resolver.

A estas cuestiones naturalmente se unía el incentivo de poder en un momento dado, ya fuera mediante censos de los pólipos en el medio o mediante modelización por las condiciones ambientales existentes, hacer una predicción de la magnitud de la proliferación de la fase medusa en el siguiente periodo.

Por estos motivos, dentro del estudio que se está realizando sobre las tres especies de medusas que pueblan el Mar Menor se plantearon la serie de experimentos que se presenta en este trabajo. La intención es extender estos experimentos con idéntico diseño para cada una de las tres especies, con quizá alguna modificación para *Rhizostoma pulmo* por la dificultad de obtener las larvas plánulas, estableciendo así la metodología común de trabajo.

Se presentan aquí, los experimentos ya concluidos y los resultados para la especie *Cotylorhiza tuberculata*.

Los objetivos de esta serie de experimentos son ampliar los escasos conocimientos que se tienen en la actualidad sobre varios aspectos:

1. Determinar el asentamiento de plánulas sobre diferentes tipos de substratos. Ver en que densidades ocurren y sus preferencias.

2. Determinar si la preferencia sobre un sustrato u otro es en función de la naturaleza del mismo o si atiende a otros factores.
3. Estudiar cuáles son los mecanismos mediante los cuales la larva determina dónde asentarse.
4. Averiguar la importancia de la luz sobre el asentamiento de las larvas o si es un factor limitante sobre la misma.
5. Determinar cuál es la importancia de la orientación del sustrato en el asentamiento larvario.
6. Estudiar la capacidad de desplazamiento de las larvas a la hora de seleccionar sustrato.
7. Determinar el efecto de la temperatura y la salinidad sobre la fijación de las larvas y si el descenso de salinidades es responsable de la colonización de *Cotylorhiza* en el Mar Menor.

Para conseguir estos objetivos se diseñaron los siguientes experimentos cuya metodología y principales resultados se describen a continuación:

- a) Experimento 1.- Selección del tipo de sustrato e influencia de la luz para la especie *Cotylorhiza tuberculata*.
- b) Experimento 2. Estrategias de selección del tipo de sustrato.
- c) Experimento 3. Importancia de la inclinación del sustrato, capacidad de desplazamiento y selección de la zona de fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata*.
- d) Experimento 4. Efecto de la salinidad y temperatura en la fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata*.

5.3.2. Metodología común a todos los experimentos

Los experimentos se realizaron en el Centro Oceanográfico de Murcia, para lo que se contaba con un circuito de aire a presión así como una toma directa de agua del Mar Menor. Se dispuso así mismo del espacio suficiente para montar cuando fue necesario cerca de un centenar de acuarios de unos 15 litros de capacidad. (Figuras 5.3a y 5.3b).

Para ello, en cada uno de los experimentos el proceso fue similar. Primeramente eran recogidas de forma selectiva un número de hembras de *Cotylorhiza tuberculata* en el mar y llevadas al laboratorio. Es fácil diferenciar el sexo ya que una vez que las hembras maduras llevan las larvas plánulas retenidas en sus brazos orales mientras se completa el desarrollo de las larvas.

El número de hembras empleadas en cada experimento fue variable dependiendo de la época en que se realizó, que condiciona el número de larvas que portaba cada una, y la cantidad de acuarios o botes que había que sembrar.

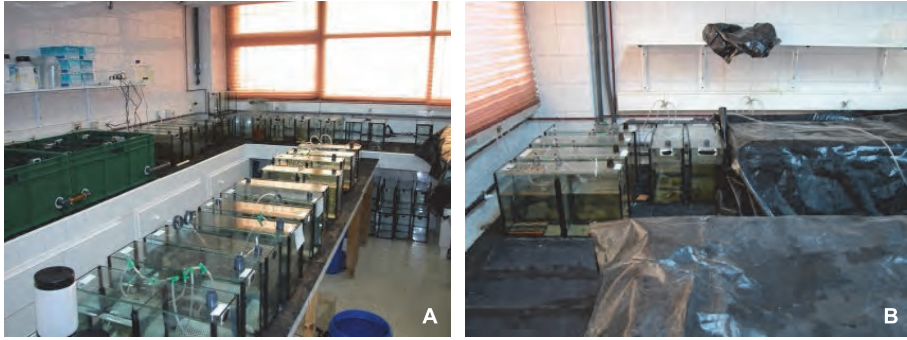


Figura 5.3. Vista general del laboratorio durante los experimentos de selección de sustrato.

Una vez en el laboratorio se recogía el agua en la que habían sido transportadas las medusas y se procedía al lavado de sus brazos orales mediante el empleo de un difusor de agua a presión. De este proceso de lavado se obtenía un concentrado de larvas que posteriormente era diluido hasta el volumen necesario para realizar las siembras.

Posteriormente, se homogeneizaba esta “emulsión” portadora de las larvas y se procedía a sembrar con un mismo volumen cada uno de los acuarios o botes. A lo largo del proceso de siembra se iban tomando también alícuotas de 5 ml (se tomaban 10 a lo largo de todo el proceso) en las que se contaba a la lupa la densidad de larvas y permitía calcular qué cantidad de larvas se introdujo en cada acuario. Los acuarios y botes habían sido montados con una semana de antelación para que se desarrollara sobre los sustratos la capa necesaria de bacterias (Schmahl., 1985; Kroihner y Berking, 1999) para que las fijaciones tengan lugar. El agua empleada en los acuarios fue procedente del Mar Menor, previamente filtrada para eliminar larvas de otros organismos.

Después de la siembra, se dejaban sin aireación durante 48 horas para evitar el efecto de la corriente sobre el desplazamiento de las larvas y transcurridas las 48 horas se dispuso una aireación muy suave excepto en el experimento sobre la influencia de la disposición del sustrato.

Periódicamente, de algunos acuarios se extraía agua del fondo y se comprobaba si aún había larvas que no se habían fijado o muerto. En experimentos realizados con anterioridad (CARM, 1998) se vio que para esta especie las larvas comienzan a fijarse a los 4 días tras la siembra alargando este proceso hasta el día 10 o 12.

5.3.3. Selección del tipo de sustrato e influencia de la luz para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 1)

Con este experimento se pretendía determinar la tasa de fijación de las larvas sobre diferentes tipos de sustrato así como el efecto de la luz sobre este proceso. Los objetivos específicos del experimento eran:

1. Verificar si la densidad de fijación de las larvas y formación de los pólipos son función de la naturaleza del sustrato
2. Determinar el efecto de la iluminación sobre este proceso
3. Determinar si los dos factores anteriores interactúan conjuntamente.
4. Determinar el efecto de cada recipiente sobre el experimento.

Para ello, se prepararon un total de 96 acuarios con 12 litros de agua filtrada que contenían 16 tipos de sustratos diferentes, la mitad de ellos iluminados y sometidos al ciclo de luz natural (día-noche) y la otra mitad en oscuridad absoluta. Cada tipo de sustrato y condiciones de luz se replicaba en tres acuarios diferentes dispuestos al azar en el laboratorio.

Se seleccionaron diferentes tipos de sustrato:

- Sustratos naturales inertes presentes en el medio: Arenas, fangos, rocas, etc.
- Sustratos naturales de origen biológico: frondes de *Caulerpa prolifera*, hojas de *Cymodocea nodosa*, conchas de ostras, caparazones de *Trunculariopsis trunculus*, etc.
- Sustratos artificiales de origen antropogénico: ladrillos, plásticos, telas, latas, etc.

La superficie de cada sustrato dispuesta en cada acuario era aproximadamente igual (150 cm²) y previamente a la siembra se dejaron una semana para que se estabilizaran.

En este experimento se sembraron los acuarios con una emulsión rica en plánulas procedentes del lavado de 25 hembras de *Cotylorhiza tuberculata*. Se calcula que cada acuario fue sembrado con una media de 19.250 ± 1.350 plánulas (Figura. 5.4). Se pretendía colocar en el acuario un número muy elevado de plánulas que asegurara las fijaciones.

Transcurridos 10 días, cuando se comprobó que todas las larvas se habían fijado, se hizo el recuento. La salinidad y temperaturas fijadas fueron similares a las del Mar Menor.

En cada acuario se colocaron también tres portas de los utilizados en microscopía para poder comparar los recuentos sobre el vidrio, obteniendo datos muy interesantes.

El diseño experimental permitió comparar 16 sustratos x 2 condiciones de luz x 3 replicas de cada uno, en total 96. En cada acuario se hicieron cinco recuentos de una superficie aproximada de 10 cm².

El análisis de los resultados reflejó que las diferencias entre unos sustratos y otros eran significativas estadísticamente, existiendo una mayor fijación sobre determinados sustratos. El sustrato más apropiado resultaron ser las baldosas, siendo también adecuados el resto de materiales duros o con una cierta estabilidad como hormigón, vidrio, plástico, piedras, cabos... Por otro lado hay que destacar la reducida o ausente fijación sobre los sustratos más móviles como arenas, fango, *Caulerpa prolifera* o *Cymodocea nodosa*.

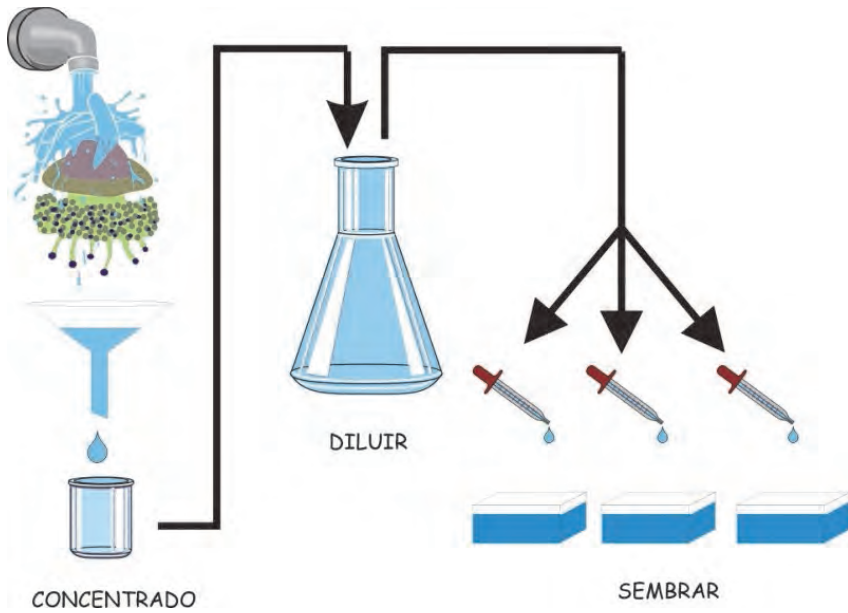


Figura 5.4. Esquema del proceso de lavado y siembra.

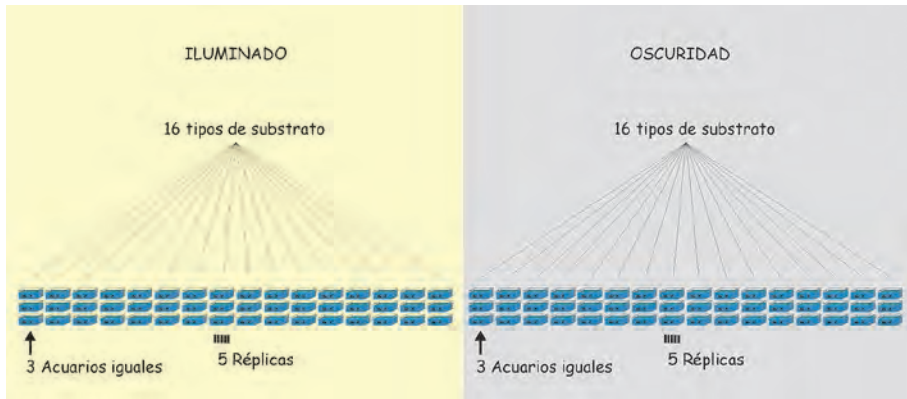


Figura 5.5. Diseño del experimento selección de sustrato e iluminación.

Frente a esta tendencia tan solo un par de sustratos rompió esta pauta, ya que no hubo fijación en las conchas de ostras vivas y las latas. Una posible explicación pudiera ser para el caso de las ostras vivas, que las propias ostras en su proceso de alimentación como filtradores eliminaran las larvas plánulas antes de que estas consiguieran fijarse. Las tasas de filtración para una ostra se estiman en 40 litros a la hora (Rosique, 1994) y en cada uno de los acuarios de 15 litros habían sido colocadas tres ostras con lo que la tasa de filtración del agua del acuario, por parte de las ostras debió de ser muy alta. En las latas quizá la existencia de compuestos conservantes o el propio aluminio que pudiera actuar inhibiendo las fijaciones.

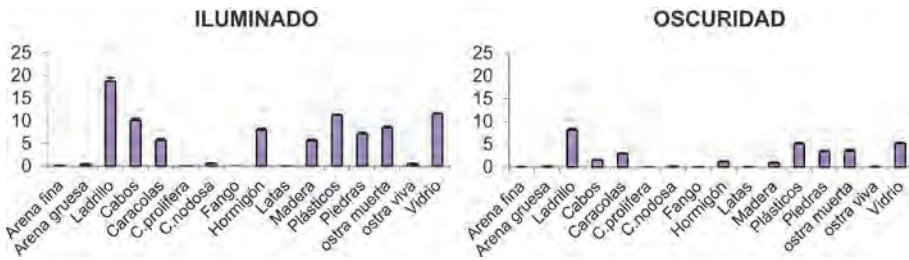


Figura 5.6. Densidad de pólipos por cm² sobre los diferentes sustratos en oscuridad e iluminados.

Dentro de los sustratos duros se observa también una preferencia por aquellos que presentan menor rugosidad en su superficie como el plástico, vidrio o las propias baldosas, frente a los que son muy rugosos como el hormigón (que eran fragmentos de bovedilla), las rocas o las valvas de ostra. Se pudo comprobar también que la densidad de pólipos que se fijaron en los sustratos iluminados es sensiblemente mayor que en oscuridad.

5.3.4. Estrategias de selección del tipo de sustrato (experimento 2)

Evaluando los resultados del experimento anterior se plantearon 2 hipótesis de los mecanismos utilizados por las larvas para la selección del sustrato:

- A. *Hipótesis de la selección activa del sustrato.*- Las larvas plánulas mediante sus movimientos ciliares se desplazarían y detectarían sobre qué sustrato se encuentran, seleccionando el más adecuado y fijándose en los mismos. Si esto fuera así, se produciría una migración de plánulas entre el vidrio y el sustrato estudiado (positiva o negativa) y las densidades de pólipos que se fijaran en el vidrio serían en cierta medida dependientes del sustrato próximo a este y objeto de estudio.
- B. *Hipótesis de no selección del sustrato y viabilidad del pólipo.* Las larvas se podrían igualmente desplazar sobre los sustratos y transcurrido un determinado tiempo fijarse o intentarlo sobre el sustrato que se encuentren. Según la idoneidad del sustrato sobre el que se fijaran las tasas de viabilidad podrían ser diferentes. Si esto fuera así, las densidades encontradas sobre el vidrio serían siempre similares independientemente de que en el sustrato adyacente, objeto de estudio, se fijaran y desarrollaran más o menos pólipos. De alguna manera se asemejaría a un proceso de sedimentación.

Hipótesis A.- *Selección activa del sustrato.* 1.- Los acuarios se siembran. 2.- Las larvas van hacia el fondo. 3.- En el fondo hay un desplazamiento activo hacia los sustratos más adecuados. 4.- El resultado final es que hay mayores densidades en los sustratos óptimos y menores en los poco adecuados. 5.- Si comparamos las densidades de un mismo sustrato en diferentes acuarios vemos que es diferente.

Hipótesis B.- *Supervivencia pasiva de las larvas.* 1.- Los acuarios se siembran. 2.- Las larvas van hacia el fondo. 3.- En el fondo NO hay un desplazamiento activo hacia los sustratos más adecuados y se produce una mortandad en los menos idóneos. 4.- El resultado final es que hay mayores densidades en los sustratos óptimos y menores en los poco adecuados. 5.- Si comparamos las densidades de un mismo sustrato en diferentes acuarios vemos que es similar.

Para estudiar esto, se dispusieron tres portas de microscopía óptica sobre los que también se efectuaron recuentos de las fijaciones y así obtendríamos con facilidad los recuentos sobre el vidrio. Los portas estaban colocados a escasa distancia del sustrato objeto de estudio .

Los resultados mostraron que las fijaciones sobre el vidrio eran muy similares independientemente de que sustrato hubiera cerca. Las pequeñas diferencias entre unos acuarios y otros no tenían un valor significativo estadísticamente. Aparecieron de nuevo unas diferencias marcadas entre los acuarios iluminados y los no iluminados mostrando una mayor abundancia de pólipos en los iluminados.

Podemos afirmar por tanto que la fijación es un proceso no selectivo y que las plánulas no se asientan de manera diferente sobre un sustrato u otro, y que lo que ocurre es que la viabilidad del pólipo si que depende de la naturaleza del sustrato. No existe un desplazamiento de las larvas seleccionando un sustrato en concreto. Si que existe un desplazamiento tratando de lograr una máxima dispersión y de llegar a todos los lugares posibles, y posteriormente en unos u otros lugares las posibilidades de desarrollo del pólipo son variables.

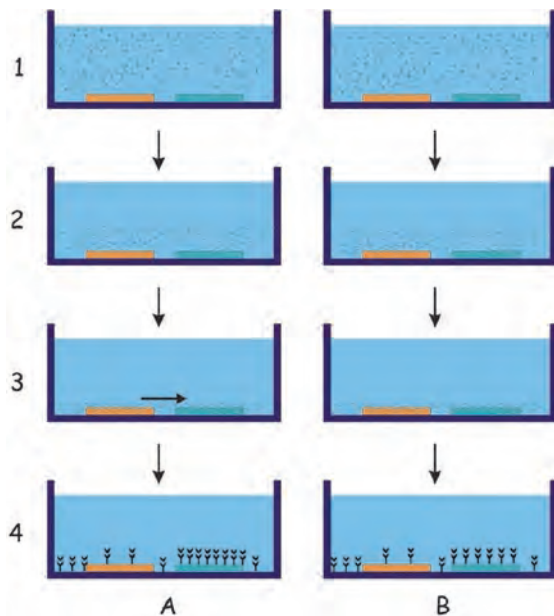


Figura 5.7. Hipótesis del mecanismo de fijación.

5.3.5. Importancia de la inclinación del substrato, capacidad de desplazamiento y selección de la zona de fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 3)

El objetivo de este experimento fue determinar las preferencias de fijación de las plánulas y desarrollo de los pólipos en lo que se refiere a la inclinación del substrato, si prefieren superficies horizontales o inclinadas, sobre el substrato o colgados de él en posición invertida, y si prefieren las zonas centrales o las aristas de los mismos. También se estudió la capacidad de desplazamiento de las plánulas en la columna de agua en su búsqueda por el substrato adecuado.

Los objetivos específicos eran:

1. Determinar si las larvas se fijan en densidades diferentes según la inclinación del substrato.
2. Determinar si las larvas se fijan en densidades diferentes según la posición del substrato, es decir si están boca arriba o boca abajo.
3. Determinar si hay diferencias según la zona del substrato, es decir si se fijan más o menos en la zona central o en los bordes.
4. Se pretendía estudiar la capacidad de las larvas plánulas de ascender por la columna de agua y colonizar substratos separados del fondo.

Se dispuso un acuario de 45 litros recubiertos de material plástico negro y opaco a la luz con portas de microscopía (el tipo de sustrato seleccionado). Este tipo de plástico había demostrado ser adecuado para las fijaciones y sobre el fondo negro se facilitaba el recuento.

En el acuario se colocaron 30 de estos portas en 6 grupos de 5. La disposición de los mismos era horizontal, vertical y oblicua tal y como se muestra en la Figura 5.8.

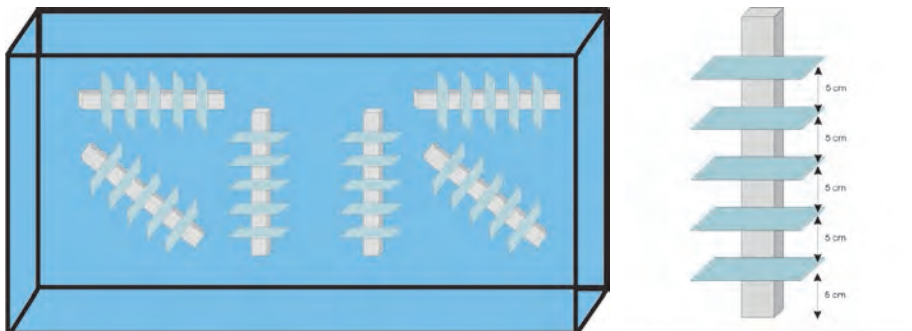


Figura 5.8. Disposición del acuario mostrando la ubicación de los portas y detalle de la disposición de los substratos horizontales.

Los portas situados en posición horizontal se dispusieron a 5 niveles de altura diferentes respecto del fondo, quedando 2 en cada una de las alturas. Esto permitiría determinar la capacidad de movimiento en la columna de agua viendo si son capaces de desplazarse en busca de los lugares más adecuados o si el proceso de fijación es por una mera sedimentación de las plánulas sobre el sustrato siendo la columna de agua y el desplazamiento en ella un factor limitante. (Figura 5.8).

Se dejó estabilizar el acuario una semana antes de la siembra. Se sembró con una cantidad aproximada de 38.500 ± 2.700 plánulas. Periódicamente se comprobaba si quedaban plánulas móviles buscando asentamiento. A los 15 días de la siembra, cuando ya había concluido el periodo de fijaciones, se hizo el recuento.

En cada uno de los portas, a excepción de los colocados en posición vertical, se realizó en recuento diferenciando cuatro zonas. Se diferenciaba tanto en la cara superior como en la inferior:

1. la franja de 5 mm más próxima a los bordes
2. la zona central.

Del mismo modo se diferenciaba la cara superior de la cara inferior. En los sustratos colocados verticalmente, puesto que no hay caras superior e inferior se realizó el recuento en una sola de las caras. Estas diferencias se establecieron para ver si las plánulas eran capaces de seleccionar el sustrato o si tenían diferentes tasas de éxito de colonización en función de las microcorrientes que se pudieran originar en la proximidad de los bordes.

Los recuentos efectuados mostraron que la disposición del sustrato es muy importante para la fijación de las larvas. Se observa una tasa de fijación en los bordes de todos los sustratos mucho mayor que en la parte central de los mismos. Se observó que la densidad de pólipos en la zona del borde se mantenía constante fuese cual fuese la inclinación del sustrato sin embargo, conforme aumentaba la inclinación, aumentaban las densidades de fijaciones debido al incremento de densidad en la zona central (Tabla 5.1). Por otro lado, se observa que no mostraron ningún tipo de preferencia en función de si se trataba de la cara superior o de la cara inferior y tanto los valores de las zonas centrales como los valores de las zonas borde fueron similares (Tabla 5.1. y Figura 5.9).

Posición	Cara superior Centro	Cara superior Borde	Cara inferior Centro	Cara inferior Borde
Horizontal	4,47	19,65	4,20	20,09
Inclinado	8,43	22,37	8,96	22,71
Vertical	15,64*	23,25*		

Tabla 5.1. Densidades encontradas en los sustratos en base a su inclinación, orientación y posición de los mismos (H.- Horizontal, V.- Vertical, I.- Inclinado, Sup.- Cara superior, Inf.- Cara inferior, C.- Zona central, B.- Zona del borde). Los valores señalados con un * corresponden a un lateral aunque figuren como cara superior.

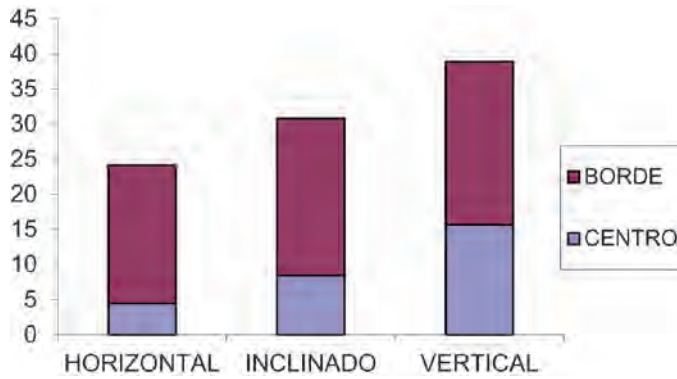


Figura 5.9. Densidades encontradas según orientación.

Del mismo modo se observa que hay una mayor densidad de pólipos en la zona próxima al borde que en la zona central. Estos datos mostrarían esas zonas como más idóneas para el desarrollo de los pólipos, ya que posiblemente se creen microturbulencias en torno a los portas que les facilitarían la captura del alimento, ya que los pólipos son filtradores sésiles.

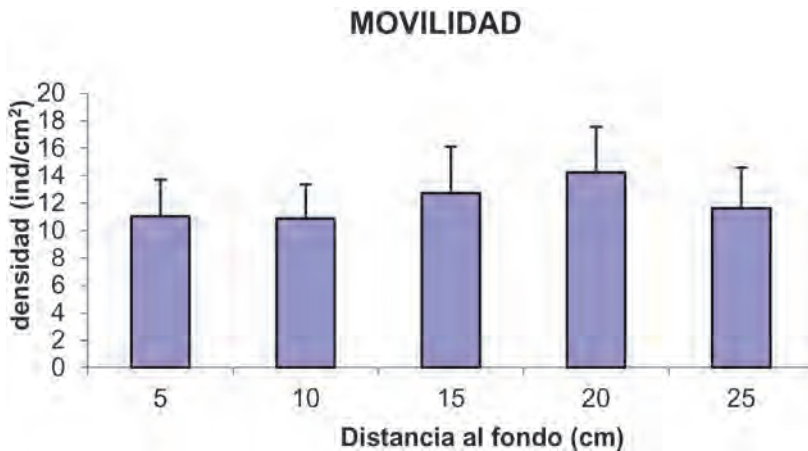


Figura 5.10. Densidades de pólipos encontradas a diferentes alturas.

Analizando los datos de la parte del experimento encaminada a determinar la movilidad de las larvas, en la que se habían dispuesto substratos horizontales a diferentes niveles, mostraron que las larvas son capaces de moverse en la columna de agua, al menos en la escala del acuario, y que no solo se desplazan arrastrándose por el fondo sino que también realizan movimientos ascendentes y descendentes, colonizando los substratos más separados del fondo. La mayor densidad incluso, es la que se encontró en los substratos a 15 y 20 cm sobre el fondo, siendo las diferencias significativas entre unas densidades y otras. Probablemente estas diferencias las marcó el régimen de turbulencia del acuario pero muestran que la estrategia de colonización es dispersarse y tratar de llegar a todos los lugares que pudieran ser propicios para asentarse.

5.3.6. Efecto de la salinidad y temperatura en la fijación de las plánulas para la especie *Cotylorhiza tuberculata* (experimento 4)

Desde que comenzaron las proliferaciones de *Cotylorhiza* en el Mar Menor se ha postulado la teoría de que pudiera ser el descenso en la salinidad la causa o una de las causas responsables de la aparición de las mismas. El objetivo de este experimento era determinar en qué modo respondía la fijación de las larvas plánulas ante diversas condiciones de salinidad y temperatura.

Para realizar estos experimentos se utilizaron botes de plástico de 1 litro de capacidad. Los botes fueron llenados con agua a las diferentes salinidades a estudiar. El mantenimiento de las condiciones de temperatura se hizo bajando la temperatura del laboratorio de experimentación al mínimo y después, cada grupo de botes era mantenido al baño maría a las temperaturas adecuadas mediante el uso de calentadores y termostatos. Se colocó también una bomba que hacía circular el agua manteniendo así la temperatura constante y homogénea (Figura 5.11). Se estudió el efecto de la salinidad y la temperatura para tres salinidades y cuatro temperaturas diferentes e interaccionando entre si. Para ello se hizo la siembra en grupos de recipientes a cuatro temperaturas: 20, 25, 30 y 35°C, que se hicieron interaccionar con tres salinidades: 36, 46 y 53 psu. Se escogieron estas salinidades ya que cubrían un rango interesante y además coincidían con:



Figura 5.11. Disposición del experimento.

- 36 psu- salinidad media del Mar Mediterráneo en esta zona.
- 46 psu- salinidad media actual del Mar Menor
- 53 psu- salinidad del Mar Menor previa a la apertura del Canal del Estacio (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005)

Las temperaturas seleccionadas fueron 20, 25, 30 y 35 °C, que están en el rango de temperaturas aproximado en el Mar Menor durante los meses en los que hay presencia de plánulas (jun-oct en 2003, jul-oct en 2004).

El experimento se replicó adecuadamente realizándose 72 recuentos, 6 réplicas por cada situación de salinidad y temperatura.

Los botes fueron sembrados con una disolución precedente de lavar los brazos orales de 10 hembras. Una media de 4.518 ± 513 plánulas .(fueron depositadas en cada bote. Para minimizar el choque osmótico se procedió de manera inversa a lo habitual en los experimentos anteriores, colocando en este caso en los botes primero la disolución con las plánulas, y posteriormente mediante un sistema de goteo se rellenaba el bote con el agua a la salinidad a estudiar. El tiempo aproximado de llenado de cada bote fue aproximadamente de una hora. Durante el experimento se mantuvo un exhaustivo control para mantener la salinidad constante, especialmente en los botes a 30 y 35 °C en los que la evaporación era considerable. A los 15 días, una vez que había concluido la fijación de las plánulas, se realizaron los recuentos.

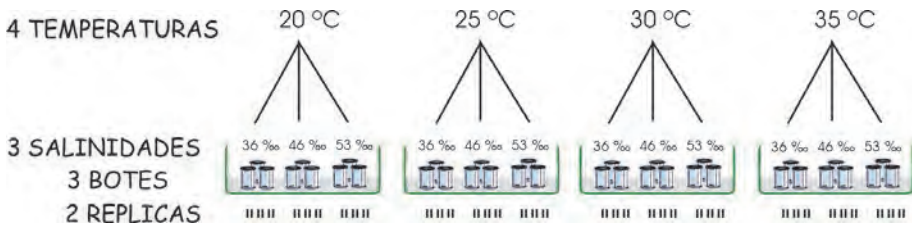


Figura 5.12. Diseño del experimento del efecto de la salinidad y la temperatura.

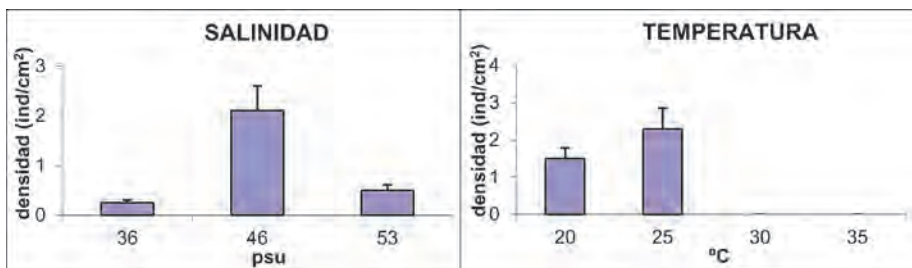


Figura 5.13. Densidades de pólipos para las diferentes temperaturas y salinidades.

Los resultados de este experimento muestran que la salinidad es un factor físico de importancia en la fijación de las larvas. En la gráfica pueden observarse como los máximos ocurren en los valores de salinidad que se corresponde con la salinidad actual del Mar Menor. A este máximo siguen los valores obtenidos para salinidades de 53 psu y las menores densidades corresponden a la salinidad de 36 psu. Del mismo modo, la temperatura parece también un factor que condiciona la densidad de fijación. La temperatura en torno a los 25 °C parece ser la más adecuada y a temperaturas iguales o superiores a 30 °C la densidad de larvas que alcanzaron el desarrollo como pólipos fue nula.

5.3.7. Principales conclusiones y retos futuros

A lo largo del tiempo en que se realizó esta serie de experimentos se consiguió cerrar por primera vez (año 1999) el ciclo biológico de *Cotylorhiza tuberculata* en condiciones de acuario. Se inició el ciclo a partir de medusas adultas y se consiguió, extraer las larvas plánulas, que estas se fijaran, mantener en el tiempo los pólipos, conseguir la estrobilación, el crecimiento de la efira y de la nueva medusa hasta el tamaño de adulto reproductor

Todos los datos de preferencias de fijación, posteriormente los hemos podido utilizar para la localización de los pólipos en el medio con un resultado muy satisfactorio de tal modo, que los pólipos en paradero desconocido hasta ese momento pudieron ser localizados y cartografiados.

En la misma serie de experimentos se vio la gran importancia de la luz siendo significativamente mayor la colonización sobre substratos iluminados en todos los casos. Estos datos son acordes con lo que expone Kikinger (1992) cuando afirma que los pólipos son la fase del ciclo en la que la medusa incorpora los dinoflagelados simbiotes y que incluso son imprescindibles para que ocurra la estrobilación. Tiene lógica pensar que las larvas busquen lugares iluminados en los que pueda tener lugar la fotosíntesis. Al contrario de lo que ocurría con la disponibilidad de substratos adecuados, el Mar Menor sí que es un lugar ideal por la cantidad de horas de sol que recibe. Ya se había visto la gran importancia de este factor para la fase medusa (CARM, 1998) cuando se comprobó que eran capaces de seguir creciendo en ausencia de alimento a expensas de lo que obtenían de las algas simbiotes gracias a la fotosíntesis de las mismas.

Sobre el mismo experimento de selección de substratos se hicieron recuentos sobre el vidrio adyacente los substratos objeto de estudio colocando una serie de portaobjetos de microscopía para favorecer el proceso. En los resultados se vio que las densidades sobre el vidrio independientemente del substrato que tuviera cerca se mantenían similares y no tenían unas diferencias significativas.

Esto indica que las larvas no hicieron ningún movimiento migratorio hacia los substratos más idóneos (bajando la densidad sobre el vidrio) ni de concentración viniendo desde los substratos menos adecuados (aumentaría la densidad sobre el vidrio). Podríamos decir que las larvas se desplazan continuamente pero que no hacen una selección activa en función de la naturaleza del substrato, pero que sí que se ven afectadas por una diferente tasa de supervivencia dependiendo de en que tipo de substrato intentan fijarse. Algunos autores como Berghahn y Offermann (1999) llegan a conclusiones similares trabajando con larvas de hidrozooos.

En la mayoría de las publicaciones existentes sobre la fijación larvaria se han hecho medidas solamente sobre los sustratos a estudiar, de este modo quedan en cierta medida enmascarados los mecanismos de la larva a la hora de seleccionar un sustrato por su naturaleza de un modo activo o si es más bien un proceso pasivo dependiente de la viabilidad o supervivencia larvaria.

Se han encontrado diferencias con los obtenidos en otros estudios (Kikinger, 1992) en los que se mostraba una mayor preferencia por las superficies superiores en sustratos horizontales. Estas diferencias pueden ser consecuencia precisamente del régimen de turbulencia en el acuario y si este es el que determina el lugar más adecuado para la fijación de la larva.

Por tanto los resultados de los experimentos realizados se pueden resumir en las siguientes conclusiones:

1. Se estableció una metodología que será extensible al resto de las especies habiendo conseguido, por primera vez, cerrar el ciclo biológico de *Cotylorhiza tuberculata* en condiciones de acuario
2. Las larvas plánulas presentan una preferencia por un determinado tipo de sustrato. Los sustratos más idóneos son los sustratos duros no excesivamente rugosos.
3. El efecto de la luz es positivo, siendo siempre mayores las fijaciones sobre sustratos iluminados. Aunque sobre sustratos en oscuridad también tuvieron lugar fue en una menor densidad.
4. Las larvas plánulas no realizan una búsqueda activa del sustrato en función de su naturaleza, aunque sí que reflejan que sobre diferentes sustratos la tasa de supervivencia es diferente.
5. Parece existir una tendencia a cubrir con uniformidad por parte de las plánulas de toda la superficie del sustrato. Esto contribuiría a que los pólipos tapicen por completo el sustrato como ocurre en algunas especies.
6. Existe una clara tendencia a que los pólipos se localicen en los lugares con mayor turbulencia o microcorrientes, que les facilitarían la captura del alimento. Al parecer existe una búsqueda activa del lugar más idóneo.
7. Las larvas son capaces de ascender en cierta medida por la columna de agua. El proceso de colonización de sustratos claramente parece ser un proceso activo por parte de la larva que si bien no selecciona donde fijarse si trata de optimizar su dispersión..
8. Las condiciones de salinidad y temperatura condicionan el éxito en la colonización del sustrato.
9. El rango de salinidad más adecuado entre los estudiados es el rango de valores de la salinidad en el Mar Menor en la actualidad.
10. Las temperaturas parecen jugar un papel decisivo ya que las temperaturas de más de 30 grados, que suelen alcanzarse en verano en el Mar Menor, ocasionan una viabilidad larvaria nula.

5.4. Agradecimientos

A todos aquellos que durante estos 20 años han pasado por el Centro Oceanográfico de Murcia y han colaborado con nosotros en estos estudios. Especialmente a Francesc Pagés del Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona que siempre supo transmitir la pasión de lo que hacía y que lamentablemente durante estas investigaciones dejó de estar entre nosotros. Sirva este trabajo como un pequeño homenaje a su labor.

5.5. Bibliografía

- Aase H.; Misund, O.A.; Pedersen, T.** 1986. Predation of oyster larvae by *Aurelia aurita* in a Norwegian oyster pond. ICES Council Meeting Copenhagen (Denmark) 16 pp.
- Bailey, K.M.; Batty, R.S.** 1983. A laboratory study of predation by *Aurelia aurita* on larval herring (*Clupea harengus*): Experimental observations compared with model predictions. *Mar. Biol.* 72: 295-301.
- Brewer, R.H.** 1976. Larval settling behavior in *Cyanea capillata* (Cnidaria: Scyphozoa). *Biological Bulletin* (Woods Hole), 150: 183-199.
- Brewer, R.H. 1978. Larval settlement behavior in the jellyfish *Aurelia aurita* (Linnaeus) (Scyphozoa: Semaestomeae). *Estuaries* 1: 120-122.
- Cargo, D.G.** 1984. Some laboratory techniques for the culture of scyphozoa, in: Workshop on Jellyfish Blooms in the Mediterranean, UNEP, Athens pp. 129-138.
- CARM,** 1996. Estudio del ciclo de vida y la dinámica de la población de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor. (no publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- CARM,** 1997. Estudio la dinámica de las poblaciones de medusas en el Mar Menor, problemática asociada y búsqueda de soluciones. (no publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- CARM,** 1998. Estudio de la dinámica de las poblaciones de las medusas *Cotylorhiza tuberculata*, *Rhizostoma pulmo* y *Aurelia aurita* en el Mar Menor y de su problemática asociada. (no publicado) Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Chapman, D.M.** 1966. Evolution of the scyphistoma, in *The Cnidaria and Their Evolution*, (ed. W.J. Rees), Academic Press, London, pp 51-75.
- Chapman, D.M.** 1968. Structure, histochemistry and formation of the podocyst and cuticle of *Aurelia aurita*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 48: 187-208.
- Chapman, D.M.** 1970. Further observations on podocyst formation. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 50: 107-111.
- Clifford, H.C.; Cargo, D.G.** 1978. Feeding rates of the sea nettle, *Chrysaora quinquecirrha*, under laboratory conditions. Some papers and notes. *Stuaries*. 1: 58-61.
- Feigenbaum, D.; Kelly, M.** 1984. Changes in the lower Chesapeake Bay food chain in the presence of the sea nettle *Chrysaora quinquecirrha* (Scyphomedusa). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19: 39-47.
- Franc, A.** 1993. Classe des scyphozoaires (Scyphozoa Goette, 1887) (=Acraspeda Gegenbaur, 1856). In *Traité de zoologie: anatomie, systématique, biologie* volume III, fascicule 2: Cnidaires, Cténaires. Edited by D. Doumenc. Masson, Paris. pp. 597-884.
- Franco, I.** 1990. Biología de *Aurelia aurita* (Cnidaria, Scyphozoa) en relación con los factores físicos y biológicos del medio (Mar Menor, Murcia): Impacto sobre los cultivos marinos y especies de interés pesquero. Informe Suficiencia Investigadora. (no publicado) Fac. Biol. Univ. Murcia.
- Franco, I.; Gili, J.M.** 1989 Some aspects on the biology of *Aurelia aurita* in the coastal lagoon Mar Menor. SE Spain. In: *Proceeding of 5th International Conference on Coelenterate Biology*, Southampton.
- Gröndahl, F.** 1988a. A comparative ecological study on the scyphozoans *Aurelia aurita*, *Cyanea capillata* and *C. lamackii* in the Gullmar Fjord, western Sweden, 1982 to 1986. *Mar. Biol.* 97: 541-550.
- Gröndahl, F.** 1988b. Interactions between polyps of *Aurelia aurita* and planktonic larvae of scyphozoans: an experimental study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 45: 87-93.
- Hernroth, L.** 1983. Marine pelagic rotifers and tintinnids- important trophic links in the spring plankton community of the Gullmar Fjord, Sweden. *J. Plankton Res.* 5(6): 835-846.
- Hernroth, L.** 1986. On the reproduction and occurrence of *Aurelia aurita* in Gullmar Fjord, western Sweden. *Conf. Proceedings Workshop on Jellyfish in the Mediterranean Sea*. Trieste. Italy. *Nova Thalassia* 8 (2): 35-44.
- Hernroth, L.; Gröndahl, F.** 1983. On the biology of *Aurelia aurita* (L.). 1. Release and growth of *Aurelia aurita* (L.) ephyrae in the Gullmar Fjord, western Sweden, 1982-83. *Ophelia* 22(2): 189-199.
- Hernroth, L.; Gröndahl, F.** 1985a. On the biology of *Aurelia aurita* (L.). 2. Major factors regulating the occurrence of ephyrae and young medusae in the Gullmar Fjord, western Sweden. *Bull. Mar. Sci.* 37(2): 567-576.
- Hernroth, L.; Gröndahl, F.** 1985b. On the biology of *Aurelia aurita* (L.). 3. Predation by *Coryphella verrucosa* (Gastropoda, Opisthobranchia), a major factor regulating the development of *Aurelia* populations in the Gullmar Fjord, western Sweden. *Ophelia* 24: 1-37.
- Huntley, M.E.; Hobson, L.A.** 1978. Medusa predation and plankton dynamics in a temperate Fjord, British Columbia. *J. Fish. Res. Board Canada* 35: 257-261.
- Klavness, D.** 1990. Size structure and potential food value of the plankton community to *Ostrea edulis* L. in a traditional Norwegian *Osterepoll*. *Aquaculture*, 86: 231-247.
- Kakinuma, Y.** 1975. An experimental study of the life cycle and organ differentiation of *Aurelia aurita*, Lamarck. *Bulletin of the Marine Biological Station of Asamushi*, 15: 101-113.
- Kikinger, R.** 1992. *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria: Scyphozoa) - Life

history of a stationary population. *Mar. Ecol.* 13(4): 333-362.

Kroiher, M.; Berking, S. 1999. On natural metamorphosis inducers of the cnidarians *Hydractinia echinata* (Hydrozoa) and *Aurelia aurita* (Scyphozoa). *Helgol.Mar.Res.* 53(2): 118-121.

Kühl, H. 1972. Hydrography and biology of the Elbe estuary. *Oceanography and Marine Biology; an Annual Review* 10: 225-309.

Marhuenda, M.; Perez, E.; Sanchez, M.; Gallego, C. 2000. Asistencia Técnica para la búsqueda de escifopólipos en el Mar Menor (Murcia). (no publicado). Informe de Mediterráneo Servicios Marinos para la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 39 pp.

Möller, H. 1980a. Scyphomedusae as predators and food competitors of larval fish. *Meeresforsch.* 28: 90-100.

Möller, H. 1980b. Population dynamics of *Aurelia aurita* Medusae in Kiel Bight, Germany (FRG). *Mar. Biol.* 60: 123-128.

Pérez-Ruzafa, A.; Marcos, C. y Gilabert, J. 2005. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: A fast changing ecosystem under human pressure. In: Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development.

Purcell, J.E. 1985. Predation on fish eggs and larvae by pelagic cnidarians and ctenophores. *Bull.Mar.Sci.* 37(2): 739-755.

Rosique, M.J. 1994. Estudio del banco de ostra plana (*Ostrea edulis*, L.) del Mar Menor. Posibilidades de explotación. Tesis Doctoral. Univ. Murcia.

Rosique, M.J. 2000. recopilación y análisis de los trabajos existentes sobre el Mar Menor. Informe. Comunidad Autónoma de Murcia.

Schmahl, G. 1985. Bacterially induced stolon settlement in the scyphopolyp of *Aurelia aurita* (Cnidaria, Scyphozoa). *Helgol.r Meeresch.* 39(1): 33-42.

Spangenberg, D.B. 1965. A study of strobilation in *Aurelia aurita* under controlled conditions. *Journal of Experimental Zoology*, 160: 1-10.

Underwood, A.J.; Chapman, M.G. GMAV5 para Windows. Software para desarrollar análisis ANOVA hasta de 5 factores.

Veer, H.W.; Oorthuysen, W. 1985. Abundance, growth and food demand of the scyphomedusa *Aurelia aurita* in the western Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 19(1): 38-44.

Capítulo 6. Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor

Chapter 6. Alloctonous Marine Invertebrates in the Mar Menor Lagoon

Francisca Giménez Casalduero¹, Alfonso A. Ramos Espla^{1,2}, Andrés Izquierdo Muñoz², Francisco Gomariz Castillo³, Francisco J. Martínez Hernández¹; Francisco González-Carrión¹

¹ Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante, Ap C. 99, 03080 Alicante, España. Correo electrónico de contacto: francisca.gimenez@ua.es

² Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Santa Pola. Ap. 03130 Santa Pola, Alicante, Spain

³ Instituto Euro-Mediterráneo del Agua. Complejo Campus de Espinardo, Ctra N° 301, Ap 30100, Espinardo, Murcia, España

- 6.1. Las especies alóctonas en el Mediterráneo
- 6.2. Condiciones favorables para la invasión
- 6.3. Las especies alóctonas y el Mar Menor
 - 6.3.1. Esponjas (*familia Porifera*)
 - 6.3.2. Anélidos (*familia Annelida Polychaeta*)
 - 6.3.3. Moluscos gasterópodos (*Mollusca Gastropoda*)
 - 6.3.4. Moluscos bivalvos (*Mollusca bivalvia*)
 - 6.3.5. Crustáceos (*Crustacea*)
- 6.4. Principales conclusiones y retos futuros
- 6.5. Bibliografía

Resumen

La configuración actual del Mar Menor es consecuencia de sucesivos procesos geomorfológicos, resultado de la dinámica natural. Sin embargo, a partir del S. XVIII, es la actividad humana la principal fuerza motriz de su transformación. Cada uno de estos cambios ha ido acompañado de transformaciones en la configuración paisajística lagunar y alteraciones en la estructura de las comunidades. La conexión artificial entre la laguna y el mar Mediterráneo, elimina o suaviza algunas de las barreras ecológicas entre ambas masas de agua, provocando que parámetros como la salinidad o la temperatura tiendan a acercarse. Esto lleva a la eliminación de las barreras ambientales y permite la entrada y el establecimiento de nuevas especies en la laguna. Algunas de estas especies alóctonas compiten con las especies nativas desplazándolas y cambiando el paisaje típico lagunar. De las decenas de especies que llegan a la laguna, todas ellas alóctonas, algunas de ellas se consideran invasoras. A pesar de los impactos evidentes, los efectos de la mayoría de las especies alóctonas siguen siendo desconocidos. Las consecuencias de una invasión a menudo no son fáciles de predecir.

Especies habituales en el Mediterráneo como las medusas *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) y *Rhizostoma Pulmo* (Macri, 1778) entraron a partir de los años 90's con proliferaciones masivas, e incluso algunas de alto valor ecológico como la nacra *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758). Y en los últimos años otras calificadas como invasoras en el Mediterráneo como el ctenóforo *Mnemiopsis leidy* Agassiz, 1865, la babosa *Bursatella leachii* De Blainville 1817 o el sabélido *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885); se encuentran de forma habitual. La mayoría de ellas entran a través del canal del Estacio y Las Encañizadas, también actividades como la pesca deportiva son el vector de entrada de especies en forma de cebos vivos, como la coreana *Perinereis linea* (Treadwell, 1936). Por otra parte, adheridas a los cascos de las embarcaciones entran multitud de especies que encontraron en los diques y escolleras su espacio vital. Desde el comienzo de la proliferación de puertos en el litoral de la laguna, aparecen especies como el balano *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854). Las embarcaciones son un vector permanente y continuo de entrada de especies, como la esponja *Haliclona (Haliclona) oculata* (Linnaeus, 1759), el briozoo *Bugulina stolinifera* (Ryland, 1960), o las ascidias *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) y *Styela canopus* (Savigny, 1816), todas ellas citadas como especies alóctonas del Mediterráneo. Muchas de ellas provocan importantes impactos ambientales y socioeconómicos, afectando de una manera directa al sector turístico.

Abstract

The current configuration of the Mar Menor lagoon is the result of a series of geomorphologic processes brought about by natural dynamics. However, from the 18th century onwards human activity has been the main driving force behind its transformation. Each of these changes has prompted alterations in the lagoon's landscape and changes in its community structure. The artificial connection between the lagoon and the Mediterranean Sea has eliminated or lowered some of the ecological barriers between the two bodies of water, reducing differences between the values of parameters such as salinity or temperature. This in turn has led to the disappearance of environmental barriers, allowing new species to enter and establish themselves in the lagoon. Numerous alien species, some of which can be considered invasive, compete with native species, driving them out and changing the traditional landscape of the lagoon. Despite the obvious effect on the environment, the real impact of most alien species remains unknown and the consequences of an invasion are often not easy to predict.

The 1990s saw the arrival of species commonly found in the Mediterranean Sea, such as the jellyfish *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) and *Rhizostoma Pulmo* (Macri, 1778), in the form of massive blooms, or of other species that play an important ecological role, such as the noble pen shell *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758). In recent years other species, this time considered invasive in the Mediterranean, such as the comb jelly *Mnemiopsis leidy* (Agassiz, 1865), the sea hare *Bursatella leachii* (De Blainville, 1817) or the fan worm *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885), have also become commonplace. Most of them enter the lagoon through the El Estacio channel, although activities such as angling are the vector of entry of species in the form of live bait, such as the Korean ragworm *Perinereis linea* (Treadwell, 1936). Numerous species have also arrived on the hulls of ships and subsequently made their home in docks and breakwaters: ever since harbours and ports began to proliferate on the coast of the lagoon species such as the barnacle *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) have started to appear. Vessels are a constant and continuous input vector for species such as the sponge *Haliclona* (*Haliclona*) *oculata* (Linnaeus, 1759), the bryozoan *Bugula stolonifera* (Ryland, 1960) or the sea squirts *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) and *Styela canopus* (Savigny, 1816), all cited as alien species in the Mediterranean. Many of them have a significant environmental and socio-economic impact, with negative consequences for the tourist industry.

6.1. Las especies alóctonas en el Mediterráneo

Las especies **alóctonas** –a veces llamadas exóticas, no indígenas (NIS), foráneas, etc., son plantas y animales, en cualquiera de sus fases de vida, que han sido introducidas por el ser humano, intencionadamente o no. Estas especies se encuentran fuera de su rango de distribución históricamente conocido y más allá de su área potencial de dispersión natural. Pueden sobrevivir y posteriormente reproducirse para establecer poblaciones y extenderse en el medio natural de la nueva región que las acoge. En su área de distribución original viven en equilibrio con su entorno autóctono local; y las interacciones con el ecosistema mantienen a las poblaciones bajo control a través de la depredación, el parasitismo y las enfermedades. Sin embargo, una vez colonizan un nuevo entorno, pueden llegar a establecerse y generar un impacto negativo en las especies y ecosistemas locales hasta convertirse en invasoras (UICN, 2002; Evans *et al.*, 2015).

Entre las especies foráneas o alóctonas, se consideran cuestionables aquellas en la que la información disponible es insuficiente, sus registros son dudosos y no pueden ser verificados por expertos. En muchos casos son especies mal identificadas por personas no especializadas. Mientras que las especies ocasionales son las que se encuentran fuera de su área de distribución natural, pero no se han establecido en esa nueva zona, no llegando a superar las barreras que se oponen al normal mantenimiento de sus poblaciones. Generalmente este término incluye las especies registradas solo una o dos veces en el área de estudio, o aquellas cuya presencia en el tiempo está asociada a entradas repetidas. Pero cuando un organismo es capaz de reproducirse y mantener la población en su nueva ubicación, sin intervención humana, se considera que ya se ha establecido. En cuanto a las invasoras son aquellas especies establecidas cuya población presenta una fase de crecimiento exponencial y puede poner en peligro la diversidad o abundancia de especies autóctonas, además de la estabilidad ecológica de los ecosistemas afectados, y al mismo tiempo puede afectar a las actividades económicas que dependen de dichos ecosistemas, incluso a la salud humana (Colautti y MacIsaac, 2004).

En el mar Mediterráneo se han introducido especies alóctonas por tráfico de buques a raíz de la apertura de las rutas marítimas interoceánicas desde hace cinco siglos, ya sea a través de sus aguas de lastre o por la comunidad de organismos incrustantes (*fouling*) en sus cascos y el Canal de Suez ha sido la principal vía de entrada en los últimos 150 años. Por otra parte, la maricultura de especies no indígenas predomina en los ambientes lagunares del norte del Mediterráneo. El transporte sin restricciones de las mismas, ha dado lugar a numerosas entradas involuntarias de patógenos, parásitos, etc. Algunos invasores han llegado a competir por los recursos o incluso reemplazar especies nativas a nivel local, lo que reduce severamente la biodiversidad. La tasa de estas invasiones biológicas se ha incrementado en las últimas décadas, y en conjunto tienen impactos ecológicos y económicos significativos en Mar Mediterráneo (Galil, 2000).

6.2. Condiciones favorables para la invasión

Las lagunas costeras constituyen ambientes aislados del mar mediante barreras geográficas y ecológicas y son controlados por complejas interacciones. Su carácter ecotonal las hace sistemas diversos, dinámicos y frágiles (Giménez-Casalduero, 2006; Viaroli *et al.*, 2007; Vergara-

Chen, 2010), pero es conocido que las actividades humanas alteran los procesos e interacciones ecológicas que en ellas ocurren (Basset *et al.*, 2008). Los estuarios y lagunas costeras son los ambientes marinos donde se han citado con mayor frecuencia la presencia de alóctonas, las cuales se caracterizan por pertenecer a una amplia gama de grupos tróficos y taxonómicos, además de vivir en hábitats muy diversos (Ruiz *et al.*, 1997). El establecimiento de especies exóticas en áreas cerradas y semicerradas como los estuarios, bahías y lagunas costeras provoca grandes cambios en la composición faunística convirtiéndose en uno de los principales motores de perturbación ecológica a escala local, regional y mundial (Por, 1978; Carlton, 1979; Hutching, 1992).

El origen del Mar Menor está determinado por los sucesivos cambios en el nivel del mar (Díaz del Río, 1990). Todos estos cambios son consecuencia de la propia dinámica natural. En el año 1600 a.c. el Mar Menor era una bahía, con una conexión directa con el Mediterráneo, por lo que su comunidad no debía diferir mucho de las encontradas en bahías similares en las zonas adyacentes. Sin embargo, a partir del S. XIII, ya en la época medieval es la actividad humana la que empieza a forzar poco a poco los cambios en la laguna. La bajada del nivel del mar la deja aislada, pero la intensa actividad pesquera lleva a mantener la comunicación entre los mares. Posteriormente los efectos del pastoreo, las deforestaciones y roturaciones, que tuvieron lugar en los siglos XVI y XVII provocaron incrementos de la tasa de sedimentación, acentuado por la influencia de la actividad minera en las sierras limítrofes (Lillo, 1979; Pérez Ruzafa *et al.*, 1987). Su mayor periodo de confinamiento llegó a finales del S. XVIII, momento en el que alcanzó una salinidad de entre 60-70 ups (Butigieg, 1927). En estas condiciones de hipersalinidad se limitó la presencia de muchas especies, configurando un ecosistema singular. La construcción de la Gola del Charco en 1878 junto con el efecto de la entrada de importantes masas de agua debido a los temporales provocó un descenso de la salinidad (50-60 ups) y consecuentemente la entrada de nuevas especies (Navarro, 1927; Pérez Ruzafa *et al.*, 1987).

Cada uno de estos cambios ha ido acompañado de transformaciones en la configuración paisajística lagunar y alteraciones en la estructura de las comunidades, en equilibrio con las características ambientales del momento. Sin embargo, este equilibrio dinámico ha sufrido en los últimos siglos de un vector de aceleración al cambio. La intervención del ser humano desde el siglo XVIII ha alterado la dinámica natural, en algunos casos de forma drástica, llegando a su máximo nivel de perturbación en las últimas décadas. Las causas apuntan a la apertura del canal del Estacio, aportes de residuos mineros y metales pesados, importantes entradas de residuos urbanos y agrícolas, entre otras. Todo esto provoca disminución en los valores de salinidad, altos niveles de concentración de nutrientes (nitratos y fosfatos), pesticidas y otros compuestos tóxicos, además de cambios en la conectividad y consecuentemente se produce una alteración en las comunidades (Baraza *et al.*, 2003).

El aislamiento del Mar Menor unido a condiciones ambientales extremas (estrés térmico, alta salinidad, etc.) determina la presencia de comunidades dominadas por especies eurihalinas y euritermas generando un paisaje típico y singular (Pérez Ruzafa *et al.*, 2008). Sin embargo, la conexión artificial entre la laguna y el mar Mediterráneo eliminan o suavizan algunas de las barreras ecológicas como la alta salinidad o las temperaturas extremas (Baraza *et al.*, 2003). La tendencia de estos parámetros de acercarse a los valores mediterráneos en las últimas décadas,

ha llevado a la eliminación de las barreras ambientales y por tanto la entrada y el establecimiento de nuevas especies en la laguna (Perez-Ruzafa *et al.*, 2008). El proceso de entrada desde el Mediterráneo al Mar Menor, que se ha denominado “Mediterranización”, puede ser considerado un ejemplo a pequeña escala de lo que ocurre en otros mares cerrados a mayor escala. Algunas de estas especies alóctonas compiten con las nativas desplazándolas y cambiando el paisaje típico lagunar. De las decenas de especies que llegan a la laguna, todas ellas alóctonas, algunas de ellas se consideran invasoras.

6.3. Las especies alóctonas y el Mar Menor

Las medusas *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) y *Rhizostoma Pulmo* (Macri, 1778) son especies estacionales procedentes del Mediterráneo. Según la literatura, a lo largo de las últimas décadas, aparecían de forma esporádica en la laguna durante los meses de verano y solamente en su fase adulta (Gili, 1985). Las citas previas a la apertura del canal del Estacio las consideraban como especies ocasionales (Prieto *et al.*, 2010). A partir de los años 90's empiezan a surgir proliferaciones masivas (EUROGEL, 2004; Fuentes *et al.*, 2011). Estos eventos llegan a provocar importantes impactos, no solo ambientales sino también socioeconómicos, y afectan de una manera directa al sector turístico. Aunque no deben considerarse *sensu stricto* como alóctonas, ya que no se conoce en qué momento se establecieron en la laguna. Debido a sus características fisiológicas es altamente probable que su entrada esté asociada a la caída de salinidad, su principal vía de colonización sea a través del canal del Estacio y su crecimiento se deba a la gran disponibilidad de nutrientes y por ende de plancton en el agua. Los trabajos realizados con *C. tuberculata* en la zona (Prieto *et al.*, 2010; Astorga *et al.*, 2012) apuntan a que las zooxantelas simbiotas no parecen contribuir de una forma significativa al balance energético de la medusa por lo que habría que replantearse la función de “filtro de nutrientes” que se le lleva presuponiendo desde hace años. Por otra parte, el factor que controla la proliferación masiva de la población es la temperatura. Durante las primeras etapas de la vida de *Cotylorhiza tuberculata* la temperatura controla la supervivencia de los pólipos y el proceso de estrobilación (Prieto *et al.*, 2010).

No solo las especies mediterráneas pelágicas han generado alerta en el Mar Menor, el ctenóforo *Mnemiopsis leidy* Agassiz, 1865 (Tabla 6.1), una especie típica de los estuarios y zonas costeras del Océano Atlántico occidental, fue introducido en el Mar Negro en 1982 a través de las aguas de lastre, donde afectó negativamente tanto a la biodiversidad de zooplancton como a la biomasa, y la pesca comercial. Este ctenóforo invasor se encontró por primera vez en la costa mediterránea española en 2009. Ya en el año 2012 se detectaron importantes enjambres en la laguna del Mar Menor (Marambio *et al.*, 2013). Su población ha disminuido en los últimos años, aunque es previsible que vuelvan a producirse nuevos episodios de proliferación masiva cuando se alcancen las condiciones óptimas para la especie.

Paralelamente a estas entradas y proliferaciones masivas de especies pelágicas, de forma más silenciosa, numerosas especies bentónicas también hacían acto de presencia en la laguna (Tabla 6.1). Adheridas a los cascos de las embarcaciones que entran a través del canal del Estacio, multitud de especies encontraron en los diques y escolleras su espacio vital. Desde el comienzo de la proliferación de puertos en el litoral de la laguna, empiezan a aparecer especies como el balano *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) que es considerado como invasor en el Medi-

terráneo (Molnar *et al.*, 2008) y fue descrito por primera vez en la laguna por Perez-Ruzafa el año 1989 (Tabla 6.1). Posteriormente con el funcionamiento habitual de los puertos deportivos, las embarcaciones actúan como un vector permanente y continuo de entrada de especies, como la esponja *Haliclona (Haliclona) oculata* (Linnaeus, 1759), el briozoo *Bugulina stolinifera* (Ryland, 1960), o las ascidias *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) y *Styela canopus* (Savigny, 1816) (Gonzalez-Carrión, 2015), todas ellas citadas como especies alóctonas del Mediterráneo (Ben Mustapha, 2003; Fofonoff *et al.*, 2014).

Filum/ Especie	Origen	Vector	Entrada	Estatus	Primera cita en el MM
Espojas					
<i>Haliclona (Haliclona) oculata</i> (Linnaeus, 1759)	Atlántico Norte	Bioincurtaciones de embarcaciones	Embarcaciones- Puertos deportivos/ canal del Estacio	O; FI	Gonzalez Carrión, 2015
Ctenóforos					
<i>Mnemiopsis leidyi</i> Agassiz, 1865	Estuarios y regiones costeras del Océano Atlántico occidental	Intercambio agua por las Golas y canales	Canal del Estacio	O, FI	Marambio <i>et al.</i> , 2013
Anélidos					
<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	Australia	Bioincurtaciones y aguas de lastre	Canal de Suez/ Embarcaciones canal del Estacio	FI	García Carrascosa, 1979
<i>Branchiomma bairdi</i> (McIntosh, 1885)	Atlantic/ Pacífico	Bioincurtaciones	Embarcaciones canal del Estacio	I	Román <i>et al.</i> , 2009
<i>Perinereis lineata</i> (Treadwell, 1936)	Mar de Corea	Cebos de pesca	Pesca deportiva	E; IP	Arias <i>et al.</i> , 2013
Moluscos					
<i>Fulvia fragilis</i> (Forsskål in Niehbur, 1775)	Zona Indopacífica, Golfo Pérsico, Mar Rojo.	Aguas de lastre	Canal del Estacio	E	1991 en Gofas y Zenetos, 2003
<i>Pinna nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Endémica del Mediterráneo	Intercambio agua por las Golas y canales	Canal de estacio	E	Pérez-Ruzafa, 1989
<i>Bursatella leachii</i> (De Blainville 1817)	Circuntropical	Intercambio agua por el cana	Canal de estacio	I	Nicolaïdou <i>et al.</i> , 2012

Filum/Especie	Origen	Vector	Entrada	Estatus	Primera cita en el MM
Artrópodos					
<i>Amphibalanus amphitrite</i> (Darwin, 1854)	Oceano Índico; suroeste del océano pacífico	Bioincurtaciones	Embarcaciones- Puertos deportivos/ canal del Estacio	E; FI	Perez Ruzafa, 1989
<i>Callinectes sapidus</i> (Rathbun, 1896)	Costas atlánticas occidentales	Aguas de lastre	Canal del Estacio	O;IP, FI	2004 (Franco y Mas, <i>com pers.</i>)
<i>Penaeus japonicus</i> (Spence Bate, 1888)	Costa Este de África, Mar Rojo y Japón	Acuicultura/	Intencionada/ canal del Estacio	O, FI	Mas (<i>com pers.</i>)
Briozoos					
<i>Bugulina stolonifera</i> (Ryland, 1960)	Costa de Reino Unido	Bioincurtaciones	Embarcaciones/ canal del Estacio	E; FI	Gonzalez Carrión, 2015
Ascidias					
<i>Ascidella aspersa</i> (Müller, 1776)		Bioincurtaciones	Embarcaciones/ canal del Estacio	E; FI.	Gonzalez Carrión, 2015
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	semicosmopolita	Bioincurtaciones	Embarcaciones/ canal del Estacio	FI	
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	semicosmopolita	Bioincurtaciones	Embarcaciones/ canal del Estacio	E. FI	Gonzalez Carrión, 2015

Tabla 6.1. Especies alóctonas de entrada reciente detectadas en la laguna del Mar Menor. O: ocasional; E: Establecida; FI: Falta información; I: Invasora; IP: Invasora Potencial.

A pesar de que las principales vías de introducción de especies exóticas son las aguas de lastre, la comunicación artificial de masas de agua mediante canales artificiales y las bioincurtaciones, la acuicultura también ha sido identificada como una vía de gran importancia. Según la FAO, la acuicultura es responsable de 38,7% de los registros de especies exóticas en el mundo. En este sentido, se cree que las especies introducidas para acuicultura tienen mayor probabilidad de convertirse en invasoras (Zambrano y Macías-García, 2000; Mendoza *et al.*, 2014). Existen dos posibles vías para la introducción de especies en acuicultura: la introducción “voluntaria” de especies para su explotación acuícola y la introducción “accidental” de especies que se escapan de las operaciones acuícolas, así como de los parásitos y patógenos que van asociados a las especies que se desean producir (Naylor y Burke, 2005). En el Mar Menor, a principio de los años 80, se llevaron a cabo una serie de proyectos cuyo objetivo era conseguir el cultivo en cautividad de diferentes especies marinas, entre la que se encontraba el langostino *Penneaus japonicus* Spence Bate, 1888 cuya distribución natural es la costa Este del continente africano, el Mar Rojo y la costa de Japón. Durante los 30 años sucesivos a esta

experiencia, se han observado de forma puntual y con una gran dispersión temporal, algunos individuos recolectados por los pescadores (Mas, *com pers.*). No es probable que estas observaciones circunstanciales sean producto de escapes accidentales de aquellas experiencias, ya que en tal caso habría una pequeña población estable, y las capturas deberían haber sido poco abundantes pero constantes en el tiempo (Bermudez, *com pers.*). Es más probable que los individuos recolectados procedan de inoculaciones sucesivas procedentes del Mediterráneo. *P. japonicas* entró en el Mediterráneo como un migrante Lessepsiano a través del Canal de Suez y fue observado por primera vez en 1924 en las costa de Egipto (Streftaris *et al.*, 2005).

A continuación describimos algunas de las especies alóctonas que han adquirido una mayor relevancia en el Mar Menor.

6.3.1. Esponjas (*familia Porifera*)

***Haliclona (haliclona) oculata* (Linnaeus, 1759):** sinonimia; *Axinella oculata* (Linnaeus, 1759)

Se trata de una demospongia de colores suaves amarillos o rosáceos que puede medir hasta 30 cm, y es típica de zonas submareales poco profundas y procede del Atlántico Norte. Había sido encontrada anteriormente en el Mediterráneo en las costas de Túnez (Ben Mustapha *et al.*, 2003), y por primera vez en las costas españolas concretamente en la laguna del Mar Menor (Gonzalez Carrión, 2015). En el Mar Menor ha sido recolectada ocasionalmente en el casco de embarcaciones deportivas (Club Náutico de San Pedro del Pinatar), ya que es propia de las comunidades de bioincrustaciones, y no ha sido encontrada hasta el momento en los hábitats rocosos del Mar Menor (González-Carrión, 2015).

6.3.2. Anélidos (*familia Annelida Polychaeta*)

***Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885):** sinonimia; *Dasychone bairdi* McIntosh, 1885

Esta especie procedente del Mar Caribe es un poliqueto sabélido tubícola de hasta 5cm de longitud (Figura 6.1), es filtradora y presenta un color del tórax uniforme, entre blanquecino y marrón, con manchas aisladas negras. La corona branquial varía entre marrón y anaranjada y bandas color crema o marrón oscuro (Arias *et al.*, 2013). Es un hermafrodita simultáneo, con gametos masculinos y femeninos presentes en los mismos segmentos (Tovar-Hernández *et al.*, 2009). Según un trabajo reciente de Martínez Hernández (2014) posee un alto rango de tolerancia a la salinidad (Figura 6.2). Aparece en gran variedad de fondos someros, desde mata muerta de *Posidonia oceanica*, sustrato blando, sustrato rocoso con algas fotófilas, ambientes portuarios y sustrato artificial. Suele encontrarse en grupos con densidades que pueden superar los 400 individuos/m². Se considera invasor debido a las altas densidades que alcanza su población. En la laguna lo encontramos con los tubos enterrados en el sedimento, el acumulo de la estructura mucilaginosa del tubo cambia la granulometría del sustrato (*Obs. pers.*). Presenta unas efectivas estrategias de antidepredación (Tovar-Hernández y Salazar-Vallejo, 2006). La primera cita mediterránea se produjo en Chipre en 1998 (Çinar, 2005) como



Figura 6.1. Ejemplar de *Branchiomma bairdi* en el Mar Menor. © Isabel Rubio Perez.

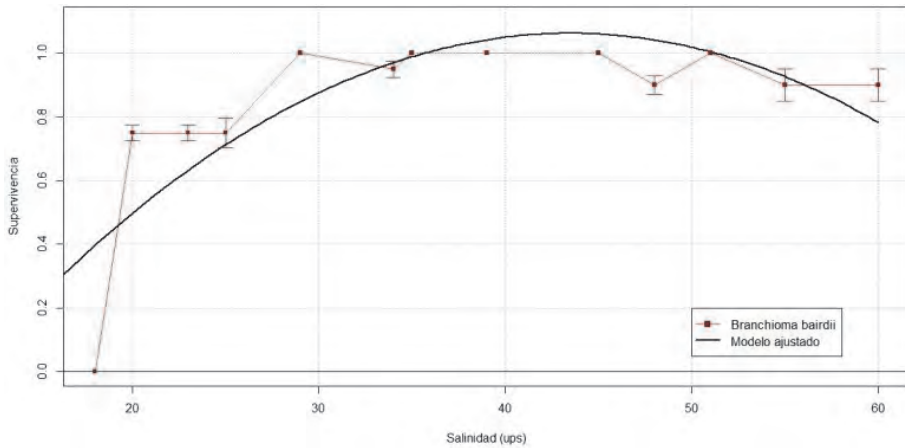


Figura 6.2. Tasa de supervivencia de *Branchiomma bairdi* a diferentes valores de salinidad. La curva continua representa el ajuste polinómico de los datos. Elaboración propia basado en Martínez-Hernández (2014).

B. boholense, posteriormente en Turquía (Çinar, 2009), Sicilia, Italia, Malta (Arias *et al.*, 2013) (Figura 6.3). La vía de introducción más probable es transatlántica, procedente del Caribe y su vector se cree que es en forma *fouling* adosado a cascos de barcos.

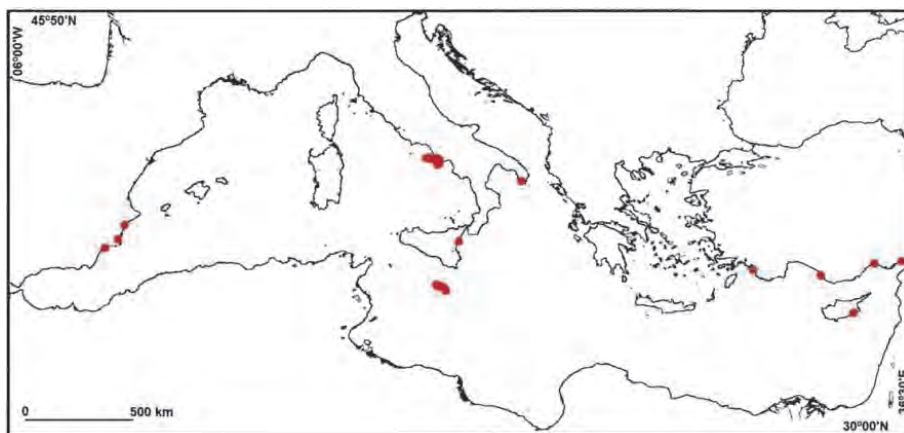


Figura 6.3. Distribución de *Branchiommma bairdi* en el Mediterráneo. Elaboración propia.

En nuestras costas aparece en el Mar Menor en 2006 (Roman *et al.*, 2009 determinado como *B. boholense*), en la bahía de Alicante en 2012 (Del-Pilar_Ruso *et al.*, 2013), y en Mazarrón ese mismo año (Arias *et al.*, 2013). En la laguna se han encontrado poblaciones de más de 40 indiv/m². La determinación de esta especie ha llevado una cierta controversia. Çinar (2009) indicó que muchos de los registros citados en el Mediterráneo como *B. boholense* en realidad se refieren a *B. bairdi*, conclusión a la que llegó después de examinar las muestras de Chipre que habían sido mal identificados originalmente como *B. boholense* por el propio autor el año 2005 (Çinar, 2005). De igual manera, Giangrande *et al.* (2012) llevó a cabo una revisión de los individuos recolectados en el Mar Menor y registrados como *B. boholense* (Román *et al.*, 2009), comprobando que realmente se trataba de *B. bairdi*. Existen otros individuos identificados como *B. boholense* en el Mediterráneo que no han sido confirmados, pudiéndose ser citas de *B. bairdi* (Knight-Jones *et al.*, 1991). Por lo tanto, las citas de *B. boholensis* son considerados como “cuestionable” por los especialistas (Evans *et al.*, 2015). Esta especie aparece en altas densidades alterando la estructura y composición granulométrica del sedimento y no posee ningún depredador eficiente que pueda controlar su población. Es necesario hacer un estudio en profundidad para comprobar los posibles perjuicios generados ella.

***Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923):** Sinonimia: *Mercierella enigmatica*

Se trata de un poliqueto serpúlido tubícola de origen australiano, que necesita de sustrato duro para la fijación de su larva planctónica. Es una especie gregaria y forma estructuras arrecifales de gran densidad de individuos que llegan a alcanzar dimensiones de 4 metros de ancho y más de 2 metros de altura (Barnes, 1994). Suele dispersarse a nuevas zonas adherido al casco de las embarcaciones y a las conchas de moluscos o a través del agua de lastre. Se ha considerado como una plaga, se adhiere a los barcos e infraestructuras portuarias generando importantes perjuicios (Fischer-Piette 1955, Ibañez 1978).

Se cree que su llegada al Mediterráneo fue a través del Canal de Suez, posteriormente colonizó con éxito las zonas eutróficas de su litoral. En las costas españolas se citó en el puerto de Gan-

día (Rioja, 1924) y las Albuferas de Mallorca y Menorca. Se ha detectado en lagunas costeras de Gerona (Gascón, 2003). En algunas lagunas y estuarios de Andalucía parece ser el causante de la regresión de la vegetación mediolitoral, ya que forma arrecifes que crecen sobre las salicornias y otras plantas características hasta asfixiarlas (Fornós *et al.*, 1997).

En el Mar Menor fue descrito por primera vez por García Carrascosa en 1979. En la actualidad hay información insuficiente sobre su estado, por lo que es necesario realizar estudios sobre la especie y su establecimiento en la laguna. No se sabe si su presencia es debida a sucesivas entradas o está naturalizada en el ecosistema lagunar.

Perinereis lineata (Treadwell, 1936); Sinonimia: *Nereis (Neanthes) lineata* Treadwell, 1936

Esta especie es un poliqueto nereido conocido como “coreana”, supera los 15 cm de longitud y 164 setígeros. Posee una coloración de marrón clara a verdosa en su parte dorsal y color crema en su parte ventral. Su hábitat natural son los sedimentos limosos del infralitoral superior de ambientes salinos y salobres. Presente en un rango de temperatura entre 5 y 30°C y entre 10-35 ups de salinidad (Saito *et al.*, 2014), aunque su presencia en la laguna demuestra una tolerancia a la salinidad aún mayor. Fue descrito en Corea en 1969, lugar donde se cultivó para su exportación como cebo de pesca, aunque actualmente la principal región de procedencia de las “coreanas” es el Mar meridional de China (Hayashi, 2001).

La primera cita de población estable fuera de su área de distribución natural fue la descrita por Arias *et al.* (2013) en el Mar Menor, concretamente en Las Encañizadas, desembocadura de la rambla del Albujón y proximidades de la Isla del Ciervo. Es, a su vez, la primera cita para el Mediterráneo. Estos autores encontraron una población reproductiva activa en la laguna, con una densidad poblacional media mayor de 8 individuos/m². El trabajo puso de manifiesto, el alto riesgo de invasión y el peligro de importar especies exóticas vivas para cebos de pesca. Los pescadores abandonan cajas con individuos vivos cerca de sus postas, convirtiéndose en un importante vector de transmisión de la especie. Es básico hacer un seguimiento de esta especie dentro de la laguna y comprobar su efecto real en el ecosistema (Cohen *et al.*, 2001; Arias *et al.*, 2013b).

6.3.3. Moluscos gasterópodos (*Mollusca Gastropoda*)

Bursatella leachii De Blainville 1817: Sinonimias: *Bursatella savignana* Aouduin, 1826; *Notarachus laciniatus* Rüppell & Leuckart, 1830; *Aclesia glauca* Cheeseman, 1878; *Bursatella lacinulata* Gould, 1852; *Bursatella leachii lacinulata* Gould, 1852; *Bursatella leachii rosea* (Engel, 1926); *Bursatella leachii africana* (Engel, 1926)

Bursatella leachii es un molusco que pertenece al grupo de las conocidas como liebres de mar, con una longitud máxima de 15 cm (Figura 6.4). Presenta una gran variedad de morfotipos y está densamente cubierto de papilas simples y compuestas de diferentes tamaños. Puede presentar manchas azules con forma de ocelo. Aparece en fondos blandos (arena fangosa), soporta amplios intervalos de temperatura (10-30°C) y salinidad (35-47 ups) (Paige, 1988). Este molusco herbívoro/detrítivo bentónico se alimenta principalmente de cianofíceas y



Figura 6.4. Ejemplares de *B. leachii* con diferentes libreas.

diatomeas que crecen sobre la arena y de los que obtiene metabolitos tóxico (por ejemplo, lyngbyatoxin-a) que posteriormente utiliza para su defensa. Tiene un comportamiento reproductivo gregario y semélparo (se reproducen una vez y posteriormente mueren). Se trata de una especie con una dinámica poblacional muy fluctuante, aparecen grandes explosiones poblacionales relacionadas con la reproducción y desaparecen posteriormente (Paige, 1988). Su distribución mundial es circumtropical, y por tanto es amante de aguas templadas y cálidas a lo largo de todo el mundo (Rudman, 1988).

Hasta finales de la década de los 40's. estuvo ausente en el Mar Mediterráneo y como muchas otras especies, su llegada al *Mare Nostrum* es consecuencia de la acción del hombre. Se considera un inmigrante lessepsiana, introducido por el Canal Suez. Así, fue descrita por primera vez en Israel en 1940 (O'Donoghue y White, 1940). Posteriormente fue colonizando gran parte del litoral Mediterráneo (Swennen, 1961; Bebbington, 1970; Piani, 1980; Palazzi y Boccolini, 1980, Fasulo *et al.*, 1984; Koutsoubas, 1992; Enzenross y Enzenross, 2001; Bazairi *et al.*, 2013) (Fig. 6.5).

El molusco tardó más de 50 años en alcanzar las costas españolas, pero en la última década se ha observado una colonización acelerada de todo el litoral mediterráneo español. Se cita en Palma de Mallorca en 1996 (Olivier y Terrassa, 2004), en 2007 en el Delta del Ebro (Weitzmann *et al.*, 2007) y en el puerto de Águilas en el 2005 (Cervera, *com. pers.*). En 2010 se observó en varios puntos de la costa de Alicante (Nicolaidou *et al.*, 2012) y en 2012 también en la costa de Almería (Ibañez-Yuste *et al.*, 2012).

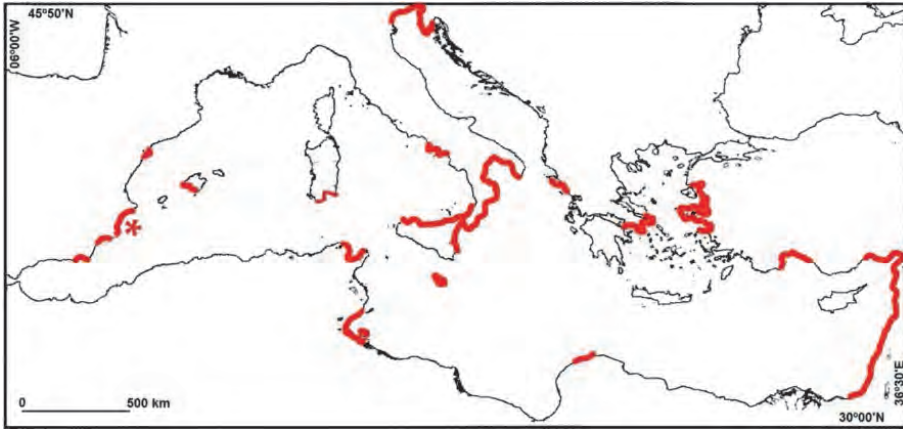


Figura 6.5. Distribución de *Bursatella leachii* en el Mediterráneo. Elaboración propia.

Si la entrada en el Mar Mediterráneo fue por el canal de Suez, la entrada en la laguna, como una repetición de los sucesos a pequeña escala, fue previsiblemente por el canal del Estacio. Si la aceleración en la dispersión mediterránea parece ser debida a factores relacionados con el cambio climático, la supervivencia en la laguna podemos achacarla a cambios en las condiciones ambientales, ya descritos en multitud de ocasiones en numerosos foros y debidos a las actividades antrópicas. Durante septiembre de 2008, el molusco fue encontrado en el Mar Menor. Un año más tarde, el opistobranquio había colonizado gran parte de la cuenca norte de la laguna costera hasta el punto de causar cierta alarma social entre los turistas durante el verano de 2010, sus poblaciones alcanzaron grandes densidades en algunos puntos de densa afluencia de bañistas (Nicolaidou *et al.*, 2012). El verano de 2015 tiene un desarrollo explosivo en toda la zona sur de la laguna (hasta 40 inv/100 m²) alterando de una forma importante al sector turístico.

6.3.4. Moluscos bivalvos (*Mollusca bivalvia*)

Pinna nobilis (Linnaeus, 1758): Sinonimia: *Pinna (Pinna) nobilis* Linnaeus, 1758; *Pinna nobilis* var. *dilatata* Pallary, 1906; *Pinna nobilis* var. *gangisa* de Gregorio, 1885; *Pinna*; *Pinna nobilis* var. *intermilla* de Gregorio, 1885; *Pinna nobilis* var. *latella* de Gregorio, 1885; *Pinna nobilis* var. *magus* de Gregorio, 1885; *Pinna nobilis* var. *Nana* Pallary, 1919; *Pinna nobilis* var. *pisciformis* de Gregorio, 1885; *Pinna nobilis* var. *polii* Bucquoy, Dautzenberg y Dollfus, 1890; *Pinna nobilis* var. *rarisquama* Bucquoy, Dautzenberg y Dollfus, 1890; *Pinna squamosa* Requier, 1848

La nacra o nácar, es un bivalvo perteneciente al orden Mytiloidea. Es el mayor molusco bivalvo del Mediterráneo, puede llegar a superar los 80 cm de longitud (Zavodnik *et al.*, 1991). Se trata de una especie endémica del Mediterráneo que se encuentra distribuido por toda su costa, aunque está ausente en el mar de Mármara y en el Mar Negro (Templado y Calvo, 2002). Vive asociado a praderas de fanerógamas marinas pero puede encontrarse también en fondos

detríticos y arenas fangosas. Su rango batimétrico va desde los 2 a los 60 metros y soporta valores de salinidad hasta 43 ups. Es una especie longeva que puede llegar a vivir hasta 20 años (Moreteau y Vicente, 1982). Es hermafrodita proterándrica, un mismo ejemplar es primero macho y luego hembra, por lo que la probabilidad de fecundación será más alta cuanto mayor variabilidad de tallas y más densa sea la población (Templado y Calvo, 2002). La población de *P. nobilis* se ha reducido considerablemente en los últimos decenios como resultado de la pesca recreativa y comercial y la muerte accidental producida por la pesca de arrastre y el fondeo de embarcaciones (Rabaoui *et al.*, 2011).

Aunque *P. nobilis* es un molusco común en un ensenadas semicerradas y lagunas costeras mediterráneas (Katsanaveski, 2006), estuvo ausente de la laguna del Mar Menor hasta mediados de los años 80 (Pérez-Ruzafa, 1989), cuando apareció el primer ejemplar en las proximidades del canal del Estacio, rápidamente se convirtió en un elemento faunístico importante y en pocos años ha colonizado el 52% de la laguna, ocupando una superficie de 7 029 ha (Figura 6.6) (obsr. Per). *P. nobilis* es una de las especies emblemáticas del Mediterráneo en términos de interés para la conservación, pero no podemos ignorar el hecho de que es una especie foránea en la laguna. Es importante conocer las rutas de entrada y los factores ambientales para determinar su propagación con el fin de interpretar posibles cambios e incluso posibles perjuicios y/o beneficios en el ecosistema, generados por una especie que estuvo ausente en el Mar Menor hasta la década de los 80.

Fulvia fragilis (Forsskål in Niehbur, 1775): Sinonimia *Cardium fragile* Forsskål in Niehbur, 1775

F. fragilis es un molusco bivalvo con una concha fina y de aspecto frágil, de hasta 7,5 cm de anchura (Figura 6.7). Esta especie está ligada a zonas de arena fangosa o fangos costeros, donde vive enterrada. Puede aparecer en puertos, lagunas litorales y estuarios, lo que indica tolerancia a cambios de salinidad (Zenetos *et al.*, 2004). Este bivalvo es natural de la zona Indopacífica, Golfo Pérsico, así como en el Mar Rojo. Esta especie fue citada en el Canal de Suez en 1939 (Moazzo, 1939), y encontrada por primera vez en Israel en 1955 (Barash y Dandin, 1973). Posteriormente avanzó su colonización por todo el Mediterráneo (Lindner, 1988; Vardala-Theodorou, 1999; Passamonti, 1996; Crocetta *et al.*, 2009) (Figura 6.8). Su vía de entrada fue también en este caso el Canal de Suez y el hecho de aparecer preferentemente en puertos parece evidenciar que su vector de transporte lo constituyen las aguas de lastre de las embarcaciones.

En la costa española se encontró por primera vez en 1991 en el golfo de Valencia (Gofas y Zenetos, 2003), y posteriormente en el Delta del Ebro (López-Soriano *et al.*, 2009). En 2013 se observaron cientos de conchas muertas recientes dentro del Mar Menor, y ha sido citada su presencia dentro de la laguna en literatura no científica desde 2011. Se ha observado una depredación intensa por parte de *Hexaplex trunculus*, gasterópodo muy abundante, por lo que es posible que exista un control poblacional del molusco bivalvo por la depredación del gasterópodo (Figura 6.7).

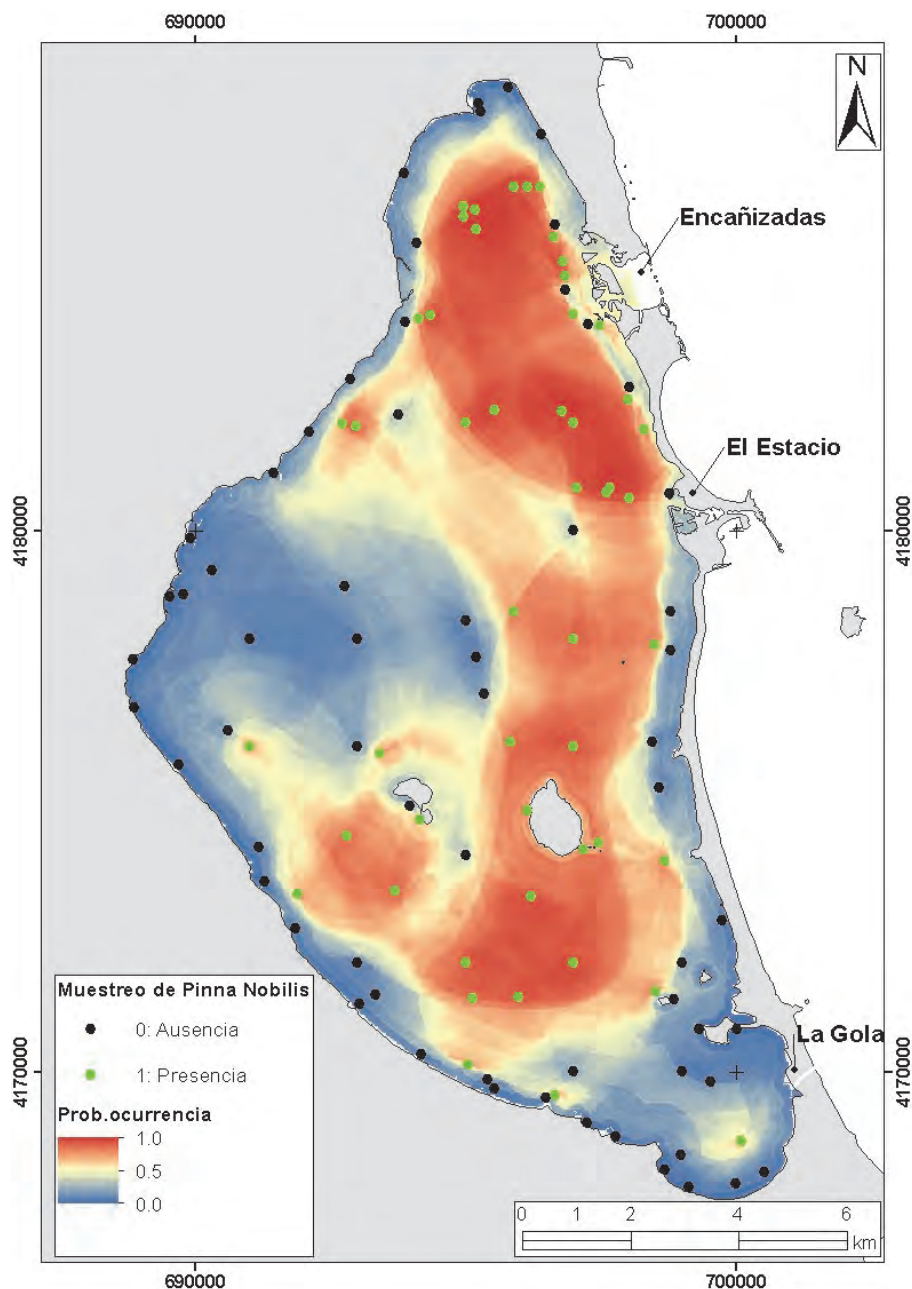


Figura 6.6. Modelo de probabilidad de ocurrencia *Pinna nobilis* en el Mar Menor, estimado mediante RandomForest a partir de 113 puntos de observación realizado durante 2013 y 2014, utilizando como variables predictoras: Profundidad, distancia a las tres vías de entrada más importantes (Encañizadas, Estacio y Marchamalo), Salinidad, texturas y materia orgánica. Valor ROC en validación cruzada de 0.8 ± 0.01 . Elaboración propia.

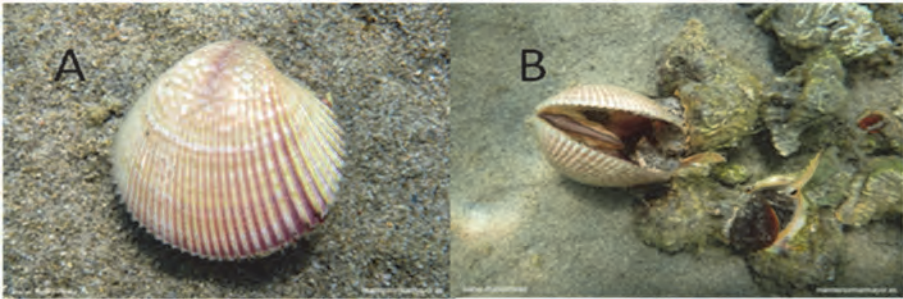


Figura 6.7. A: Ejemplar de *Fulvia fragilis* en el Mar Menor; B: Ejemplar siendo depredado por *Hexaples trunculus*. ©Isabel Rubio Perez

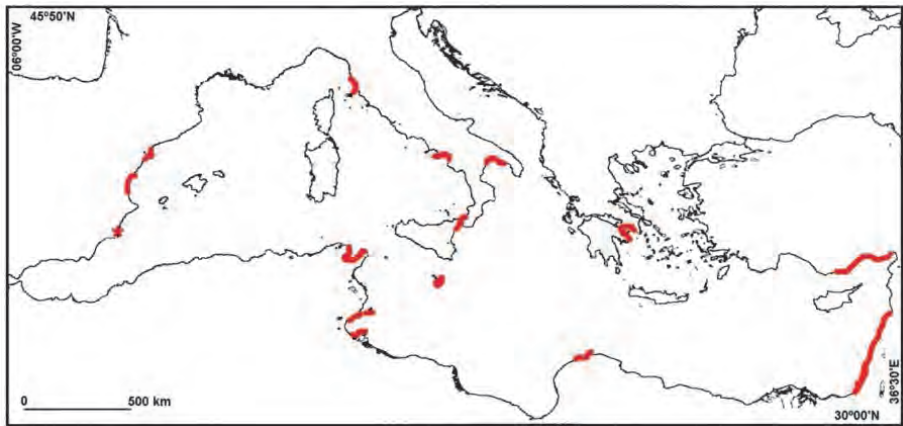


Figura 6.8. Distribución de *Fulvia fragilis* en el Mediterráneo. Elaboración propia.

6.3.5. Crustáceos (*Crustacea*)

Callinectes sapidus Rathbun, 1896. Sinonimia: *Callinectes sapidus acutidens* Rathbun, 1896; *Portunus diacantha* Latreille, 1825

El cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) es un crustáceo decápodo de la familia Portunidae, que incluye los cangrejos nadadores. Es una especie de gran capacidad reproductiva que puede alcanzar los 25 cm de caparazón (Millikin y Williams, 1984; Jivoff *et al.*, 2007). Tolerancia amplia de rangos de salinidad y temperatura, es eurialalino y euritermo, está adaptado a vivir en aguas poco profundas de lagunas costeras, albuferas y estuarios (Beqiraj y Kashta, 2010; Florio *et al.*, 2008). Este cangrejo procede de las costas atlánticas occidentales de Nueva Escocia y Argentina, donde es especie objetivo de pesquerías. Se registró por primera vez en el Mediterráneo, concretamente en el Mar Adriático norte en 1949 (Giordani Soika, 1951). Su vector más probable de transmisión es a través de las aguas de lastre (Galil, 2008, 2011; Nehring, 2011). Exceptuando el Mar Egeo, la mayoría de las citas en el Mediterráneo hacen referencia a capturas

ocasionales, con pocos individuos o pocas estaciones recolectadas (Nehring 2011; Castejón y Guerao, 2013). A pesar de ser considerado una de las 100 especies invasoras más dañinas del Mediterráneo (Streftaris y Zenetos 2006), tras 50 años en la zona, a excepción de los sectores orientales de la cuenca, los estudios realizados recientemente indican que existe un gran vacío de información y de momento no es posible afirmar su carácter invasor en la mayoría de las áreas del Mediterráneo (Mancinelli *et al.*, 2013).

En la costa mediterránea de la península Ibérica se detectaron algunos individuos adultos en el Delta del Ebro el año 2013 (Castejón y Guerao, 2013) y al año siguiente los pescadores capturaron varios ejemplares en la Albufera de Valencia (<http://www.levante-emv.com>). En el año 2015 se ha confirmado su presencia en la desembocadura del río Segura (<http://lospie-senlatierra.laverdad.es>). Sin embargo, la primera cita del litoral español se llevó a cabo en la laguna del Mar Menor, ya que en el año 2004 fue capturado un individuo y se observaron otro par de ejemplares en la zona de las Encañizadas. Un ejemplar de gran tamaño permanece en el Instituto Español de Oceanografía desde esa fecha (Franco y Mas, *com pers*). El verano de 2015 han llegado a capturarse una veintena de individuos. Al no haber encontrado ningún individuo en los años intermedios, es muy probable que se trate de entradas sucesivas en la laguna.

Para confirmar su establecimiento en el litoral mediterráneo español y concretamente en la laguna del Mar Menor, es necesario realizar más estudios y confirmar la existencia individuos reproductivos y juveniles durante varios años, asegurando su adaptación a los cambios ambientales de la laguna. De momento debe considerarse como poco frecuente, aunque la información reciente apunta a un incremento en el número de individuos en el Mar Menor, lo que parece indicar la posibilidad de que esta especie se haya establecido en la laguna.

6.4. Principales conclusiones y retos futuros

En el año 2008 ya se habían registrado más de 600 especies alóctonas de metazoos marinos en el Mar Mediterráneo, la mayoría especies termófilas procedentes del Indo-Pacífico o el Índico, las cuales habían entrado en el Mediterráneo a través del Canal de Suez. Y muchas de ellas comenzaron a llegar a la costa murciana durante la década de los 80's. Como consecuencia de estas entradas no se ha descrito ninguna extinción de especies autóctonas, pero si se han registrado disminución de la abundancia e incluso desapariciones locales de especies autóctonas coincidiendo con la proliferación de especies alóctonas. Son muchos los factores antrópicos de estrés, contaminación, eutrofización, destrucción y fragmentación de hábitat, sobreexplotación pesquera, cambio climático, que están implicados en la disminución de la riqueza y diversidad del ecosistema litoral mediterráneo. (Marqués *et al.*, 1993; Cognetti y Maltagliati, 2000).

Es evidente que la ampliación artificial del canal del Estacio ha favorecido la entrada de numerosas especies en la laguna. Sin embargo, la dispersión en la laguna de la mayoría de ellas puede achacarse a cambios en la salinidad, incremento en los niveles de nutrientes y en general cambios en las condiciones ambientales de la laguna. Estos cambios ambientales han reducido las barreras que servían de escudo protector para la entrada y asentamiento de muchas especies.

Algunos de los mecanismos más comunes para la transferencia de especies entre zonas costeras próximas son los organismos incrustantes o biofouling que forman parte de los cascos de las em-

barcaciones y la conexión entre masas de agua a través de canales artificiales (Ruiz *et al.*, 1997). El trabajo de González-Carrión (2015) ha demostrado que los puertos deportivos de la laguna son una de las postas de especies que llegan en los cascos de las embarcaciones de recreo.

El establecimiento de las especies podría ocurrir después de años incluso décadas de dispersión y tras producirse diferentes intentos de colonización a la región receptora. Su éxito a menudo requiere muchas inoculaciones, y dependerá en parte del número y la condición fisiológica de los individuos, además de las condiciones locales en el momento de la llegada (Roughgarden, 1986).

A pesar de los impactos evidentes como consecuencia de algunas invasiones, los efectos de la mayoría de las especies alóctonas siguen siendo desconocidos. Las consecuencias de una invasión a menudo no son fáciles de predecir (Ruiz *et al.*, 1997). Se han documentado impactos ecológicos de especies no indígenas en los hábitats estuarinos en todo el mundo (McIsaac, 1996; Lambert *et al.*, 1992; Cloern, 1996). Aunque la competencia entre las especies alóctonas y autóctonas no se ha demostrado en la mayoría de los casos por falta de estudios, como ocurre en la laguna del Mar Menor. Los efectos mejor valorados son aquellos en los que las alóctonas se han convertido en especies dominantes de la comunidad receptora y pueden sustituir o desplazar total o parcialmente a otros organismos bentónicos, competir por los recursos, o alterar cadena alimentaria (Alpine y Cloern, 1992; Kimmerer *et al.*, 1994; Ribera un Bouderesque, 1995).

Existe escasez de información y conocimiento y es necesario potenciar la investigación y desarrollar programas de seguimiento a largo plazo. En el año 2010 la Comisión Europea incluyó dentro de los criterios y normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas (2010/477/UE), una serie de indicadores relativos a especies alóctonas para su aplicación en el marco de las Estrategias Marinas (Alemany *et al.*, 2012). Medidas como la abundancia de las especies alóctonas, estudios de la vías de propagación y dispersión, factores ambientales de control de las especies, impacto ambiental generado por las invasiones y análisis de riesgo, modelos predictivos, son algunas de las líneas básicas de investigación que deberían ser llevadas a cabo, para poder realizar diagnósticos eficientes y aplicar medidas correctoras de gestión y control de las poblaciones. Es evidente que una de las principales líneas de actuación es a través de las vías de dispersión, sin embargo, en muchos casos no se conoce dicha vía hasta que las poblaciones ya se han establecido, por lo que programas de alerta temprana son imprescindibles.

6.5. Bibliografía

Abelló, P. 2010. Consideracions sobre la fauna de decàpodes marins. In: Giralt i Radigales J, Història Natural dels Països Catalans, Suplement Fauna i Flora. Enciclopèdia Catalana, Barcelona, Spain, 231–2349.

Alemany, F.; Deudero, S.; Vázquez, M.; Moranta, J.; Sales, M.; Ruiz, J.M.; Blanco, E. 2012. Estrategia marina Demarcación Marina Levantino Balear. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental descriptor 2: especies alóctonas evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente.

Alpine, A.E.; Cloern, J.E. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology and Oceanography*, 37, 946–955.

Astorga, D.; Ruiz, J.; Prieto, L. 2012. Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomae) affecting its pelagic population success. *Hydrobiology*, 690, 141–155.

Arias, A.; Richter, A.; Anadón, N.; Glasby, C.J. 2013. Revealing polychaetes invasion patterns: Identification, reproduction and potential risks of the Korean

ragworm, *Perinereis lineata* (Treadwell), in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131: 117–128.

Arias, A.; Giangrande, A.; Gambi, M.C.; Anadón, N. 2013. Biology and new records of the invasive species (Annelida: Sabellidae) in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 14(1): 162–171.

Barash, A.; Danin Z. 1973. The Indo-Pacific species of mollusca in the Mediterranean and notes on a collection from the Suez canal. *Israel Journal of Zoology*, 21(3-4): 301–374.

- Baraza, F.; Martínez, M.; Guirao, J.; Rodríguez, A.; Pérez, I.; de Entrambasaguas, L.; Giménez-Casaldueiro, F.; Cartagena, P.; López, A.** 2003. Programa de gestión integrada del litoral del Mar Menor y su zona de influencia (CAMP Mar Menor): Estudio de viabilidad. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. CARM. Y PAP, MAP-UNEP
- Barnes, R.S.K. (ed.)**. 1994. The brackish-water fauna of northwestern Europe. Cambridge University Press. 287 pp
- Basset, A.; Pinna, M.; Sabetta, L.; Barbone, E.; Galuppo, N.** 2008. Hierarchical scaling of biodiversity in lagoon ecosystems. *Transitional Waters Bulletin* 3:75-86
- Bazairi, H.; Sghaier, Y.R.; Benamer, I.; Langar, H.; Pergent, G.; Verlaque, M.; Soussi, J.B.; Zenetos, A.** 2013. Alien marine species of Libya: First inventory and new records in El-Kouf National Park (Cyrenaica) and the neighbouring areas. *Med. Mar. Sci.* 14: 451-462.
- Bebbington A.** 1970. Aplysiid species from Malta with notes on the Mediterranean Aplysiomorpha (Gastropoda, Ben Mustapha, K.; Zarrouk, S.; Souissi, A.; El Abed, A. (2003). Diversité des Démonspoges Tunisiennes. *Bulletin Institut national des Sciences et Technologies de la mer de Salammô*. 30, 55-78.
- Ben Mustapha, K.; Zarrouk, S.; Souissi, A.; El Abed, A.** 2003. Diversité des Démonspoges Tunisiennes. *Bulletin Institut national des Sciences et Technologies de la mer de Salammô*. 30, 55-78.
- Beqiraj, S.; Kashta, L.** 2010. The establishment of blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Lagoon of Patok, Albania (south-east Adriatic Sea). *Aquatic Invasions* 5(2): 219-221,
- Butigieg, J.** 1927. La despoblación del Mar Menor y sus causas. *Bol. de Pesca*. Dirección Gral. de Pesca del Ministerio de Marina. *Inst. Esp. de Oceanog.*, 133: 251-286.
- Capaccioni Azzati, R.; García Carrascosa, M.; Rodríguez Babio, C.** 1987. Anélidos Poliquetos del Mar Menor (S.E. España): inventario faunístico y caracterización ecológica y bionómica. *Cah. Bio. Mar.* 28: 403-428.
- Capper, A.; Tibbetts, I.R.; O'Neil, J.M.; Shaw, G.R.** 2005. The fate of *Lynghya* majuscule toxins in three potential consumers. *Journal of Chemical Ecology* 31:1595-1606.
- Carlton, J.T.** 1979. Introduced invertebrates of san francisco bay. In: Conomos, T. (Ed.), *San Francisco Bay: The Urbanized Estuary*. Pacific Division, AAAS, San Francisco, pp. 427-444.
- Castejón, D.; Guerao, G.** 2013. A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BioInvasions Records* 2: 141-143.
- Cloern, J.E.** 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California.
- Çinar, M.E.** 2005. Polychaetes from the coast of northern Cyprus (eastern Mediterranean Sea), with two new records for the Mediterranean Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 46, 143-159.
- Çinar, M.E.** 2009. Alien polychaete species (Annelida: Polychaeta) on the southern coast of Turkey (Levantine Sea, eastern Mediterranean), with 13 new records for the Mediterranean Sea. *Journal of Natural History*, 43: 2283-2328.
- Cognetti, G.; Maltagliati, F.** 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin* 40(1), 7-14.
- Colautti, R.I.; Hugh, J.; MacIsaac, H.J.** 2005. A neutral terminology to define 'invasive' species *Diversity and Distributions*, 10: 135-141
- Cohen, A.N.; Weinstein, A.; Carlton, J.T.; Emmett, M.A.; Lau, W.** 2001. Investigations into the Introduction of Non-indigenous Marine Organisms via the Cross-Continental Trade in Marine Baitworms, p 29. A report for the US Fish and Wildlife Service. San Francisco Bay Program.
- Crocetta, F.; Renda, W.; Colamonaco, G.** 2009. New distributional and ecological data of some marine alien molluscs along the southern Italian coasts. *Marine Biodiversity Records*, 2: e23.
- Del-Pilar-Ruso, Y.; San Martín, G.; Giménez-Casaldueiro, F.; López, E.; de la-Ossa-Carretero, J.A.; Ramos Esplá, A.A.; Sánchez-Lizaso, J.L.** 2013. Interesting Polychaeta species in Alicante bay (W Mediterranean): Syllidae and Sabellidae (poster). International polychaete conference. Sydney 2013
- Díaz del Río, V.** 1990. Estudio ecológico del Mar Menor. *Geología*. Report project nº 1005. Instituto Español de Oceanografía.
- Enzenross, L.; Enzenross, R.** 2001. Untersuchungen über das Vorkommen mariner Mollusken in tunesischen Gewässern. *Schriften für malakozoologie*, 17: 45-62.
- EUROGEL** 2004. European gelatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economic effects. Annual report no 2 to European community, Section 3, 38 pp.
- Evans, J.; Barbara, J.; Schembri, P.J.** 2015. Updated review of marine alien species and other 'newcomers' recorded from the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 16, 225-244.
- Fasulo, G.; Perna, E.; Toscano, F.** 1984. Prima segnalazione di *Bursatella leachii* savygiانا Audouin, 1826 per il Golfo di Napoli. *Bollettino Malacologico*, 20 (5-8): 161-163.
- Fischer-Piette, E.** 1955. Répartition le long des côtes septentrionales de l'Espagne des principales espèces peuplant les roches intercotidales. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, 61 (1277): 38 p.
- Florio, M.; Breber, P.; Scirocco, T.; Specchiulli, A.; Cilenti, L.; Lumare, L.** 2008. Exotic species in Lesina and Varano lakes new guest in lesina and varao lakes: Gargano National Park (Italy). *Transitional Waters Bulletin* 2: 69-79.
- Fofonoff, P.W.; Ruiz, G.M.; Steves, B.; Carlton, J.T.** 2014. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System (NEMESIS).
- Fornós, J.J.; Forteza, V.; Martínez Taberner, A.** 1997. «Modern polychaete reefs in Western Mediterranean lagoons: *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) in the Albufera de Menorca, Balearic Islands». *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 128(1-4): 175-186.
- Fuentes, V.; Straehler-Pohl, I.; Atienza, D.; Franco, I.; Tilves, U.; Gentile, M.; Acevedo, M.; Olariaga, M.; Gili, J.M.** 2011. Life cycle of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Scyphozoa: Rhizostomae) and its distribution, seasonality and inter-annual variability along the Catalan coast and the Mar Menor (Spain, NW Mediterranean). *Marine Biology* 158: 2247-2266.
- Galil, B.S.** 2000. A Sea Under Siege - Alien Species in the Mediterranean. *Biological Invasions* 2: 177-186.
- Galil, B.S.** 2008. Alien species in the Mediterranean sea - signals of change. *Aliens Newsletter* 27, 10-15.
- Galil, B.S.** 2011. The alien crustaceans in the Mediterranean Sea: an historical review. In: Galil, B.S., Clark, P.F., Carlton, J.T. (Eds.), *In the Wrong Place e Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 377e401.
- García Carrascosa, A.M.** 1979. Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor. poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. Primer simposio de Bentos, San Sebastian, 9-11 Abril, 1979.
- Gascón, S.** 2003. Estructura i dinàmica del sistema bentònic en llacunes costa-

neres dels aiguamolls de l'Empordà. Tesis Doctoral. Universitat de Girona. 184 pp.

Giangrande, A.; Cosentino, A.; Lo Presti, C.; Licciano, M. 2012. Sabelliidae (Annelida) from the Faro coastal lake (Messina, Ionian Sea), with the first record of the invasive species *Branchiomma bairdi* along the Italian coast. *Mediterranean Marine Science*, 13 (2), 283-293.

Giménez-Casaldueiro, F. 2006. Gestión de la franja costera: un enfoque integrado. In: de Murcia, A., de la Ciencia y del Agua, M. (Eds.), *Contrastes Naturales en la región bioclimática del mediterráneo*. Museo de la Ciencia y del Agua, Murcia, pp. 261-272.

Giordani Soika, A. 1951. Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell'alto Adriatico. *Natura* 42,18e20.

Gofas, S.; Zenetos, A. 2003. Exotic mollusks in the Mediterranean: current status and perspectives. In: Gibson RN and Atkinson RJA (eds) *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 41: 237-277

Gonzalez Carrión, F. 2015. Fouling en cascos de embarcaciones deportivas en el Mar Menor y Santa Pola. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias Universidad de Alicante.

Goud, J.; Mifsud, C. 2009. *Fulvia fragilis* (Forskål in Niebuhr, 1775) (Bivalvia: Cardidae), an alien species new to the Maltese malacofauna. *Aquatic Invasions* (2009) 4(2): 389-391

<http://www.levante-emv.com/valencia/2014/10/28/nuevas-capturas-confirman-invasion-cangrejo/1180343.html>.

<http://lospiesenlatierra.laverdad.es/noticias/3282-el-cangrejo-azul-americano-llega-al-segura>.

Hyashi, I. 2001. Recent progress in polychaete ecology 32. Useful and harmful functions to human activities (2). *Aquabiology* 23: 617- 621

Hutchings, P. 1992. Ballast water introductions of exotic marine organism into australia: Current status and management options. *Marine Pollution Bulletin* 25, 196-199.

Ibañez, M. 1978. Características biogeográficas del litoral de la costa vasca. *Lurralde Inv. Esp. San Sebastián*, 1: 121-127.

Ibáñez-Yuste, A.J.; Garrido-Díaz, A.; Espinosa Torre, F.; Terrón-Sigler, A. 2012. Primera cita del molusco exótico *Bursatella leachii* de Blainville, 1817 (Mollusca: Opisthobranchia) en el litoral mediterráneo andaluz. *Asociación Hombre y Territorio*.

Jivoff, P.; Hines, A.H.; Quackenbush, L.S. 2007. Reproduction biology and embryonic development. In: Kennedy, V.S., Cronin, L.E. (Eds.), *The Blue Crab: Callinectes Sapidus*. Maryland Sea Grant College, College Park, Maryland, pp. 255-298.

Katsanevakis, S. 2006. Population ecology of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake Stelios Katsanevakis. *Endang Species Res* 1, 51-59.

Knight-Jones, P.; Knight-Jones, W. and Ergen, Z. 1991. Sabelliform polychaetes, mostly from Turkey's Aegean coast. *J. Nat. Hist.*, 25: 837-858.

Kimmerer, W.J.; Gartside, E.; Orsi, I.J. 1994. Predation by an introduced clam as the likely cause of substantial declines in zooplankton in San Francisco bay. *Marine Ecology Progress Series* 113, 81-93.

Koutsoubas, D. 1992. Contribution to the study of the gastropod molluscs of the continental shelf of the North Aegean Sea. Tesis doctoral, Biology Dept., Aristotelion University of Thessaloniki, 585pp.

Lambert, W.J.; Levin, P.S.; Berman, J. 1992. Changes in the structure of a new england (USA) kelp bed: The effects of an introduced species? *Marine Ecology Progress Series* 88, 303-307.

Lillo, M. 1979. Geomorfología litoral del mar menor y del bajo segura. Ph.D. thesis, Department of Geography, University of Valencia, Valencia.

Lindner, G. 1988. *Laevicardium (Fulvia) papyraceum* (Bruguère, 1788) -von der sudturkischen Mittelmeerküste (Leg. der Familie Schmidt, Feldkirchen). *Club Conchylia Informationen*, 20(1-2): 35-37.

López-Soriano, J.; Quiñero-Salgado, S.; Tarruella, A. 2009. Presencia de poblaciones estables de un inmigrante lessepsiano, *Fulvia fragilis* (Forskål in Niebuhr, 1775), en el Delta del Ebro (Cataluña, España) SPIRA, Vol. 3 (1-2).

MacIsaac, H.J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on the inland waters of north america. *American Zoologist* 3, 287-299.

Mancinelli, G.; Vizzini, S.; Mazzola, A.; Maci, S.; Basset, A. 2013c. Cross-validation of d15N and FishBase estimates of fish trophic position in a Mediterranean lagoon: the importance of the isotopic baseline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135, 77e85.

Marambio, M.; Franco, I.; Purcell, J.E.; Canepa, A.; Guerrero, E.; Fuentes, V. 2013. Aggregations of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in a hypersaline environment, the Mar Menor

lagoon (NW Mediterranean). *Aquatic invasion* 8: 243-248.

Marco-Herrero, E.; Abelló, P.; Drake, P.; García-Raso, J.E.; González-Gordillo, J.I.; Guerao, G.; Palero, F.; Cuesta, J.A. 2015. Annotated checklist of brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) of the Iberian Peninsula (SW Europe) *Scientia Marina* 79(2), 243-256.

Marques, J.C.; Rodrigues, L.B.; Nogueira, A. J.A. 1993. Intertidal macrobenthic communities structure in the mondego estuary (western Portugal): reference situation. *Vie et Milieu* 43, 177-187.

Martínez Hernandez, F.J. 2014. Respuesta del poliqueto *Branchiomma bairdi* a la salinidad. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias Universidad de Alicante. pp 34.

Moreteau, J.C.; Vicente, N. 1982. Evolution d'une population de *Pinna nobilis* L. *Malacologia* 22: 341-345.

Millikin, M.R.; Williams, A.B. 1984. Synopsis of biological data on blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun. FAO Fisheries Synopsis 38.

Moazzo, P.G. 1939. Mollusques testaces marins du Canal de Suez. *Memoirs de l'Institut d'Egypte*, Cairo 38: 1-283.

Navarro, F. 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes Inst. Esp. Oceanog. ser. II*, 16: 63 pp.

Nehring, S. 2011. Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* in European and adjacent waters. In: Galil, B.S., Clark, P.F., Carlton, J.T. (Eds.), *In the Wrong Place e Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. Springer, Netherlands, pp. 607e624.

O'Donoghue, C.H.; White, K.M. 1940. A collection of marine molluscs, mainly opisthobranchs, from Palestina. *Proceedings of the Malacological Society of London*, 24: 92-96.

Oliver, J.A.; Terrasa, J. 2004. Primera cita de *Bursatella leachii* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opisthobranchia) a Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 47: 37-42.

Marambio, M.; Franco, I.; Purcell, J.E.; Canepa, A.; Guerrero, E.; Fuentes, V. 2013. Aggregations of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in a hypersaline environment, the Mar Menor lagoon (NW Mediterranean). *Aquatic Invasions* 8(2): 243-248.

Mendoza, R.; Ramírez-Martínez, C.; Aguilera, C. y Meave del Castillo, M.E. 2014. Principales vías de introducción de las especies exóticas, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión

Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 43-73.

Marques, J.C.; Rodrigues, L.B.; Nogueira, A.J.A. 1993. Intertidal macrobenthic communities structure in the Mondego estuary (western Portugal): reference situation. *Vie Milieu* 43, 177-187.

Molnar, J.L.; Gamboa, R.L.; Revenga, C.; Spalding, M.D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 485-492.

Nicolaidou, A.; Alongi, G.; Aydogan, O.; Catra, M.; Cavas, L.; Cevik, C.; Dosi, A.; Circosta, V.; Giakoumi, S.; Gimenez-Casualduero, F.; Filiz, H.; Izquierdo-Muñoz, A.; Kalogirou, S.; Konstantidinidis, E.; Kousteni, V.; Kout, J.; Legaki, A.; Megalofonou, P.; Ovalis, P.; Paolillo, G.; Paschos, I.; Perdikaris, C.; Poursanidis, D.; Ramos-Esplá, A.A.; Reizopoulou, S.; Sperone, E.; Taskin, E.; Tripepi, S.; Vazquez-Luis, M.T. 2012. New Mediterranean Biodiversity Records (June 2012). *Mediterranean Marine Science*, 13, 162-174.

Paige, J.A. 1988. Biology, metamorphosis and postlarval development of *Bursatella leachii* plei Rang (Gastropoda: Opisthobranchia). *Bulletin of Marine Science* 42:65-75.

Palazzi, S.; Boccolini, M. 1980. Ritrovamento nel Golfo di Taranto di *Bursatella leachi* de Blainville, 1817 (Gastropoda Aplysiomorpha). *Thalassia Salentina*, 10, 133-134.

Passamonti, M. 1996. Nuova segnalazione per le coste Tunisine di *Papyridea papyracea* (Gmelin, 1791) (Bivalvia: Cardidae). *Bollettino Malacologico*, 32(5-8): 153-156.

Pérez-Ruzafa, A.; Marcos, C.; Pérez-Ruzafa, I.M. y Ros, J.D. 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del mar menor (murcia, se de España). *Anales de Biología* 12: 53-65.

Pérez-Ruzafa, A. 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del mar menor. Ph.D. thesis, Department of Biology, University of Murcia, Murcia.

Pérez-Ruzafa, A.; Hegazi, M.I.; Pérez-Ruzafa, I.M.; Marcos, C. 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research* 65, 291-314.

Piani, P. 1980. Ritrovamento nelle acque della Sicilia orientale di *Bursatella leachii* savignyana (Audouin, 1826)

(Opisthobranchia: Aplysiomorpha). *Bollettino Malacologico*, 16(1-2): 5-8.

Por, F.D. 1978. Lessepsian migration: the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. *Ecological studies*. Springer-Verlag.

Prieto, L.; Astorga, D.; Navarro, G.; Ruiz, J. 2010. Environmental control of phase transition and polyp survival of a massive-outbreaker jellyfish. *PLoS ONE* 5 (11), 1-10.

Rabaoui, L.; Tlig-Zouari, S.; Katsanevakis, S.; Belgacem, W.; Ben Hassine, O.K. 2011. Difference in absolute and relative growth between two shells forms of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) along the Tunisian coastline. *Journal of Sea Research* 66, 95-103.

Ribera, M.A.; Bouderesque, C.F. 1995. Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. In Round, F.E. and Chapman D.J.(eds) *Progress in Phycological Research* 11:187-268.

Rioja, E. 1924. La Mercierella enigmatica Fauvel, Ficopomatus enigmaticus Página 5 de 3 serpulido de agua salobre, en España. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 24: 160-169.

Román, S.; Pérez-Ruzafa, Á.; López, E. 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchioma bohollense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. *Cahiers de Biologie Marine* 50 (3), 241-250.

Roughgarden, J. 1986. Predicting invasions and rates of spread. In: Mooney, H.A., Drake, J.A. (Eds.), *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York, pp. 179-190.

Rudman, W.B. undated. *Bursatella leachii* de Blainville, 1817. In: Sea Slug Forum. Australian Museum, Sydney.

Ruiz, G.M.; Carlton, J.T.; Grosholz, E.D.; Hines, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist* 37, 621-632.

Saito, H.; Kawai, K.; Umino, T.; Imabayashi, H. 2014. Fishing bait worm supplies in Japan in relation to their physiological traits *Memoirs of Museum Victoria* 71: 279-287.

Streftaris N.; Zenetos A.; Papatheanassiou E. 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 43: 419-453.

Streftaris, N.; Zenetos, A. 2006. Alien marine species in the Mediterranean e the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7, 87e117.

Swennen, C. 1961. On a collection of Opisthobranchia from Turkey. *Zoologische Mededelingen*, 38: 41-75.

Templado, J.; Calvo, M. 2002. Flora y fauna de la reserva marina de Islas Columbretes. *MAGRAMA*. 263 pp.

Tovar-Hernández, M.A.; Salazar-Vallejo, S.I. 2006. Sabellids (Polychaeta: Sabellidae) from the Grand Caribbean. *Zoological Studies*, 45(1): 24-66.

Tovar-Hernández, M.A.; Méndez, N.; Villalobos-Guerrero, T.F. 2009. Fouling polychaete worms from the Southern Gulf of California: Sabellidae and Serpulidae. *Systematics and Biodiversity* 7: 319-336.

Vardala-Theodorou, G.E. 1999. The occurrence of the Indo-Pacific molluscan species *Fulvia fragilis* (Forsskål, 1775) and *Bulla ampulla* L., 1758 in Elefsis Bay. *Newsletter of the Hellenic Zoological Society*, February, Fasc. 31: 10-11.

Vergara-Chen, C.; Gonzalez-Wangüemert, M.; Marcos, C.; Pérez-Ruzafa, A. 2010. Genetic diversity and connectivity remain high in *Holothuria polii* (delle Chiaje 1823) across a coastal lagoon-open sea environmental gradient. *Genetics* 138, 895-906.

Viaroli, P.; Laserre, P.; Camprotrini, P. 2007. Lagoons and coastal wetlands. *Hydrobiologia* 577, 1-3.

Weitzmann, B.; Garcia, M.; Ballesteros, E. 2007. Notes breus (fauna): primera cita de la lebre de mar *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) a la costa mediterrània peninsular. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 75: 153-154.

Zambrano, L.; Macías-García, C. 2000. Impact of introduced fish for aquaculture in Mexican freshwater systems, en C.R. Leach (ed.), *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, biology, and impacts*. Boca Raton, FL, Lewis Publishers, pp. 113-124.

Zavodnik, D.; Hrs-Brenko, M.; Legac, M. 1991. Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée. *GIS Posidonie Publ.*, Ch. Synopsis on the fan shell *Pinna nobilis* L. in the eastern Adriatic sea, pp. 169-178.

Zenetos, A.; Gofas, S.; Russo, G.; Templado, J. 2004. CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 3. Molluscs. In: Briand F (ed), 376 pp. Monaco.

Capítulo 7. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas

Chapter 7. Waterbirds of Mar Menor: Response to Environmental Change at Different Scales

Pablo Farinós, Francisco Robledano y M.^a Francisca Carreño
Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Espinardo (Murcia).
Correo de contacto: frobleda@um.es

- 7.1. Aves acuáticas y humedales mediterráneos
 - 7.1.1. Los humedales
 - 7.1.2. Las aves acuáticas
 - 7.1.3. Caso de estudio: la laguna costera del Mar Menor
- 7.2. Estudios ornitológicos en la laguna costera del Mar Menor (SE, España)
 - 7.2.1. Determinantes de los cambios en la invernada de las aves acuáticas en una laguna costera Mediterránea afectada por la eutrofización
 - 7.2.2. Estructura y distribución de la comunidad de aves acuáticas en la laguna costera del Mar Menor (SE España) y su relación con gradientes ambientales
 - 7.2.3. Lagunas como hábitat de aves acuáticas: respuesta de la comunidad al impacto humano y la gestión a lo largo de escalas espaciales y temporales
 - 7.2.4. Compromiso entre conservación de la biodiversidad y la eliminación de nutrientes en humedales de cuencas áridas con agricultura intensiva: el caso del Mar Menor
 - 7.2.5. Efectos antrópicos sobre el paisaje y hábitat y su influencia sobre la comunidad litoral de las aves acuáticas en el Mar Menor
 - 7.2.6. Efectos de los cambios de cobertura y del paisaje en la cuenca del mar menor y la influencia sobre la comunidad de las aves acuáticas de la laguna
 - 7.2.7. Patrones de alimentación e interacción con la pesca tradicional del cormorán grande a lo largo de un gradiente Mediterráneo continental-marino
- 7.3. Principales conclusiones y retos futuros
- 7.4. Agradecimientos
- 7.5. Bibliografía

Resumen

Los humedales son enclaves esenciales para el desarrollo humano por los múltiples servicios ecosistémicos que ofrecen. Ecosistemas de elevada biodiversidad, albergan muchas especies de alto valor ecológico y conservacionista. No obstante, son de los ecosistemas más amenazados del planeta, y en el caso de los humedales litorales, principalmente debido a su fragilidad natural por representar sistemas receptores y de transición, y por el histórico aprovechamiento humano de sus recursos.

Respondiendo a diferentes objetivos específicos, este capítulo presenta diversos estudios sobre la respuesta y papel bioindicador de las aves acuáticas frente a ciertos procesos funcionales y gradientes estructurales característicos la laguna costera del Mar Menor y sus ecosistemas terrestres asociados (en especial los derivados de la intensificación agrícola y el desarrollo urbano), en distintas escalas espaciales y temporales. Se analizan conjuntos de datos registrados mediante diferentes metodologías de muestreo, según la escala de estudio y los objetivos preestablecidos. Se estudia, tanto la respuesta global de la comunidad, como el papel indicador de ciertas especies o gremios “focales” respecto a los factores y gradientes seleccionados.

Entre los principales resultados, se puede destacar cómo la comunidad de aves acuáticas generalmente se ve banalizada cuando cambian las condiciones tróficas del sistema, disminuyendo el valor de conservación global. Este proceso se observa a diferentes escalas espaciales y ocurre secuencialmente a través de fases identificables con características ambientales bien definidas. La respuesta de las especies a procesos locales (como la eutrofización) está mediada por preferencias más generales en cuanto a la estructura del paisaje inmediato, tolerancia al hombre, estrategias de alimentación y requerimientos tróficos. Se destaca el importante papel de los paisajes naturales de orilla y la primera franja de agua somera para la riqueza, diversidad y abundancia de aves acuáticas.

Estos estudios amplían el conocimiento sobre los efectos de ciertos factores antrópicos y características del paisaje sobre la biodiversidad lagunar, contribuyendo a desarrollar modelos de evaluación y gestión más eficientes. Por tanto, parece necesario estandarizar los programas de seguimiento biológico (como los de aves acuáticas) y acoplarlos con esquemas de gestión del territorio a distintas escalas. Este enfoque debe traducirse en el desarrollo de planes de gestión integral que permitan armonizar los objetivos de conservación de la biodiversidad (p.e. Directivas de Aves y Hábitats) con los de mantenimiento de la calidad de las aguas (Directivas Marco del Agua y Directiva Marco de Estrategia Marina).

Abstract

Wetlands are essential areas for human development due to the multiple ecosystem services they provide, and as ecosystems with a high degree of biodiversity they are home to many species of high ecological and conservation value. However, they are also among the most threatened ecosystems on the planet, and in the case of coastal wetlands this is mainly due to their natural fragility as receptors and transitional systems, as well as to the human exploitation of their resources down the ages.

With various specific objectives in mind, this chapter presents a number of studies on the response and bio-marker role of waterbirds to certain functional processes and structural gradients characteristic of the Mar Menor coastal lagoon and its associated terrestrial ecosystems (especially those derived from agricultural intensification and urban development), on different spatial and temporal scales. Datasets recorded through different sampling methodologies are analyzed according to the scale of the study and its predefined objectives. Studies cover both the overall response of the community and the indicator role of focal species or guilds with regard to the chosen factors and gradients.

One of the most significant results of these studies shows how the community of waterbirds is usually trivialized when the trophic conditions of the system change, reducing its global conservation value. This process is observed on different spatial scales and occurs sequentially through identifiable phases with well-defined environmental characteristics. The response of species to local processes (such as eutrophication) is mediated by more general preferences regarding the immediate landscape structure, tolerance to man, feeding strategies and trophic requirements. These findings highlight the important role played by natural shoreline habitats and the first band of shallow water in ensuring the richness, diversity and abundance of waterbirds.

The studies have extended our knowledge of the effects of certain human factors and landscape features on the biodiversity of the lagoon, helping to develop more efficient assessment and management models. Thus, there appears to be a need to standardize and couple biological monitoring programs (e.g. that of waterbirds) with land management schemes on different scales. This approach should result in the development of integrated management plans that will make it possible to harmonize the aims of biodiversity conservation (e.g. Birds and Habitats Directives) with those of water quality achievement (Water Framework Directive and Marine Strategy Framework Directive).

7.1. Aves acuáticas y humedales mediterráneos

7.1.1. Los humedales

La creciente valoración, protección y conservación de los humedales y sus componentes (biodiversidad, procesos biogeoquímicos, etc.), reflejada en el desarrollo de marcos de actuación y normativas tales como el Convenio RAMSAR (Ramsar Convention Secretariat, 2013) o la Directiva Marco del Agua (DMA, European Commission, 2000), reconoce el papel de los humedales como suministradores de múltiples servicios ecosistémicos (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, representan sistemas de elevado valor biológico, atrayendo a numerosos organismos de distribución geográfica o ecológica restringida (Gopal *et al.*, 2000). Son enclaves de elevada producción biológica, de importancia crítica en áreas con elevada variabilidad ambiental, como los paisajes mediterráneos, en donde se mantienen activos durante las épocas desfavorables.

A pesar de los múltiples valores ecológicos y de otros servicios de regulación y abastecimiento, los humedales siguen siendo un tipo de paisaje infravalorado frente a otros ecosistemas (Nassauer, 2004), lo que aumenta su fragilidad potencial y la necesidad de promover su conservación. En el caso de lagunas costeras como el Mar Menor, el carácter de hábitats de transición o ecotonos entre grandes sistemas ecológicos (medio terrestre y marino) los sitúa entre los tipos de ecosistemas más amenazados del planeta (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

En la actualidad, la protección y conservación de humedales se orienta tanto a defender sus valores frente a los factores de presión como a promover su uso racional, por ejemplo como espacios de seguimiento e investigación. Bajo esta perspectiva parece fundamental armonizar los objetivos de los diferentes marcos legales de protección internacional de los humedales, integrando el seguimiento de organismos como las aves acuáticas en la evaluación de su estado ecológico (en el contexto de la DMA), dado que son el taxón prioritario para la conservación en otras normativas internacionales como la Directiva Aves 2009/147/CE o el Convenio Ramsar (Uttley, 2010).

7.1.2. Las aves acuáticas

Las aves acuáticas son una de las taxocenosis de mayor interés para la conservación a nivel global (Directiva Aves 2009/147/CE), siendo utilizadas como criterio principal para designar Humedales de Importancia Internacional (Ramsar Convention Secretariat, 2013). En los humedales, ocupan un amplio abanico de nichos ecológicos e intervienen en multitud de procesos, pudiendo ser determinantes de la diversidad de otros organismos, y prestando diversos servicios ecosistémicos con repercusiones positivas para el hombre (Green y Elmberg, 2014). El papel bioindicador de las aves acuáticas ha sido ampliamente discutido (Green y Figuerola, 2003; Gregory *et al.*, 2005) resultando útiles como señal de alerta frente a cambios en el medio, aunque con limitaciones debido a su elevada movilidad, o a la incongruencia con otros indicadores biológicos (Amat y Green, 2010).

A este potencial bioindicador, hay que añadir que son una de las taxocenosis que más tiempo llevan siendo estudiadas en su distribución y ecología (Peakall y Boyd, 1987), lo que supone

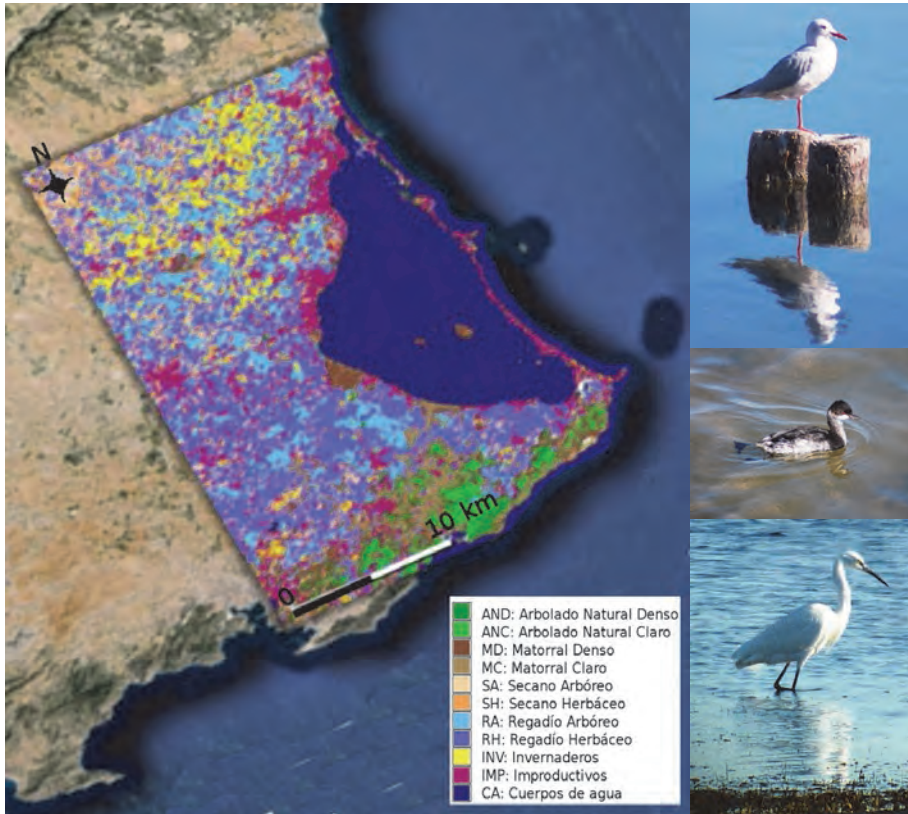


Figura 7.1. Imagen de satélite de la laguna del Mar Menor mostrando los usos del suelo predominantes en su cuenca vertiente (M.F. Carreño) con algunas especies de aves acuáticas características (P. Farinós).

una ventaja por la enorme cantidad de conocimiento y datos disponibles. Constituyen además un grupo faunístico que tiene, por lo general, una percepción positiva por parte de la sociedad (Kushlan, 1993), lo que puede facilitar el desarrollo de actitudes de concienciación y sensibilización hacia ellas y sus hábitats.

7.1.3. Caso de estudio: la laguna costera del Mar Menor

A lo largo del presente capítulo se van a presentar un conjunto de trabajos realizados en la línea del estudio de los gradientes espaciales y temporales que confluyen en la laguna del Mar Menor y cómo afectan a la distribución, composición, estructura y preferencias ecológicas de la comunidad de aves acuáticas. Estos gradientes quedan definidos tanto por las características naturales de la cubeta (grado de confinamiento, biocenosis dominante, salinidad, etc.) como por su interacción con un componente antrópico que se manifiesta en tres ejes principales: factores de influencia agrícola, minera y urbana. Todos estos aspectos son determinantes de las condiciones cambiantes, y en muchos casos extremas, del medio. Así mismo, determinan una

elevada variedad de efectos y respuestas en distintos compartimentos y escalas (espaciales y temporales).

En Farinós (2014) se puede encontrar una extensa recopilación de los principales estudios científicos realizados en diferentes áreas y compartimentos del sistema lagunar durante las dos últimas décadas principalmente. Este conjunto de publicaciones ha supuesto un marco de referencia idóneo para el planteamiento de los estudios sobre aves acuáticas que se detallan a continuación.

7.2. Estudios ornitológicos en la laguna costera del Mar Menor (SE, España)

7.2.1. Determinantes de los cambios en la invernada de las aves acuáticas en una laguna costera Mediterránea afectada por la eutrofización

Las lagunas costeras del sur del Mediterráneo están entre los sistemas más vulnerables frente a las actividades humanas (agricultura, turismo, urbanismo, etc.) que ocasionan procesos de eutrofización (Caddy y Bakun, 1995). Robledano *et al.*, (2011) analizaron la relación de las aves acuáticas con variables ambientales asociadas a dicho proceso (entrada de nutrientes, producción de peces, proliferaciones de medusas), evaluadas a escala local en la laguna costera del Mar Menor. Estudios anteriores habían mostrado una relación general positiva de las aves acuáticas con el enriquecimiento en nutrientes (Hernández y Robledano, 1997; Martínez *et al.*, 2005). Bajo el objetivo general de desarrollar herramientas de apoyo a la gestión de las lagunas costeras mediterráneas, en este trabajo se discute el valor potencial de las aves como indicadores de eutrofización, valorando su utilidad como sistemas de alerta temprana de estados de alteración trófica.

Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (GLM) para relacionar la biomasa de las cinco especies de aves acuáticas más abundantes y representativas, somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), serreta mediana (*Mergus serrator*), cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) y focha común (*Fulica atra*), con estas variables. Esto se realizará considerando la posible influencia de factores externos que afecten a sus poblaciones a una escala biogeográfica más amplia (integrando un índice que reflejaba el estatus poblacional de cada especie a escala de Mediterráneo occidental).

En cuanto a los resultados, lo primero que hay que destacar es que la evolución del sistema puede describirse a través de fases de cambio ambiental más o menos definidas (Tabla 7.1). A lo largo de estas fases, ha habido un aumento progresivo de la carga de nitrógeno entrante a la laguna, acompañado en las últimas fases por la aparición de proliferaciones de medusas, en especial de *Cotylorhiza tuberculata*. Paralelamente y de forma global, las capturas de peces han disminuido, aunque se aprecia una cierta recuperación al final del período de estudio.

Con respecto a la respuesta a estos cambios de las especies de aves estudiadas, decir, en primer lugar, que la población de cormorán grande parece gobernada principalmente por factores externos (dinámica poblacional a escala europea). La serreta mediana se mostró relativamente insensible al enriquecimiento de nutrientes, aunque disminuyó a largo plazo. Los *Podiceps* y la focha respondieron positivamente a la entrada de nitrógeno, que aparecía como variable significativamente predictora de su biomasa si se le aplicaba un retraso de 2 años (Philippart *et al.*, 2007), mientras que por sí sola mostró un poder explicativo bajo, excepto para la focha común.

	Fase 1 1972-79	Fase 2 1980-87	Fase 3 1988-1995	Fase 4 1995-(97)-¿?	Fase 5 ¿?-(1999)- 2005
Nitrógeno	Comienzo y estabilización de los inputs de nutrientes	Descarga regular de nutrientes	Incremento moderado en los input de nutrientes	Incremento agudo en los input de nutrientes	Elevada descarga de nutrientes (fluctuante)
Pesca	Alto rendimiento pesquero, con un declive al final del periodo (¿sobrepesca?)	Muy pocos datos sobre el rendimiento pesquero (probablemente fluctuante y en niveles intermedios)	Rendimiento pesquero fluctuante (niveles intermedios)	Declive agudo del rendimiento pesquero	Rendimiento pesquero estable o fluctuante a nivel bajo
Medusas	Ausente	Ausente	Ausente	Población incipiente	Incremento dramático y valores extremos
Aves acuáticas	Dominancia de <i>Mergus serrator</i> Baja diversidad de piscívoros	Dominancia de <i>Phalacrocorax carbo</i> y <i>Mergus serrator</i>	Incremento de <i>Podicipedidae</i> (contribución relativa máxima). Máxima diversidad de piscívoros	Declive de <i>Podicipedidae</i> Dominancia de <i>Phalacrocorax</i>	Incremento de herbívoros (<i>Fulica atra</i>) Recuperación parcial de <i>Podicipedidae</i>

Tabla 7.1. Características de las principales fases identificadas por la respuesta de las aves acuáticas a las variables ambientales estudiadas.

En la Figura 7.1. se representan gráficamente los diferentes actores implicados en el estudio realizado. Los podicipédidos podrían ser identificados como especies indicadoras de “alerta temprana” de eutrofización, y la focha común como indicadora de etapas más avanzadas. El aumento de piscívoros mientras las capturas de pescado disminuyeron podría reflejar un

cambio en la composición o estructura de la comunidad de peces que favoreciera sus preferencias alimenticias. El papel interactivo de las medusas, amortiguando temporalmente la carga de nutrientes, también puede estar relacionado con estos cambios, y al mismo tiempo, media en la respuesta de las aves al enriquecimiento en nutrientes con un efecto negativo (relacionado con un papel de amortiguador natural del proceso de eutrofización). Estas respuestas directas detectadas sustentan la implementación de programas de vigilancia basados en las aves, y el uso de modelos *causa-efecto* (p.e. nutrientes-aves) como herramientas óptimas para la gestión.

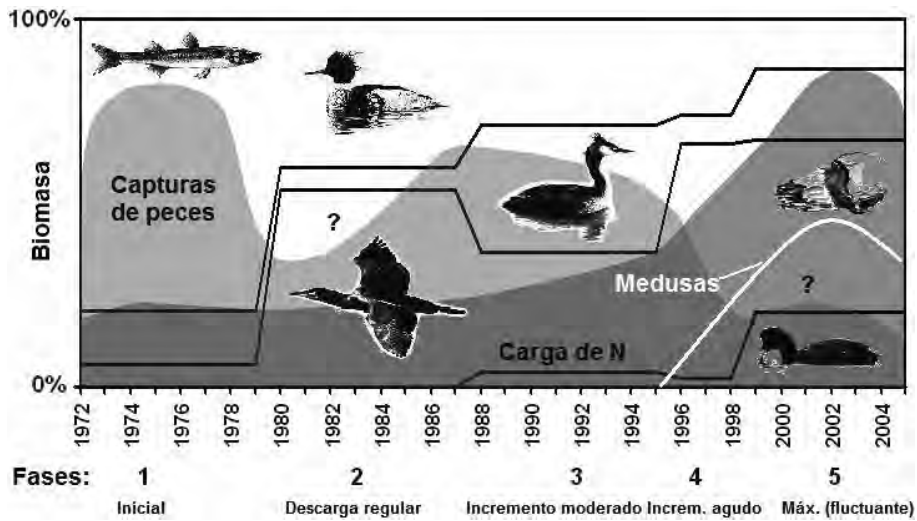


Figura 7.2. Representación gráfica de las principales fases identificadas por la respuesta de las aves acuáticas a las variables ambientales expresada en porcentaje de biomasa durante más de tres décadas.

7.2.2. Estructura y distribución de la comunidad de aves acuáticas en la laguna costera del Mar Menor (SE España) y su relación con gradientes ambientales

Previamente, en el Mar Menor se venía adoptando el enfoque de analizar el efecto temporal de factores externos a la laguna (p.e. *inputs* de nutrientes) sobre la comunidad de aves acuáticas. En este trabajo se plantea estudiar la respuesta diferenciada desde una perspectiva espacial de la comunidad de aves acuáticas a determinados factores internos (Farinós y Robledano, 2010).

Desde octubre de 2006 a marzo de 2008 se censó la comunidad de aves acuáticas de la laguna con el fin de analizar la variación temporal y espacial de su abundancia, y su relación con gradientes ambientales internos. Se excluyó la fracción de la comunidad ligada al hábitat de ribera. Las aves acuáticas se censaron en diferentes estaciones de muestreo estandarizadas (Pérez Ruzafa *et al.*, 2005) que reflejaban diferentes condiciones en relación con el grado de confinamiento y la productividad del sistema. Se estudiaron tres grupos de variables ambientales: descriptores de las ca-

racterísticas fisicoquímicas del agua, variables climáticas y las distancias a determinados elementos “refugio” o “perturbadores”. Mediante diferentes técnicas de clasificación y ordenación multivariante se redujo la información ambiental y se identificaron especies indicadoras, así como su asociación con los vectores ambientales resultantes de la reducción de la información ambiental.

Se observó cómo los gradientes opuestos de diversidad y abundancia de aves se relacionaban con un gradiente marino-continental, aunque matizados por determinados aspectos o factores internos (p.e. presencia humana). Durante el invierno, la mitad sur de la laguna presenta la mayor abundancia y diversidad, con predominio de somormujos, gaviotas y cormoranes. Las zonas del norte muestran picos de abundancia y diversidad en verano, con predominio de gaviotas y charranes (Tabla 7.2), aunque en general, hay una pérdida de diversidad y abundancia del invierno al verano.

Con respecto a los resultados de la ordenación de especies, el análisis SIMPER muestra como, a nivel de especie, existe un uso diferente de la laguna en relación a la latitud, estando la mitad norte caracterizada por la presencia de Gaviota reidora (*Larus ridibundus*) y la mitad sur por el somormujo lavanco y el cormorán grande. Se configuró una nueva zonificación de la laguna basada en las aves al comprobar que la comunidad no se distribuía de forma coherente con la zonificación establecida previamente. En cuanto a la ordenación ambiental, el Análisis Canónico de Correspondencias (CCA) muestra un primer eje en el que las especies se distribuyen de acuerdo a su estrategia de alimentación y tolerancia a actividades humanas (Figura 7.3).

Se puede concluir la existencia de un gradiente de diversidad dependiente de la influencia marina y las descargas de nutrientes (factores externos) y un gradiente de abundancia más dependiente del grado de perturbación humana y de su variación espaciotemporal a lo largo del año (factores internos). Aunque ciertas especies o gremios se asocian con zonas específicas (gaviotas y charranes con sectores del norte, piscívoros buceadores con sectores del sur, etc.), sus preferencias no pueden interpretarse únicamente en relación a características o procesos funcionales de la laguna, debiendo considerar también determinados elementos físicos y factores directos de influencia antrópica.

7.2.3. Lagunas como hábitat de aves acuáticas: respuesta de la comunidad al impacto humano y la gestión a lo largo de escalas espaciales y temporales

La falta de gestión y manejo de los humedales costeros a diferentes escalas espaciales provoca una pérdida de valores y servicios (Paracuellos *et al.*, 2002), y en general, un deterioro secuencial identificable a través de fases de cambio ambiental. Este hecho es aún más manifiesto en humedales sometidos a la explotación humana, como por ejemplo, la extracción de sal, que por otro lado es un uso tradicional compatible con el mantenimiento de la biodiversidad (Crisman *et al.*, 2009).

Se presentan dos estudios llevados a cabo en el complejo palustre del Mar Menor, para mostrar las diferentes escalas espaciales y fases temporales en las que cambia la comunidad de aves acuáticas, utilizando diferentes índices como señales de cambio ambiental con una influencia directa en la conservación de la biodiversidad (Farinós *et al.*, 2013). Las zonas de estudio re-

	Invierno (media entre 2006/07 y 2007/08)					Verano (2007)				
	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5
Somormujo lavanco <i>Podiceps cristatus</i> (POCR)	3,13	5,92	7,50	2,35	8,25	0,00	1,60	0,00	0,40	0,00
Zampullín cuellinegro <i>Podiceps nigricollis</i> (PONI)	21,58	32,75	29,25	30,08	32,67	0,00	1,00	0,60	0,00	0,00
Cormorán grande <i>Phalacrocorax carbo</i> (PHCA)	4,05	5,25	3,83	17,27	31,00	0,00	0,00	1,00	0,20	0,00
Gaviota patiamarilla <i>Larus michahellis</i> (LACA)	14,78	19,58	7,67	11,19	15,58	8,40	9,80	10,4	2,80	6,80
Gaviota reidora <i>Larus ridibundus</i> (LARI)	0,83	0,33	0,00	2,58	0,67	0,60	0,00	0,20	0,00	0,20
Gaviota picofina <i>Larus genei</i> (LAGE)	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gaviota de Audouin <i>Larus audouinii</i> (LAAU)	0,00	0,08	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
Charrán patinegro <i>Sterna sandvicensis</i> (STSA)	0,10	0,00	0,08	0,00	0,00	0,60	0,20	0,00	0,80	0,00
Charrán común <i>Sterna hirundo</i> (STHI)	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	2,40	0,40	0,60	0,20	0,20
Serreta mediana <i>Mergus serrator</i> (MESE)	0,00	0,00	0,17	0,83	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Garceta común <i>Egretta garzetta</i> (EGGA)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,60	0,00	1,20
Abundancia total	44,65	64,00	48,50	64,31	88,75	12	13,2	13,4	4,60	8,40

Tabla 7.2. Resultados de los censos agrupados según la zonificación inicial (Pérez Ruzafa *et al.*, 2005). Se muestran los valores de abundancia media estacional para cada especie.

presentan los extremos de un gradiente de tamaño: una pequeña charca restaurada (Charca del Coterillo) y la franja litoral de la laguna costera del Mar Menor (cubeta principal). Ambos sistemas comparten las características de ser aguas hipersalinas poco profundas con una fuerte dependencia de influencias externas.

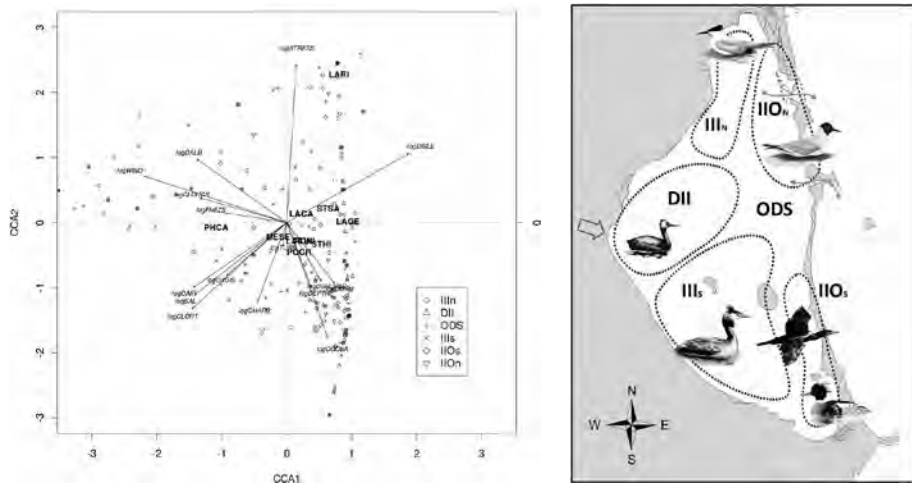


Figura 7.3. IZQUIERDA: Resultado gráfico del CCA, mostrando las especies, las variables ambientales (vectores) y etiquetando los casos según la nueva zonificación. DERECHA: Proyección espacial de la nueva zonificación basada en el grado de confinamiento y la influencia terrestre. Se muestra la especie numéricamente más representativa de cada zona.

En la charca del Coterillo, se realizaron censos de aves acuáticas invernantes (mensuales) y nidificantes (anuales) entre 1999 y 2010. En el litoral de la laguna del Mar Menor, se censaron 15 unidades de muestreo entre 2006 y 2010, cubriendo dos periodos estivales y tres periodos de invernada. Las variaciones en la comunidad de aves acuáticas se describieron a través de índices biológicos e índices relativos al estado de conservación. Se realizaron análisis de ordenación y de valor indicador (IndVal) para identificar especies indicadoras de unidades espaciales (áreas) y/o temporales (fases) con coherencia ecológica y ambiental.

A lo largo del período de estudio y tomando como referencia el estado ecológico descrito por Velasco *et al.* (1995), la charca evolucionó hacia un estado de colmatación y sedimentación, degradándose las condiciones fisicoquímicas del agua, aunque con una leve recuperación hacia el final del período. Esto se tradujo en una pérdida de riqueza, diversidad y valor de conservación de la comunidad de aves acuáticas, perdiéndose taxones prácticamente enteros (*Vanellus*, *Charadrius*, *Calidris*, *Sterna*), y en general, disminuyendo las especies especialistas (ardeidas y limícolas) y siendo sustituidas por generalistas (patos y gaviotas) (Tabla 7.3).

En cuanto a los sectores de ribera del Mar Menor, los diferentes índices estudiados (abundancia, riqueza, diversidad, valor de conservación) cambian significativamente con la distancia a la orilla (obedeciendo a las diferentes estrategias de alimentación y morfotipos de las especies), así como con la estación (gradientes decrecientes de invierno a verano). También se aprecian diferencias entre zonas (estaciones de muestreo), siendo, a priori, las mejor conservadas (naturales) y las que se ubican en zonas de transición con gradientes acusados (sobre todo, las que se sitúan en puntos de comunicación con el Mediterráneo), las que muestran mayores valores en los índices. No obstante, parece que las estrategias de alimentación y la tolerancia a la perturbación humana (Burton, 2007) condicionan en gran medida la presencia de cada especie.

	95/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10
Especies indicadoras en invierno		<i>Proseus</i>		<i>S. caspia</i>		<i>Larus ridibundus</i>				<i>L. michaellis</i>		
Especies indicadoras en verano		<i>P. squarrotola</i>		<i>T. erythropus</i>		<i>Larus ridibundus</i>		<i>L. melanocephalus</i>				
Especies con abundancia 100 % en invierno	<i>E. alba</i> <i>H. ostralegus</i> <i>C. dubius</i> <i>V. vanellus</i> <i>C. alba</i>			<i>A. crecca</i> <i>C. ferruginea</i> <i>P. pugnax</i> <i>N. arquata</i> <i>L. audouinii</i> <i>S. caspia</i> <i>G. nilotica</i>			<i>G. gallinago</i>			<i>G. chloropus</i>		
Especies con abundancia 100 % en verano			<i>B. ibis</i> <i>C. ciconia</i>				<i>L. audouinii</i> <i>L. fuscus</i>			<i>A. platyrhynchos</i> <i>G. chloropus</i>		
Gremio con mayor contribución a la abundancia en invierno	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Láridos y afines	Láridos y afines	Láridos y afines	Limícolas	Láridos y afines	Patos	Láridos y afines	Láridos y afines / Patos	
Gremio con mayor contribución a la abundancia en verano	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Láridos y afines	Láridos y afines	Láridos y afines	Láridos y afines	Limícolas	Láridos y afines	Láridos y afines	Láridos y afines
Gremio con mayor contribución a la riqueza en invierno	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Vadeadoras	Limícolas	Limícolas
Gremio con mayor contribución a la riqueza en verano	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Limícolas	Láridos y afines	Limícolas	Limícolas	Limícolas / Vadeadoras	Limícolas
PERIODO												
A: DOMINANCIA DE ESPECIALISTAS												
B: TRANSICIÓN A GENERALISTAS												
C: DOMINANCIA DE GENERALISTAS												

Tabla 7.3. Fases de cambio ambiental en la charca del Coterillo y especies indicadoras (detalles en Farinós *et al.* 2013).

Las aves acuáticas representan un indicador clave de la eficacia de la gestión, tanto a escala local como escala de complejo de humedales y en relación tanto a la biodiversidad como al funcionamiento del ecosistema. Por otro lado, nuestros resultados sugieren que, además de compensar la pérdida de hábitats naturales, la restauración de pequeñas lagunas o cubetas secundarias constituye una potente herramienta para la gestión de los impactos en la cuenca vertiente. En este sentido, para armonizar la conservación de la biota y de los servicios ecosistémicos, se propone un sistema de gestión de humedales con un enfoque multiescalar (Esteve *et al.* 2010), monitorizando el componente biológico que interese (aves, peces, etc.) e integrándolo con la caracterización ambiental. Supone desarrollar un *Sistema de Gestión Local* (pequeños humedales restaurados con función depuradora y de recuperación de hábitats autóctonos) combinado con un *Sistema de Gestión Integral* (manejo del agua y otros factores a escala de paisaje) (Figura 7.4).

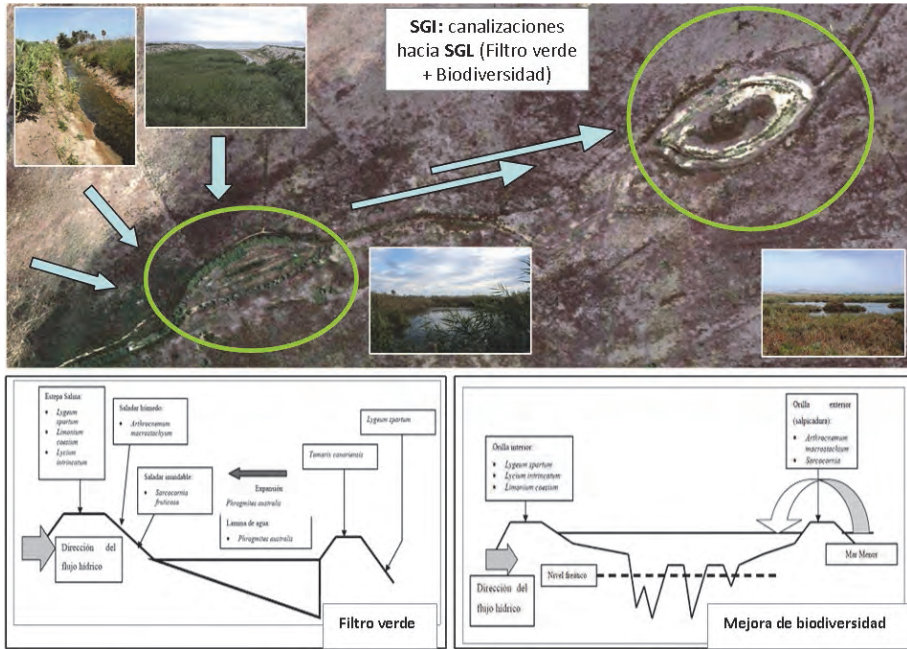


Figura 7.4. Representación esquemática y ejemplo de proyección especial del Sistema de Gestión Local (sistema de charcas dobles: Filtro Verde + Mejora de biodiversidad) combinado con un Sistema de Gestión Integral (manejo de usos y factores a de escala paisaje, p.e., conexión de canalizaciones de agua con SGL).

7.2.4. Compromiso entre conservación de la biodiversidad y la eliminación de nutrientes en humedales de cuencas áridas con agricultura intensiva: el caso del Mar Menor

Cuando se evalúan simultáneamente determinados servicios ecosistémicos en el área del Mar Menor (retirada de nutrientes y conservación de la biodiversidad), el uso de humedales como sistemas naturales de depuración resulta ser la medida con mejor relación coste/efectividad, entre las diferentes opciones para reducir la entrada de nutrientes. No obstante, ese doble papel esconde un compromiso entre la función depuradora y la de soporte de biodiversidad, pudiendo sacrificarse esta última en aras del mantenimiento de la calidad del agua en niveles aceptables. En la laguna del Mar Menor, el análisis de la serie de datos de seguimiento de aves más larga de la que se dispone para un humedal en la Región de Murcia (32 censos entre 1972 y 2013), en relación las variables ambientales utilizadas en otros estudios previos (Martínez *et al.* 2005; Robledano *et al.*, 2011) actualizadas hasta el último año, muestra como el desempeño de la función de asimilación interna de nutrientes en la masa de agua tiene profundos efectos sobre su biodiversidad (Martínez-Fernández *et al.*, 2014). Las variables ambientales utilizadas en este trabajo fueron nuevamente la entrada anual de nitrógeno, las poblaciones estivales de medusas (como modificadoras de los efectos tróficos de dicha entrada), y las capturas de las especies de pesca (*Engraulis sp.*, *Atherina sp.*) que constituyen las principales

presas potenciales de las aves con este tipo de dieta (Figura 7.5). La variable respuesta fue la biomasa de las cinco especies principales de aves acuáticas, utilizando modelos lineales generalizados (GLMs) para modelizar dicha respuesta, bien individualmente, bien a nivel agregado (taxonómico o funcional). Se observa como el incremento de nutrientes y su incorporación a las cadenas tróficas se asocia con una sucesión en la comunidad de aves lagunares, con fases reconocibles sobre la base de su composición y estructura (diversidad y dominancia). Existe una fase inicial de diversificación de la comunidad (coherente con la respuesta esperable a fenómenos de enriquecimiento en medios oligotróficos), hasta alcanzar un máximo, pero a largo plazo se produce una simplificación y banalización de la comunidad de aves (Figuras 7.5 y 7.6).

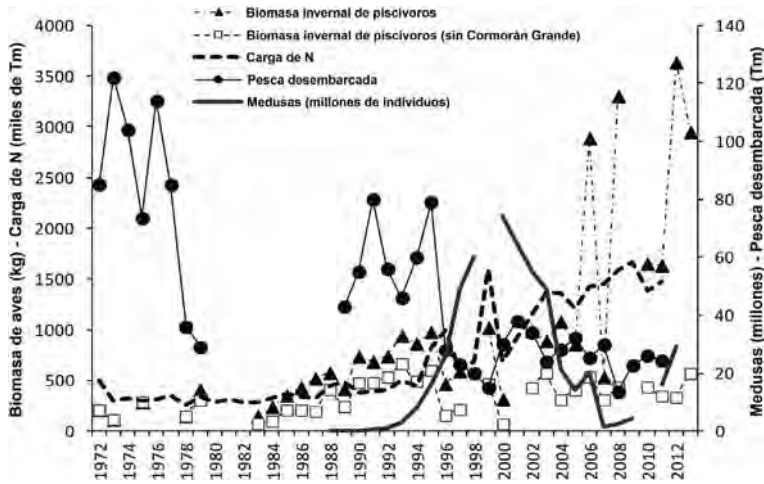


Figura 7.5. Cambios en las variables ambientales utilizadas en los modelos de regresión, y de dos de las variables indicadoras de uno de los principales componentes de la comunidad ornitológica modelizada (biomasa invernacional de aves piscívoras).

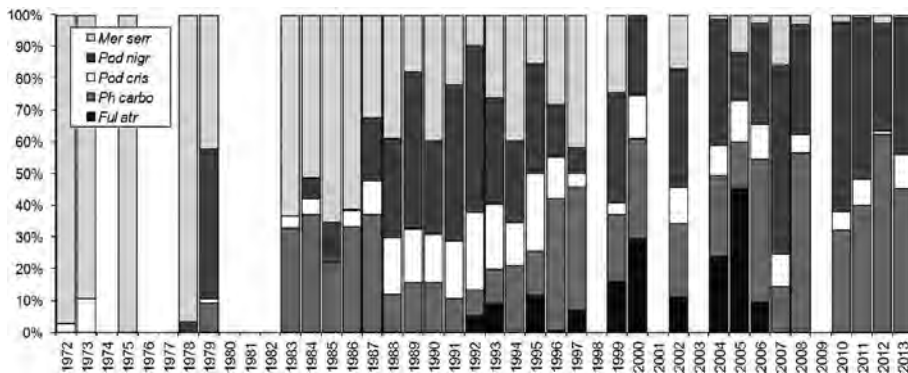


Figura 7.6. Variación de la contribución de las cinco especies estudiadas a la abundancia acumulada de aves acuáticas en la laguna del Mar Menor (censos de enero).

En las últimas fases son evidentes las tendencias negativas, hasta desaparecer en algún caso, tanto de las especies que han protagonizado las etapas intermedias (por ejemplo la focha común), como otras genuinas del ambiente hipersalino y oligotrófico original (caso de la serreta mediana). Otras especies como el cormorán grande y el zampullín cuellinegro muestran tendencias demográficas favorables y acaban dominando la comunidad, interpretándose esto en parte como una respuesta a la eutrofización local (y el consecuente aumento de la productividad de sus principales presas). Estos estudios correlativos no permiten en cualquier caso confirmar dichas relaciones causales. Detrás de los incrementos de estas aves podrían estar también dinámicas que operan a escalas administrativas o biogeográficas más amplias. Por otra parte, la relación de las aves piscívoras con la ictiofauna podría estar sesgada por el uso de un subconjunto restringido de las estadísticas pesqueras como indicador. En años recientes ha existido una recuperación de especies como la dorada *Sparus aurata* (García *et al.*, 2001; Centro Regional de Estadística de Murcia, 2013), que podría ser aprovechada por el Cormorán Grande.

Como en los estudios precedentes, las aves acuáticas proporcionan alguna indicación útil para monitorizar los cambios en el estado trófico del Mar Menor y la respuesta de su biodiversidad. De acuerdo con este papel indicador, el retorno a una comunidad más diversa de aves acuáticas, indicaría cierta recuperación de la calidad ambiental de la laguna, aunque todavía estaría lejos de la comunidad original de aguas oligotróficas e hipersalinas. Las especies que contribuyen a esa diversificación intermedia deberían ser objeto de atención, como indicadores de alerta temprana de los procesos de eutrofización de origen agrícola o urbano. El tipo de respuesta observado manifiesta claramente la necesidad de gestionar a nivel de cuenca los usos que alimentan la entrada de nutrientes, y la necesidad de segregar espacialmente las funciones y servicios ecosistémicos del complejo palustre y en el marco de dicha gestión territorial.

7.2.5. Efectos antrópicos sobre el paisaje y hábitat y su influencia sobre la comunidad litoral de las aves acuáticas en el Mar Menor

En los humedales costeros con presencia y actividades humanas, los múltiples factores de presión provocan alteraciones tanto a nivel de paisaje (Cardoni *et al.*, 2011) como de procesos en la cuenca hidrográfica (Martínez-López *et al.*, 2014). Cambios estructurales (p.e. cobertura y estructura de la vegetación) provocan respuestas inmediatas de la biota a escala de hábitat, mientras que cambios funcionales (p.e. irrigación) provocan respuestas a escala de paisaje. Parece entonces que un análisis combinado de respuestas biológicas en ambas escalas podría ser una herramienta muy útil en la gestión y conservación de los humedales, sus procesos y comunidades (Fuller, 2012). Sobre esta base, se plantea analizar de manera conjunta la respuesta de las aves acuáticas tanto a gradientes externos (en diferentes escalas espaciales) como a gradientes internos (previamente detectada) de la laguna del Mar Menor.

Se utilizaron censos mensuales en 15 estaciones representativas de la heterogeneidad lagunar que abarcaban desde 2006 hasta 2011. Se analizaron variables ambientales relativas a distancias a elementos refugio/perturbadores para las aves, así como la superficie de diferentes usos del suelo en dos escalas espaciales. Mediante modelos lineales generalizados se analizó la relación entre esas variables y diferentes parámetros biológicos (índices y especies indicadoras).

Entre los resultados podemos destacar cómo se confirma el empobrecimiento de la comunidad del invierno al verano, así como una cierta homogeneización espacial. Por otro lado, la distancia a la orilla (reflejada en la variable “Band”) es un factor clave en la organización de la comunidad, condicionando las respuestas de las especies a los elementos y estructura del paisaje (Tabla 7.4). De hecho, la primera franja de agua ofrece una gran variedad de recursos y nichos de alimentación, donde convergen diferentes estrategias y morfotipos, que se traduce en una elevada diversidad.

Es de destacar como la riqueza y uso de las aves acuáticas muestran una relación positiva con la presencia de hábitats naturales en orilla o cuerpos de agua en tierra (como lugares alternativos de alimentación), e incluso una relación negativa con usos de regadío a una escala de paisaje (posibles efectos funcionales) (Tabla 7.4). Ciertas especies como el somormujo lavanco, la gaviota picofina o la garceta común responden positivamente a los hábitat naturales. Por otro lado, la focha, confirma su papel de indicadora de eutrofización avanzada, al mostrar una respuesta cuadrática positiva al paisaje de regadío.

De estos resultados derivan directrices claras con aplicación directa a la conservación y gestión integral del espacio y su biota. Es prioritario mantener la conectividad ecológica en el entorno lagunar, recuperando y manteniendo los hábitats naturales y potenciando sinergias positivas entre ecosistemas terrestres y lagunares. Por otro lado, dada la importancia de la primera franja de agua por la diversidad de recursos y especies que mantiene, sería recomendable reducir las actividades y perturbación humana en ella, especialmente junto a dichos hábitats naturales.

7.2.6. Efectos de los cambios de cobertura y del paisaje en la cuenca del mar menor y la influencia sobre la comunidad de las aves acuáticas de la laguna

Los cambios en los usos del suelo se incluyen entre los principales factores implicados en el cambio global (Vitousek, 1994). La acción antrópica se ha intensificado en las últimas décadas especialmente en los usos agrícolas y urbanos (Poudevigne *et al.*, 1997). Por ello cuantificar y valorar los cambios y sus tendencias es de gran interés, especialmente en zonas agrícolas mediterráneas con una intensa dinámica de variación en los usos y aprovechamientos del territorio, marcada por el abandono de los secanos y el incremento de los regadíos, así como por el aumento de las tierras destinadas al uso urbano, en especial en las zonas costeras como la ribera del Mar Menor. Las comunidades de aves y en especial las de aves acuáticas son una de las taxocenosis de mayor interés para la conservación a escala internacional, y han sido utilizadas en numerosos estudios como bioindicadores de la calidad de los espacios naturales (Green y Figuerola, 2003; Gregory *et al.*, 2005). Por ello se espera que respondan a cambios en las condiciones del medio, debido a la confluencia de estrés y presión, además de ser uno de los grupos más estudiados y con registros más amplios (Farinós, 2014).

De esta manera cabe preguntarse si existen relaciones entre las variaciones de las comunidades de aves acuáticas y los cambios en los usos y manchado de la cuenca del Mar Menor. ¿Muestran una respuesta frente a los cambios de usos y de paisaje en dicha cuenca de drenaje? ¿La respuesta es la misma independientemente de la escala? ¿Se pueden utilizar los censos históricos para caracterizar las relaciones entre la comunidad de aves acuáticas y las variables del paisaje de la cuenca?

MODELO	Devianza explicada	Observaciones para las clases de los factores
Invierno		
Uso Total de Aves ~ Banda + Año	20.41 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(-)Año2 (-)Año3 (-)Año4
Riqueza ~ Banda + Año + Nds_b100 - Nds_b100 ² - lcw_b100	39.92 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2 (+)Año3 (+)Año4
Diversidad de Shannon ~ Banda + Año	9.16 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2 (+)Año3 (+)Año4
Uso de <i>Podiceps cristatus</i> ~ Banda + Año + Nds_r1000 - Dmmi+ Dmmi2	57.42 %	(+)B2 (+)B3 (+)B4
		(-)Año2 (+)Año3 (+)Año4
Uso de <i>Larus genei</i> ~ Banda + Año + Ndw_r1000 + Ncs_b100 - Ncs_b1002	81.8 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(-)Año2 (-)Año3 (+)Año4
Uso de <i>Sterna sandvicensis</i> ~ Banda + Año - Dcan	44.39 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2 (+)Año3 (-)Año4
Verano		
Uso total de aves ~ Banda + Año + Dcsal + Wbs_r1000 - Wbs_r1000 ²	51.25 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2
Uso de <i>Fulica atra</i> ~ Banda - Año + Nds_r1000 - lcs_r1000 + lcs_r10002	44.16 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2
Uso de <i>Sterna albifrons</i> ~ Banda + Año - Dcwet + Dmmi + Ncs_b100	89.53 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(-)Año2
Uso de <i>Larus michaellis</i> ~ Banda + Año + Ncs_b100	36.98 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(+)Año2
Uso de <i>Egretta garzetta</i> ~ Banda + Año + Nds_b100 + Ncs_r1000	57.76 %	(-)B2 (-)B3 (-)B4
		(-)Año2

Tabla 7.4. Modelos de regresión múltiple de los índices y especies indicadoras (separados en comunidad invernante y estival).

En este apartado se han estudiado las relaciones entre la comunidad de aves invernantes del Mar Menor y las variables superficie y número de manchas de los usos y coberturas. Los usos y coberturas se han extraído de los mapas de la cuenca del Mar Menor (Carreño, 2015) considerando los siguientes tipos natural (NAT y mNAT), secanos (SEC, mSEC), regadíos (REG, mREG), improproductivos (IMP, mIMP), cuerpos de aguas (CA, mCA) y salinas (SAL, mSAL a dos escalas: i) C - Banda de 100 m alrededor de la laguna que caracterizaría la estructura del hábitat inmediato e ii) M - Banda de 1000 m alrededor de la laguna que representaría al nivel de percepción de paisaje que va a determinar una primera decisión de selección del hábitat, en los vuelos paralelos a la costa de las aves acuáticas.

Los datos de la comunidad de aves acuáticas del Mar Menor proceden de los censos de invernantes realizados por ANSE (Asociación de Naturalistas del Sureste) y miembros del departamento de Ecología e Hidrología. Se han seleccionado los censos de los años 1988, 1997, 2000 y 2010 para calcular los índices de abundancia (AB) y riqueza (R) por gremios y la diversidad de Shannon-Wiener (H) del total de la comunidad de aves considerada.

El estudio se ha realizado a nivel de cuatro gremios que incluyen 20 especies: limícolas (LIM), vadeadoras (V), anátidas nadadoras (AN) y buceadoras (B). Los láridos no se han considerado por la falta de datos para el total de los años estudiados. También se han considerado cinco especies que por su abundancia y su estrategia de alimentación están estrechamente relacionada con la laguna (Robledano *et al.* 2011): Somormujo Lavanco, Zampullín Cuellinegro, Serreta Mediana, Cormorán y Focha Común. Se han aplicado modelos de regresión lineal entre a la abundancia y riqueza por gremio y especie, así como a la diversidad de la comunidad de aves acuáticas, frente a las variables de superficie y número de manchas por uso. Los principales resultados del análisis se muestran en la Tabla 7.5.

Banda	Variables	NAT	mNAT	SEC	mSEC	mREG	IMP	mIMP	CA	mCA	mSAL
100 m	H							(+) ^{0,97*}			
	AB. Lim	(+) ^{0,89*}	(+) ^{0,97**}								(+) ^{0,92*}
	AB. AN	(+) ^{0,95**}									(+) ^{0,88*}
	AB. V			(+) ^{0,845^{ns}}	(+) ^{0,91*}						
	AB. Pcris				(+) ^{0,91*}		(+) ^{0,99*}				
	AB. Mser				(+) ^{0,91*}				(+) ^{0,86*}	(+) ^{0,90*}	
	R. Lim		(+) ^{0,85^{ns}}								(+) ^{0,92*}
R. AN			(+) ^{0,96*}	(+) ^{0,85^{ns}}							
1 km	H							(+) ^{0,94*}			
	AB. V			(+) ^{0,94*}	(+) ^{0,93*}						
	AB. Mser			(+) ^{0,96*}	(+) ^{0,99**}						
	R. V					(+) ^{0,89*}					
	R. B					(+) ^{0,89*}					

1. Relación entre las variables (+) o (-). 2. R²_{aj.} 3. pvalor: ^{ns} no significativo muy próximo a 0,05; * menos de 0,05; ** menor de 0,01

Tabla 7.5. Modelos de regresión lineal entre variables de paisaje (usos de suelo y coberturas) y ornitológicas (abundancia, R, H).

Se han detectado pocas relaciones significativas estadísticamente y de ellas algunas son contrarias a lo esperado. Por ejemplo las respuestas negativas de abundancia y riqueza de limícolas y anátidas nadadoras al uso natural y secanos, que no implican que les beneficie la reducción y fragmentación de estos usos, sino seguramente que responden positivamente a algún factor que covaría con ese proceso. Aunque en el caso del número de manchas podría interpretarse como un efecto negativo de la fragmentación de ese hábitat favorable. La abundancia de vadeadoras y serreta mediana, en cambio, responden en general positivamente al uso seco (a las dos escalas), y aunque tampoco puede establecerse una relación causal, son especies que dentro de la laguna priorizarían áreas colindantes con paisajes poco alterados (Farinos, 2014). La serreta mediana muestra además una tendencia reciente negativa bien establecida (Robledano *et al.*, 2011). La respuesta positiva de la riqueza de buceadoras y vadeadoras al número de manchas de regadío podría estar indicando una influencia indirecta vía efectos tróficos (incremento de recursos por eutrofización). Dentro de la laguna esta influencia aparece como un factor de diversificación (Farinós, 2010). Las dos únicas especies que responden a la superficie o número de manchas del uso cuerpos de agua tienen respuestas opuestas (negativa para el somormujo lavanco y positiva para la serreta mediana), que reproducen sus tendencias recientes divergentes. No hay por lo demás una interpretación clara.

En general, los cambios de uso no parecen predictores útiles de la abundancia y diversidad de aves acuáticas en la laguna, probablemente porque a la escala global a la que se han evaluado las poblaciones de aves no muestran una respuesta fácilmente interpretable a dichos cambios (que sí podría manifestarse a una escala más local). Además, la metodología de censo puede ser ineficaz para representar a ciertos grupos (especialmente las limícolas). Las transformaciones de usos en el paisaje circundante son sin duda los motores del cambio en el interior de la cubeta (Farinós, 2014), pero los procesos a través de los cuales estos efectos se transmiten a la comunidad de aves pueden ser complejos y dar lugar al tipo de relaciones encontradas.

7.2.7. Patrones de alimentación e interacción con la pesca tradicional del cormorán grande a lo largo de un gradiente Mediterráneo continental-marino

La tendencia creciente de un piscívoro estricto y especialista como el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*) en las últimas décadas en Europa (Del Moral y De Souza, 2004), obliga a considerar su probable interacción con la industria pesquera, con el fin de reconciliar la protección de los recursos pesqueros y la conservación del cormorán grande.

Durante el invierno 2008/2009 se estudió la ecología alimentaria del cormorán grande en el sureste de España, para evaluar su dependencia de diferentes fuentes de alimento disponibles en un gradiente oceánico-continental (desde cuerpos de agua dulce hasta el mar abierto), una vez confirmada su dependencia de las actividades pesqueras en el complejo palustre del Mar Menor (Farinós y Robledano, 2010). A partir del análisis de isótopos estables de C y N en plumas, se evaluó el nicho trófico de diferentes grupos invernantes así como los patrones de movilidad por el alimento, aplicando técnicas analíticas específicas (Layman *et al.*, 2007; Schmidt *et al.*, 2007).

Las señales isotópicas revelaron patrones de alta movilidad de los cormoranes, que ilustra las diferencias entre los dormideros y zonas de alimentación (especialmente bien separados). Los cormoranes que tiene sus dormideros en islas del Mediterráneo (Farallón, Isla Grosa) se mueven y explotan los cuerpos de agua dulce del interior, por tanto, su nicho trófico, se superpone con el de los cormoranes establecidos en dichos cuerpos de agua. Del mismo modo, los individuos que se concentran en las aguas de transición (laguna del Mar Menor) parecen dividir la presión predatora entre las diferentes fuentes de alimento a lo largo del gradiente marino-continental (Figura 7.7).

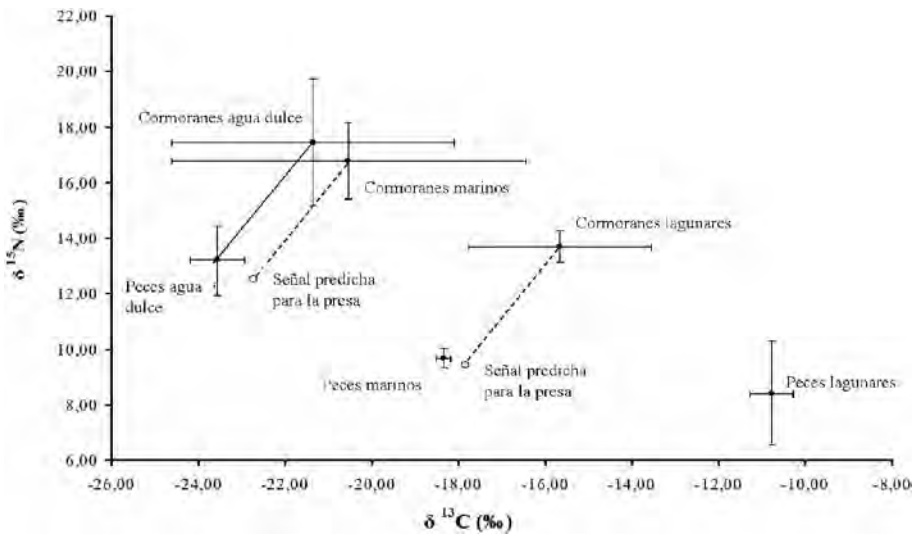


Figura 7.7. Señales isotópicas de δ¹⁵N y δ¹³C de los diferentes grupos de cormoranes y peces en las tres localidades de muestreo. Las etiquetas indican la procedencia de cada grupo: 'Lake'= embalses interiores; 'Marine'=medio marino; 'Lagoon'=laguna costera.

Estos patrones son consistentes con los resultados de Mizutani *et al.* (1990), apoyando la tendencia de grupos grandes (alrededor de 2.000 individuos) de dividirse para explotar distintas áreas de alimentación (aguas dulces, mar abierto y una mezcla entre ambos) moviéndose diariamente a lo largo de ese gradiente. De hecho, Del Moral y De Souza (2004) informan de desplazamientos de hasta 60 km diarios, aproximadamente la distancia cubierta en el gradiente estudiado.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, el Mar Menor podría estar desempeñando un papel central de asentamiento y refugio para la invernada de una metapoblación de Cormorán grande, que se iría dividiendo en grupos "satélite" que explotarían diferentes fuentes de alimento a lo largo del gradiente estudiado. Por lo tanto, la predación de *P. carbo* sobre los recursos ícticos en la laguna, podría ser menos intensa de lo esperado. Recientemente, en España, el cormorán grande ha sido desprovisto de protección legal debido a su impacto en la pesca. Con métodos no invasivos como los descritos, al menos a escala regional puede afirmarse que este cormorán no parece representar una amenaza seria para la pesca recreativa o comercial que justifique disminuir su protección.

7.3. Principales conclusiones y retos futuros

Los resultados de los diferentes estudios sintetizados en este capítulo tienen evidente aplicación a la planificación, gestión, evaluación y monitorización ambiental del Mar Menor, en un momento en que estos aspectos tienen plena vigencia.

- Resulta evidente que la gestión de los humedales se debe basar en un enfoque de planificación que contemple diferentes escalas espaciales y niveles de organización biológica y ecológica, integrando la conservación de la propia laguna, sus gradientes internos y sus comunidades biológicas, la de los hábitats litorales y el paisaje circundante, y la conectividad ecológica entre los humedales del complejo palustre y otros hábitats naturales terrestres asociados.
- Conviene adoptar un marco de gestión más amplio que la propia laguna y sus hábitats asociados. El paisaje agrario y urbano de la cuenca vertiente adquiere un protagonismo importante, no sólo como generador de impactos que terminan en la cubeta (transporte de nutrientes, contaminantes), sino también como hábitat de algunas especies de aves. Ejemplos notorios son el uso de cuerpos de agua artificiales para la alimentación, fenómeno característico en todo el Sureste de España (Sebastián-González *et al.*, 2013) o de medios agrarios para la reproducción (Arnaldos *et al.*, 2014). También merece mayor investigación el papel del medio marino inmediato como área de alimentación para las aves nidificantes en los humedales del sureste de España, reflejado en la reciente designación de ZEPA marinas.
- La interacción entre las aves acuáticas y la pesca tradicional (o más recientemente con la acuicultura en mar abierto), es otro aspecto a considerar en futuras investigaciones, para prevenir conflictos y amenazas. No es casual que las especies con dinámicas demográficas más favorables en el Mar Menor (cormorán grande y zampullín cuellinegro) sean sistemáticamente las que mayor mortalidad sufren en artes de pesca (Zamora, 2014).

7.4. Agradecimientos

Los trabajos presentados contaron con el apoyo del Proyecto DITTY (EVK3-CT-2002-0084), y con la colaboración de A. Pérez Ruzafa y el grupo de Investigación de Ecología Marina. Los censos invernales de aves acuáticas no se habrían podido obtener sin la contribución de la ciencia ciudadana, destacando su coordinación por la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE).

7.5. Bibliografía

Arnaldos, I., Fernández-Caro, A., Sallent, A., Sanchez, J. 2014. Seguimiento Canastera Común (*Glaucous pratincola*) en el Campo de Cartagena 2014. <http://www.asociacionanse.org/disponible-informe-sobre-el-seguimiento-de-la-canastera-comun-glaucous-pratincola-en-el-campo-de-cartagena-2014/20150322>

Amat, J.A. y Green, A.J. 2010. Waterbirds as Bioindicators of environmental conditions, in: Hurford, C., Scheider, M. and Cowx, I. (Eds.). Conservation Monitoring in freshwater habitats. A practical guide and case studies. Springer, The Netherlands, pp. 45-52.

Burton, N.H.K. 2007. Landscape approaches to studying the effects of

disturbance on waterbirds. *Ibis*, 149: 95-101.

Caddy J.F. y Bakun, A. 1995. Marine catchment basins and anthropogenic effects on coastal fishery ecosystems, in: FAO Marine Resources Service, Fishery Resources Division, Effects of riverine inputs on coastal ecosystems and fish-

ries resources. FAO Fisheries Technical Paper. No. 349. FAO, Rome. 1995.

Cardoni, D.A., Isacch, J.P., Fanjul, M.E., Escapa, M., Iribarne, O.O. 2011. Relationship between anthropogenic sewage discharge, marsh structure and bird assemblages in an SW Atlantic salt-marsh. *Marine Environmental Research*, 71: 122-130.

Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia

Centro Regional de Estadística de Murcia. 2013. Anuario Estadístico de la Región de Murcia. http://www.carm.es/econet/publica/catalogo_est_sintesis1.html.

Crisman, T.L., Takavakoglou, V., Alexandridis, T., Antonopoulos V., Zalidis, G. 2009. Rehabilitation of abandoned saltworks to maximize conservation, ecotourism and water treatment potential. *Global NEST Journal*, 11: 24-31.

Del Moral, J.C. y De Souza, J.A. 2004. Cormorán Grande Invernante en España. II Censo Nacional. SEO/BirdLife. Madrid.

Esteve, P., Farinós, P., Diez de Revenaga, E., Molina, J. 2010. Adecuación biológica de los humedales incluidos en la ZEPA del Mar Menor. Estudio Técnico sobre Tratamiento de Drenajes Agrícolas en el Entorno del Mar Menor. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Región de Murcia.

European Commission, 2000. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Romania.

Farinós, P. y Robledano, F. 2010. Structure and distribution of waterbird community in the Mar Menor coastal lagoon (SE, Spain) and relationships with environmental gradients. *Waterbirds*, 33(4): 479-493

Farinós, P., Robledano, F., Perona, C. and Soto, A.J. 2013. Lagoons as a waterbird habitat: response of communities to human impact and management across space and time scales. *Mwinjijia*, M. (Ed.). Lagoons: Habitats and Species, Human Impacts and Ecological Effects. Nova Science Publishers, Inc., NY. pp: 57-108.

Farinós, P. 2014. La comunidad de aves acuáticas del Mar Menor (Murcia, SE España): respuestas a procesos funcionales, gradientes estructurales e implicaciones para la gestión. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia

Fuller, R.J. (Ed.) 2012. Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes.

Cambridge University Press, Cambridge, UK.

García, J., Rouco, A., García, B. 2001. Evolución del peso económico de la acuicultura marina. Importancia económica de la acuicultura. *An. Veter. (Murcia)* 17, 41-50.

Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (Eds.) 2001. Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation, Volume 2. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands

Green, A.J. y Figuerola, J. 2003. Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales in: Paracuellos, M. (Ed.). Ecología, manejo y conservación de los humedales. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, Spain, pp. 47-60.

Green, A.J. y Elmberg, J. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89: 105-122.

Gregory, R.D., Van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 360: 269-288

Hernández, V. y Robledano, F. 1997. La comunidad de aves acuáticas del Mar Menor (Murcia, SE España): aproximación a su respuesta a las modificaciones ambientales en la laguna, in: Manrique, J., Sánchez, A., Suárez F., Yanes, M. (Eds.), *Actas XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. Instituto de Estudios Almerienses. Almería, pp. 109-121.

Kushlan, J.A. 1993. Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds*, 16: 223-251.

Martínez, J., Pardo, M. T., Carreño, F., Robledano, F., Esteve, M. A. 2003. The Mar Menor site. Synthesis report: DITTY Sites Synthesis Reports, University of Murcia (Spain).

Martínez, J., Esteve, M.A., Robledano, F., Pardo, M.T., Carreño, M.F. 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, 550: 221-235.

Martínez-López, J., Carreño, M.F., Palazón-Ferrando, J., Martínez-Fernández, J., Esteve, M.A. 2014. Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26: 193-204.

Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A., Martínez-Paz, J.M., Carreño, M.F., Martínez-López, J., Robledano, F., Farinós, P. 2014. Trade-offs between biodiversity conservation and nutrients removal in wetlands of arid intensive agricultural basins: The Mar Menor case, Spain. *Advances in ecological modelling and ecological engineering applied on lakes and Wetlands*. (Ed.) Sven Erik Jørgensen, Ni-bin Chang and Fu-Liu Xu (Elsevier). Volume 26, ISSN 0167-8892.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Mizutani, H., Fukuda, M., Kabaya, Y., Wada, E. 1990. Carbon isotope ratio of feathers reveals feeding behaviour of cormorants. *The Auk*, 107, 400-437.

Nassauer, J.I. 2004. Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function. *Wetlands*, 24 (4): 756-765

Paracuellos, M., Castro, H., Nevado, J.C., Ona, J. A., Matamala, J.J., García, L., Salas, G. 2002. Repercussions of the abandonment of Mediterranean saltpans on waterbird communities. *Waterbirds*, 25: 492-498

Pérez Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I., García Charton, J.A. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 550: 11-27

Philippart, C., Beukema, J., Cadée, G., Dekker, R., Goedhart, P., Van Iperen, J., Leopold, M., Herman, P. 2007. Impacts of Nutrient Reduction on Coastal Communities. *Ecosystems*, 10: 187-203.

Poudevigne, I., van Rooij, S., Morin, P., Didier, A. 1997. Dynamics of rural landscapes and their main driving factors: A case study in the Seine valley, Normandy, France. *Landscape and Urban Planning*, 38:93-103.

Ramsar Convention Secretariat, 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Robledano, F., Esteve, M.A., Martínez-Fernández, J., Farinós, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators*, 11, 395-406.

Sebastián-González, E. Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A. 2013. Patrones, procesos y conservación de comunidades de las aves acuáticas en humedales artificiales. *Revista Catalana d'Ornitologia* 29: 75-92

Uttley, C. 2010. The Water Framework Directive and the Habitats and Birds Di-

rectives: An Overview of the Legal and Technical Relationship, in: Hurford, C., Scheider, M. and Cowx, I. (Eds.). Conservation Monitoring in freshwater habitats. A practical guide and case studies. Springer, The Netherlands, pp. 23-30.

Velasco, J., Millán, A., Miñano, J., Martínez, B., Perán, A., Sánchez, I.,

Guerrero, C. 1995. Producción de quironómidos en una laguna experimental en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Ensayo para una propuesta de manejo y gestión para su utilización como zona de alimentación de aves limícolas. Informe preliminar. Consejería de Medio Ambiente, Región de Murcia.

Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75(7): 1862-1876.

Zamora, D. 2014. III Censo de Aves Orilladas del Mar Menor 2013/14. Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.

Capítulo 8. La acuicultura en el centro costero del Mar Menor. Perspectiva histórica

Chapter 8. Aquaculture at the Mar Menor Research Laboratory: a Historical Perspective

Alicia García Alcázar y Emilia Abellán Martínez
Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico De Murcia.
Carretera de la Azohía s/n. 30860 Puerto de Mazarrón. Murcia.
Correo de contacto: alicia.garcia@mu.ieo.es

- 8.1. Introducción a la acuicultura
- 8.2. Acuicultura en el Mar Menor
- 8.3. Bibliografía

Resumen

El Instituto Español de Oceanografía (IEO) inició sus trabajos en piscicultura marina a mediados de los años 60 del pasado siglo en el laboratorio de San Pedro del Pinatar en el Mar Menor cuando la acuicultura era todavía una actividad incipiente. Se presentan en este artículo las primeras experiencias llevadas a cabo en el Centro Costero del Mar Menor y su contribución al desarrollo de una actividad que, en las décadas siguientes, se ha convertido en una industria moderna, multidisciplinar, tecnológicamente avanzada y con un alto grado de diversificación, que responde, junto a la pesca, al reto de la creciente demanda para alimentación humana, de productos sanos, seguros y de alta calidad.

Abstract

The Spanish Institute of Oceanography (IEO) began to work in the sphere of marine fish farming in the mid-1960s in its research laboratory at San Pedro del Pinatar, on the Mar Menor lagoon, when aquaculture was still in its infancy. This chapter describes the first experiments carried out at the research centre and their contribution to the development of an activity which over the intervening decades has become a modern, multidisciplinary, technologically advanced and highly diversified industry that, together with fisheries in the wild, has risen to meet the challenge of the growing demand for healthy, safe and high quality products for human consumption.

8.1. Introducción a la acuicultura

La FAO define la acuicultura marina como el “cultivo de organismos acuáticos en áreas continentales o costeras, que implica por un lado la intervención en el proceso de crianza para mejorar la producción y por el otro la propiedad individual o empresarial del stock cultivado”. La acuicultura, es actualmente el sector de producción de alimentos de más rápido crecimiento. En 2012 la acuicultura mundial puso en el mercado 90,4 millones de toneladas de productos acuáticos frente a las 92,5 capturadas por la pesca. Considerando los 24 millones de toneladas de la pesca que no van destinados a consumo humano, la acuicultura ya provee más alimento a las personas que la pesca.

Según los datos del informe de Apromar “La acuicultura en España 2014”, en 2013 nuestro país fue el Estado miembro de la UE con un mayor volumen de producción en acuicultura, y la Región de Murcia ocupó la primera y segunda posición entre las Comunidades Autónomas productoras de lubina y dorada, con el 34% y el 22% respectivamente del total producido en España.

La piscicultura marina comienza su andadura a finales de los años 50 del siglo pasado en algunos países desarrollados –Japón, Reino Unido, Estados Unidos–, con los primeros estudios sobre la biología de especies potencialmente cultivables –principalmente peces planos– y experiencias de reproducción y cultivo. En la práctica, hasta la década de los 70, el cultivo de peces marinos se desarrolló casi exclusivamente con técnicas adaptadas a zonas y especies muy limitadas a partir de juveniles obtenidos del medio. Se da el nombre de acuicultura a la nueva actividad que empezaba a desarrollarse y que llegaría a consolidarse a principios de los 80 con el inicio del cultivo intensivo y la producción en masa de juveniles.

8.2. Acuicultura en el Mar Menor

El Instituto Español de Oceanografía (IEO) comenzó sus trabajos en acuicultura a mediados del año 1966 solicitando al estado la cesión de las Encañizadas de “La Torre” y “El Ventorrillo”. Estas encañizadas situadas al norte de La Manga del Mar Menor se consideraron idóneas para el estudio y experimentación de cultivos de peces autóctonos. La encañizada es un arte de pesca muy antiguo –se tiene constancia escrita de su uso por los árabes en la Edad Media– construido casi en su totalidad por cañas formando trampas y laberintos donde va a parar el pescado manteniéndose vivo en los corrales hasta su captura (Figura 8.1A). Están situadas en las golas o canales de comunicación entre el Mar Menor y el Mediterráneo y una de ellas, concretamente la de La Torre, sigue usándose en la actualidad –después de su recuperación en 1995 por una empresa privada– suministrando unas 20 toneladas anuales de pescado de excelente calidad (Figura 8.1B).

En 1967 se constituyó la Estación Biológica Marina, con sede en San Pedro del Pinatar (Figura 8.2), al tiempo que se consiguió del Patrimonio Nacional una concesión temporal sobre las Encañizadas.

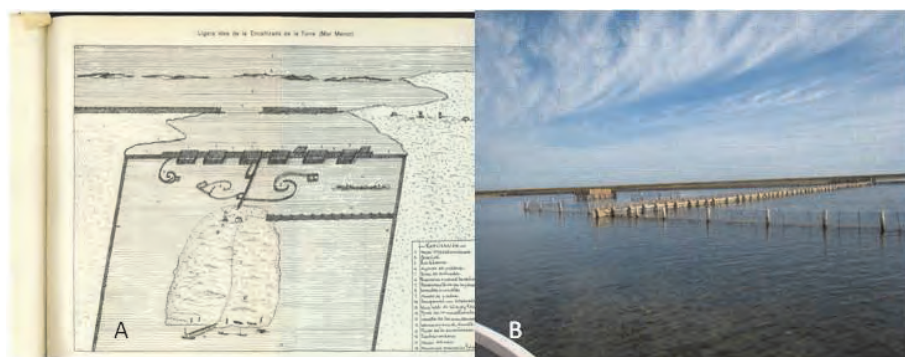


Figura 8.1. Esquema antiguo de la Encañizada de La Torre (A) y una fotografía de Las Encañizadas en la actualidad (B).

El III Plan de Desarrollo aprobó en 1972 un programa de investigación presentado por el IEO sobre cultivos de peces marinos cuyo objetivo era la instalación de una planta piloto sobre reproducción y engorde. Así se inició la construcción del Centro Costero del Mar Menor (Figura 8.3A) y se llevaron a cabo los primeros trabajos experimentales de engorde (semicultivo) de dorada y galupe en estanques en tierra y corrales en el mar construidos en las encañizadas (Ortega Ros y Ros Vicent, 1973; Arnal y Ortega, 1975). Protagonistas de aquellos primeros años fueron Joaquín Ros Vicent como Director del Centro Costero y Aurelio Ortega Ros, auténtico pionero de la acuicultura en Murcia.

En los años siguientes, en la Planta de Cultivos inaugurada en 1975 (Figura 8.3B), la plantilla de investigadores integrada por Aurelio Ortega Ros, José Ignacio Arnal y Alicia García Alcázar realizó un estudio sobre el crecimiento de dorada en ejemplares del Mar Menor capturados en la Encañizada con objeto de evaluar el interés del cultivo de esta especie (Arnal *et al.*, 1976). Se inició la producción experimental de postlarvas de crustáceos (langostino y camarón) y la reproducción en cautividad, el cultivo larvario y el engorde de peces (dorada, lubina, magre y mújol) en colaboración con la empresa japonesa Taiyo Fisheries Co. Ltd. Se diseñaron experimentos para probar en peces marinos –dorada, lubina y seriola– piensos procedentes de ganadería, y se fabricaron piensos experimentales a base de pescados y harinas vegetales, obteniéndose los primeros resultados de crecimiento prometedores. Posteriormente se desarrollaron proyectos de cultivo de dorada, lubina, magre, seriola, mújol, jibia, langostino y camarón adaptando las técnicas japonesas de cultivo de peces a las condiciones del Mar Menor y se obtuvieron las primeras paralarvas de camarón y langostino con supervivencias superiores al 70% (Odai *et al.*, 1978).

Este Centro fue uno de los primeros de Europa en conseguir en 1976, mediante técnicas de inducción hormonal, la maduración y puesta de la dorada (Figura 8.4A) a partir de un stock procedente del medio natural y adaptado a la cautividad en años anteriores; en 1978, utilizando las mismas técnicas, se obtuvieron por primera vez puestas de lubina (Figura 8.4B). Se consiguieron unos 40.000 alevines de dorada, lubina y mújol con supervivencias aceptables (30%). Por primera vez, y con alimentación a base de pescado

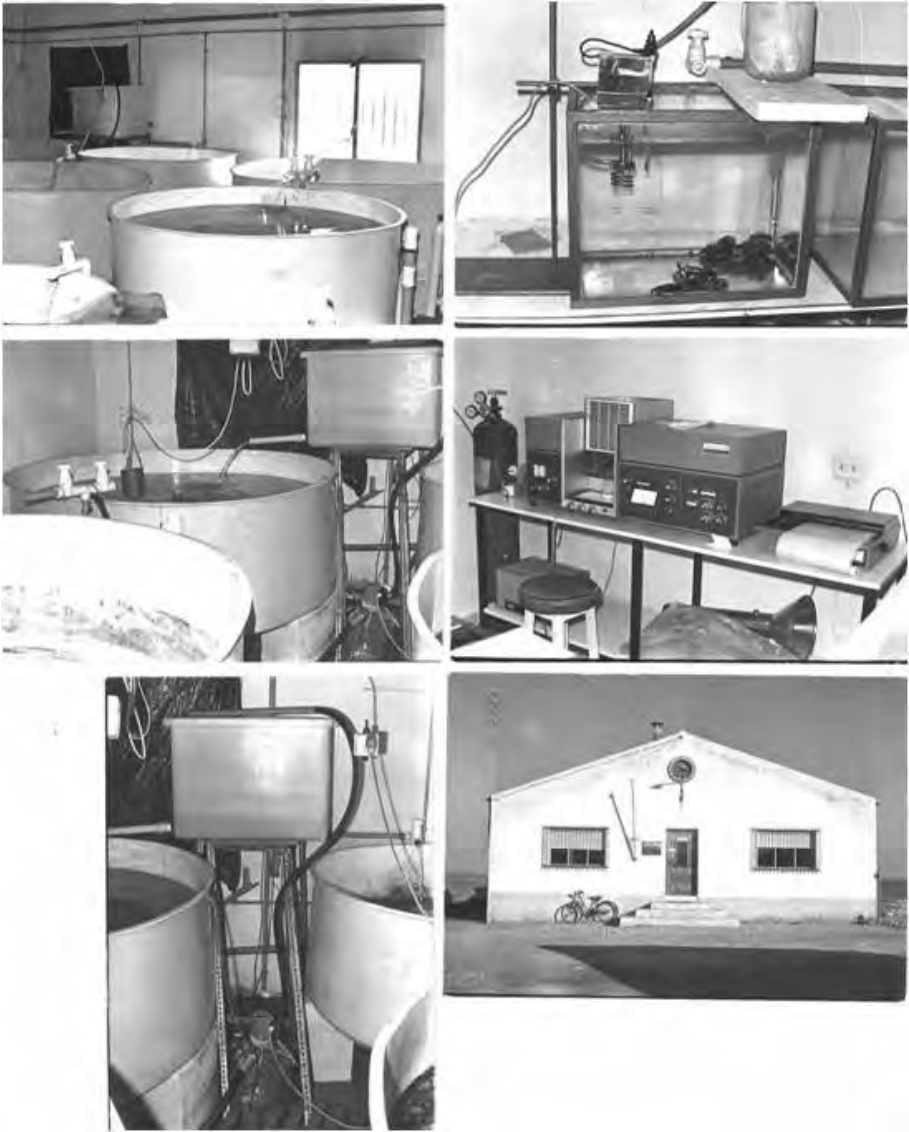


Figura 8.2. Fotografías de las instalaciones de acuicultura situadas en el laboratorio del Mar Menor (1972-73).

triturado se engordaron ejemplares de seriola con excelentes resultados, consiguiéndose incrementos de peso de 1 kg/año y se iniciaron estudios sobre la reproducción en cautividad del lenguado consiguiéndose puestas inducidas. En esta etapa se incorporaron al equipo de acuicultura Eladio Santaella, Emilia Abellán, Mercedes Olmedo y José Benito Peleteiro (Ortega *et al.*, 1983).



Figura 8.3. Fotografías mostrando la construcción del Centro Costero del Mar Menor en Lo Pagán (A) y fotografía aérea de dicho centro en una postal de principios de los años 80 (B).

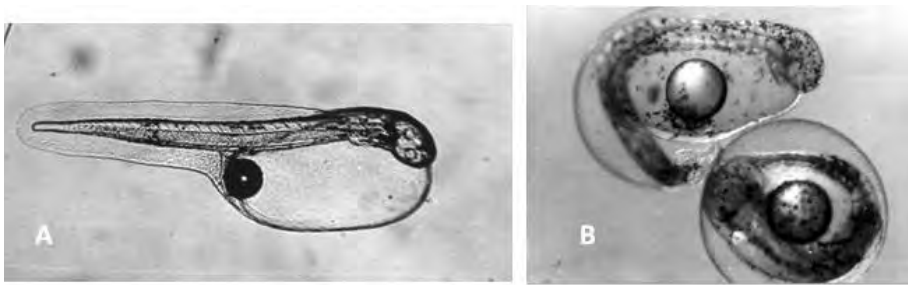


Figura 8.4. Fotografías de larva de dorada recién eclosionada (A) y de huevos de lubina (B).

Al comenzar la década de los 80 se había cerrado el ciclo de dorada y lubina y se conseguían puestas masivas con las que se abastecían otros centros de investigación y empresas nacionales. En 1984 se creó el Plan Regional de Acuicultura siendo nombrado director el oceanógrafo del centro Aurelio Ortega Ros. Hasta 1988 se gestionaron y coordinaron los proyectos de investigación conjuntos Instituto Español de Oceanografía-Comunidad Autónoma de Murcia sobre engorde y alimentación de dorada en estanques y sobre las posibilidades de cultivo industrial de langostino. Se produjeron grandes cantidades de alevines de dorada y lubina destinados a los primeros experimentos de engorde de estas especies a escala industrial en instalaciones autonómicas construidas para tal fin, consiguiéndose en 1984 las dos primeras toneladas de dorada en cultivo integral intensivo. Durante esta etapa se colabora con distintos grupos de investigación de las Universidades de Murcia, Málaga, Granada y Valencia, con los Centros del Consejo Superior de Investigaciones Científicas de Cádiz y de Torre de la Sal, y con importantes empresas del sector, como Culmarex, Ewos, etc. Por lo que respecta a los crustáceos, se desarrollaron proyectos de colaboración con diferentes empresas y con la Comunidad Autónoma de Murcia para cultivar el langostino mediterráneo y el japonés y obtener postlarvas para su engorde a escala industrial en estanques construidos en la zona de La Manga del Mar Menor (Figura 8.5).

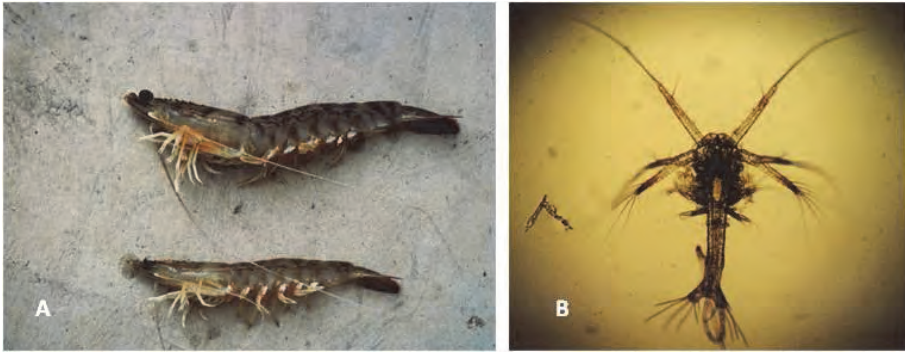


Figura 8.5. Fotografías de ejemplares adultos de langostino (A) y de una larva de langostino (B).

En 1980 había tenido lugar en Lanzarote la 1ª Convención Nacional sobre Cultivos Marinos en la que se sentaron las bases de la estrategia del desarrollo futuro de la acuicultura en España con la participación de los sectores industrial, empresarial e investigador. Con los datos aportados en aquella reunión sobre el estado de los recursos marinos, la disminución de las capturas por parte de la flota pesquera española, y la elevada demanda de productos del mar, se presentaron una serie de recomendaciones entre las que destacaban por su importancia la elaboración de un Programa Nacional de Cultivos Marinos y la necesidad de impulsar la investigación con especial atención al desarrollo de criaderos y cultivos intensivos.

Estas conclusiones, unidas a las de la Conferencia Técnica de Acuicultura de la FAO celebrada en Kyoto en 1976, dieron un extraordinario impulso al desarrollo de la Acuicultura en la década de los 80. En 1983, y para propiciar ese desarrollo, la Secretaría General de Pesca Marítima encomendó al Instituto Español de Oceanografía (IEO) la instalación y puesta en marcha de plantas piloto de cultivos marinos en Santander, Vigo, Tenerife y Murcia.

De 1985 a 1993 los investigadores de acuicultura –Emilia Abellán, Alicia García Alcázar y Juana Cano– llevaron a cabo el estudio del banco de ostra plana del Mar Menor, detectado a mediados de los años 70. Con el objetivo de determinar las posibilidades de obtención de semilla y de explotación comercial del banco, se evaluó cuantitativamente la población y se estableció su dinámica (García *et al.*, 1987); se realizaron estudios del ciclo reproductivo de la ostra y se determinó la influencia en el mismo de los factores medioambientales (Abellán *et al.*, 1987b). El periodo de puesta de la ostra en el Mar Menor comienza a finales de febrero con temperaturas de 13,5°C y continúa hasta que se alcanzan los 27-28°C. Se constató la aclimatación de la ostra plana a las condiciones ambientales de la laguna; las altas temperaturas y salinidades, así como la escasez de alimento, no impidieron la reproducción normal de la especie durante al menos un periodo de siete meses al año. Igualmente se hicieron estudios de captación natural de semilla utilizando diferentes tipos de colectores (García Alcázar *et al.*, 1987). Los mejores resultados se obtuvieron con colectores plásticos tipo “sombrero chino” colocados en el mar durante los meses de junio y julio. La semilla obtenida se engordó posteriormente en cestas, en el Mar Menor y otros lugares del litoral español, determinándose el crecimiento y la supervivencia (Abellán *et al.*, 1987; Abellán y García Alcázar, 1991) (Figura 8.6). Las condiciones del

Mar Menor influyeron negativamente en la calidad de las ostras lo que dificultaba la posible comercialización de los ejemplares adultos, por lo que se sugirió la conveniencia de enfocar la explotación del banco hacia la producción de semilla. En años sucesivos continuaron los estudios sobre la evolución de la población del banco (Cano *et al.*, 1993; Rosique *et al.*, 1993) y sobre crecimiento y reproducción de la ostra plana (Cano y Rocamora, 1996; Cano *et al.*, 1997).

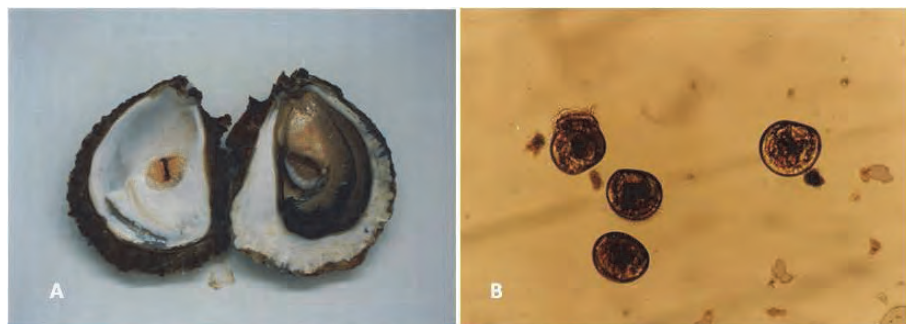


Figura 8.6. Fotografías de un ejemplar de ostra del Mar Menor (A) y de larvas veliger de ostra de 2 días (B).

Posteriormente continuaron los avances en el cultivo de dorada y lubina realizándose experiencias de alimentación viva y requerimientos nutricionales en larvas (Abellán y García Alcázar, 1989), así como el estudio de la gametogénesis y la inversión sexual en dorada (García Alcázar y Abellán, 1989). En esta época, y en colaboración con la Asociación Americana de la Soja, se hicieron ensayos de engorde de dorada con piensos experimentales en los que se sustituía la harina de pescado por harina de soja (Martínez- Millán *et al.*, 1989).

Hasta 1990 los diferentes proyectos desarrollados llevaron a establecer la tecnología de reproducción y cultivo larvario de dorada y lubina en ciclo completo, las técnicas de maduración e inducción a la puesta del langostino y su cultivo larvario, los sistemas de producción de alimentación viva (fitoplancton y zooplancton), la metodología de alimentación en las distintas fases de cultivo –larvaria, preengorde y engorde–, y normas de diseño y construcción de jaulas flotantes para engorde de peces.

En estos primeros años cabe destacar la formación de personal en Acuicultura derivada de la firma de convenios con la Comunidad Autónoma de Murcia, Universidades, Centros de Formación Profesional, y otras instituciones. Dentro de este capítulo destacó la organización del curso “Cultivo de peces y crustáceos” con la Secretaria General de Pesca, y la selección de este Centro como participante en el Plan de Formación de Técnicos Superiores en Acuicultura (CAICYT, 1985-86).

En 1990 empezó una nueva etapa con la puesta en marcha en Mazarrón de la Planta Experimental de Cultivos de Peces Marinos, en terrenos cedidos por el Ayuntamiento, en una bahía abierta al Mediterráneo que ofrecía los requisitos idóneos de calidad del agua.

Los proyectos desarrollados en las nuevas instalaciones en los años siguientes se han centrado principalmente en 2 líneas prioritarias recomendadas por el Programa Nacional de Ciencia y tecnologías Marinas (CYTMAR), y el Programa Europeo FAIR:

1. Mejora de las técnicas de cultivo de especies ya cultivadas industrialmente (dorada y lubina).
2. Estudio de la biología y técnicas de cultivo de nuevas especies susceptibles de ser cultivadas (dentón, aligote, lenguado senegalés, pargo, sargo, breca, seriola, atún, etc.).

En el desarrollo de la acuicultura como industria el Centro Oceanográfico de Murcia ha trabajado a través de Convenios de cooperación con importantes empresas del sector como Ewos S.A., Culmarex S.A, GESA, Skretting, Ricardo Fuentes e Hijos S.A., Probelte Biotecnología S.A., AlgaEnergy S.A., etc. y otros organismos públicos (Universidades de Murcia, Cartagena, Almería, Granada, Málaga, Valencia, Cádiz) con la decidida voluntad de participar en cuantas propuestas de actividades de I+D estén orientadas a la transferencia de tecnología en el campo de la acuicultura.

En la actualidad el Centro Oceanográfico de Murcia trabaja en las siguientes líneas de investigación en acuicultura:

- a) Desarrollo de técnicas de cultivo de nuevas especies mediterráneas.
- b) Cultivo de túnidos: atún rojo y bonito.
- c) Reproducción y cultivo larvario.
- d) Nutrición y alimentación de especies de cultivo.
- e) Estudio del sistema inmune y desarrollo de vacunas.

Con su ejecución se pretende contribuir a mejorar el rendimiento de los cultivos industriales, al tiempo que se consolidan líneas centradas en el estudio de nuevas especies con interés potencial para la acuicultura y se promueve la transferencia tecnológica al sector productivo.

Desde los años sesenta del siglo xx, la producción mundial de acuicultura ha crecido de manera espectacular y sostenida. En 2013 la acuicultura ha superado en producción a la pesca por primera vez con 97,2 millones de toneladas a nivel mundial, frente a las 93,8 millones de toneladas de las capturas; por tanto, más del 50% de los productos acuáticos en 2013 provienen de la acuicultura. El sector mantiene un ritmo medio de crecimiento superior al 6% anual, que en 2013 subió hasta el 7,7%. Desde una producción inferior a 0,6 millones de toneladas en 1950, y un valor de menos de 400.000 euros, ha superado los 97 millones de toneladas en 2013, con un valor global en primera venta de más de 125.814 millones de euros.

La producción de acuicultura de peces marinos en España en 2014 supuso un volumen total de 43.832 t con un valor en su primera venta de 248 millones de euros. La investigación coordinada entre centros públicos, estatales y autonómicos, y empresas, seguirá contribuyendo al desarrollo de la acuicultura en nuestro país situándolo en el lugar que le corresponde en el contexto europeo y confirmando las expectativas de crecimiento para un futuro próximo (Figura 8.7).



Figura 8.7. Fotografía aérea de granja ubicada en mar abierto dedicada a la producción de dorada y lubina de la empresa Culmarex sita en Águilas (Murcia). Imagen cedida por Grupo Culmarex.

8.3. Bibliografía

Ortega Ros, A., Ros Vicent, J. 1973. Primeras experiencias sobre cultivos de peces en el Mar Menor. Boletín Instituto Español de Oceanografía, 163: 20 pp.

Arnal, J.I., Ortega, A. 1975. Aquaculture dans la mer Menor (Murcie, Espagne): premières expériences. Rapp. Comm. Int. Mer. Médit, 23,3, pp. 87-88.

Arnal, J.I., García Alcázar, A., Ortega, A. 1976. Observaciones sobre el crecimiento de la dorada, *Sparus aurata* L. en el Mar Menor (Murcia). Boletín Instituto Español de Oceanografía, 221: 1-17.

Odai, M., Ikegami, T., Ortega, A., García Alcázar, A., Arnal, J.I., Santaella, E. 1978. Experiencias sobre el cultivo de larvas de *Palaemon serratus*, *Penaeus kerathurus* y *Sparus auratus* realizadas en el laboratorio del Mar Menor del IEO. Boletín Instituto Español de Oceanografía, 239, Tomo IV(1): 3-54.

Ortega, A., Santaella, E., García Alcázar, A., Olmedo, M., y Peleteiro, J. 1983. Cultivo de dorada, *Sparus auratus* L. en el Centro Costero del Mar Menor durante la temporada 1978/79. Informes Técnicos Instituto Español de Oceanografía, 5: 1-29.

Abellán, E., García Alcázar, A., Pérez Camacho, A. 1987. Primeros Resultados de Crecimiento y Supervivencia de Ostra Plana (*Ostrea edulis*, L.) obtenida en colectores en el Mar Menor (Murcia). II Congreso Nacional de Acuicultura. Cuadernos Marisqueros. Publ.Téc.: 12: 401-406.

García Alcázar, A., Abellán, E., Pérez Camacho, A., García, B. 1987. Flat oyster "*Ostrea edulis*, L.", settlement on collectors in Mar Menor (S.E. Spain). Aquaculture Europe '87. Aquaculture. A Biotechnology in Progress: 299-306.

Abellán, E., García Alcázar, A., Pérez Camacho, A., García, B. 1987b. Preliminary study on the reproductive cycle of oyster (*Ostrea edulis*, L) in Mar Menor (S.E. Spain). Aquaculture Europe '87. Aquaculture. A Biotechnology in Progress: 279-286.

García, B., Pérez Camacho, A., Abellán, E., García Alcázar, A. 1987. Stock assessment and distribution of the European flat oyster (*Ostrea edulis*, L) in the Mar Menor (S.E. Spain). Aquaculture Europe '87. Aquaculture. A Biotechnology in Progress: 307-317.

Martinez-Millán, L., Ortega, A., García Alcázar, A., Lovell, R.T. 1989. Optimum levels in substituting fish meal with soybean meal in practical diets for growing and fattening gilthead sea bream (*Sparus aurata*). American Soybean Association. Animal Nutrition Highlights. 1 - 89, pp. 1 - 9.

García Alcázar, A., Abellán, E. 1989. Contribution to the study of sex inversion in *Sparus aurata*. Aquaculture Europe '89. E.A.S. Special Publication, 10: 105-106.

Abellán, E., García Alcázar, A. 1989. Survival and growth of marine fish larvae (sea bream and sea bass) fed with enriched live preys. Aquaculture Europe '89. EAS Special Publication, 10: 5-6.

Abellán, E., García Alcázar, A. 1991. Experiencias de crecimiento en cestas de la ostra, "*Ostrea edulis*, L." (Mar Menor, Murcia). Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanografía. 103, pp. 1-12.

Cano, J., Rocamora, J., Rosique, M.J., García García, B. 1993. Dinámica de la población de ostra plana, *Ostrea edulis* L., en el Mar Menor (S.E. España). VII Simposio Ibérico de Estudio del Bentos

Marino. Publicación Especial Instituto Español de Oceanografía, 11:147-153.

Rosique, M.J., García García, B., Cano, J., Rocamora, J. 1993. Evolución de la distribución espacio-temporal de la población de ostra plana, *Ostrea edulis* L., en el Mar Menor (S.E. España). VII Simposio Ibérico de Estudio del

Bentos Marino VII. Publicación Especial Instituto Español de Oceanografía, 11:139-147.

Cano, J., Rocamora, J. 1996. Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquaculture International*, 4: 67-84.

Cano, J., Rosique, M.J., Rocamora, J. 1997. Influence of environmental parameters on reproduction of the European flat oyster (*Ostrea edulis* L.) in a coastal lagoon (Mar Menor, Southeastern Spain). *J. Moll Stud.*, 63,187-196.

BLOQUE 2. HIDROGEOLOGÍA E IMPACTO DE ACTIVIDADES HUMANAS



Capítulo 9. Aproximación geocientífica al Mar Menor: del margen continental al dominio litoral

Chapter 9. Mar Menor Geoscientific Approach: from the Continental Margin to Littoral Domain

Víctor Díaz-del-Río Español

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto Pesquero s/n
29640 Fuengirola (Málaga). Correo electrónico de contacto: diazdelrio@ma.ieo.es

- 9.1. El Mar Menor: las cuatro claves de su formación
- 9.2. La Manga del Mar Menor: fragilidad y persistencia de una barrera de cierre
- 9.3. El fondo del Mar Menor: un inmenso tapiz de fango y arena
- 9.4. ¿Qué futuro le espera al Mar Menor?
- 9.5. ¿Podremos paliar los efectos antropogénicos?
- 9.6. Agradecimientos
- 9.7. Bibliografía

Resumen

El Mar Menor es un lagoon costero de morfoestructura simple. Se localiza en el extremo suroccidental de la Península Ibérica, a orillas del Mediterráneo Occidental, en uno de los bordes de la macro Cuenca Periférica de Elche que en la actualidad se configura como una depresión situada en el extremo oriental de la Cordillera Bética. Está fuertemente vinculada a la evolución del litoral. En consecuencia, como todos los lagoones costeros que jalonan los litorales, son formas de relieve de vida efímera que están sometidas a muy diversas alteraciones producidas por los cambios ambientales acaecidos en la zona donde se ubiquen. Son de particular importancia los efectos derivados del uso del espacio natural que viene haciendo el hombre durante el periodo histórico, especialmente perjudiciales tras la Revolución Industrial. Los principales cambios ambientales se produjeron a partir de los 18.000 años (mínimo regresivo Cuaternario), momento en el se instaló un sistema fluvio-torrencial en la zona que ocupó toda la superficie del lagoon. El relieve resultante estaba dominado por marismas y terrazas de torrenteras, unidades morfodeposicionales que constituyen el sustrato sobre el que se depositan los sedimentos recientes que tapizan el fondo del Mar Menor. Sus pautas evolutivas naturales, afectadas por el progresivo ascenso del nivel marino, junto con los cambios provocados por la intervención del hombre en los procesos naturales, determinan un escenario de creciente deterioro ambiental que puede ocasionar, a medio plazo, la desaparición de la barrera de cierre y el colapso del lagoon costero.

Abstract

The Mar Menor is a coastal lagoon with a single morphostructural architecture, located at the south eastern end of the Iberian Peninsula, on the shores of the Western Mediterranean and at the edge of the Elche Basin, a depression at the easternmost limits of the Baetic System. It is closely linked to the evolution of the coastline, as are all coastal lagoons, which are ephemeral reliefs subject to a variety of modifications occurring as the result of environmental changes in the area where they are located. The effect of human development around coastal lagoons has been a key factor in their most recent evolution, with a particularly negative impact after the Industrial Revolution. The main environmental changes occurred after 18.000 B.P. (minimum Quaternary regression) with the appearance of a fluvio-torrential drainage system that covered the whole of the surface area of the present-day lagoon. The resulting relief was dominated by marsh and fluvial terraces, morpho-depositional units that constitute the substrate on which the recent sediments that carpet the Mar Menor seabed were deposited. The lagoon's natural evolutionary trends, affected by rising sea levels and changes in natural processes brought about by human activity, have led to a scenario of progressive environmental degradation that in the medium term may provoke the disappearance of the sand barrier and the collapse of the coastal lagoon itself.

9.1. El Mar Menor: las cuatro claves de su formación

Cuando contemplo el Mar Menor desde la cumbre del Cerro del Calnegre me sorprende la tenacidad con la que la Manga resiste los embates de los fuertes temporales de invierno y las alteraciones climáticas que se han sucedido desde que se formó esta barrera de cierre arenosa. Un brazo de arena tan frágil y, al mismo tiempo, tan resistente que ha logrado desempeñar a lo largo del tiempo su función de contención de las aguas interiores que constituyen el Mar Menor. Su carácter maleable, si es que podemos utilizar éste término para referirnos a cuerpos arenosos, le ha permitido adaptarse a las modificaciones morfológicas impuestas por los agentes geodinámicos (de medio y largo periodo), y se ha ido acoplando a las condiciones que en cada momento le ha tocado soportar. Esa es la razón, muy probablemente, por la que ha permanecido en su lugar (Figura 9.1), experimentando pequeñas modificaciones, desde que acaeció el episodio Cuaternario que le permitió formarse dejando hacia tierra un volumen de aguas semienclaustradas que componen el actual lagoon costero de Mar Menor.



Figura 9.1. Rasgos principales de la configuración del mar Menor.

La geometría marcadamente triangular es uno de sus rasgos más característicos (Figura 9.1 izquierda). Destaca el trazado rectilíneo del tramo norte de la barrera de cierre frente al trazado curvilíneo del segmento que une el Estacio con el Cabo de Palos. La ribera continental está modelada por los depósitos de las avenidas de las ramblas y está retocada por las corrientes de deriva litoral. La Geología del litoral desempeña un importante papel en la evolución reciente. Destacan los afloramientos volcánicos (color verde) finipliocenos que se alinean en dirección bética (preferente W/E) formando islas y sirviendo de apoyo para el desarrollo de la barrera de cierre en el segmento sur (Figura 9.1 derecha). Los afloramientos de microconglomerados paleocuaternarios (esculs) son los puntos de apoyo de la flecha rectilínea al norte.

La Manga no es un elemento del relieve de importancia menor, antes al contrario, es una pieza fundamental del conjunto geomorfológico formado por el dominio litoral y el margen continental. Su exclusión como elemento del paisaje imposibilitaría la comprensión de la evolución reciente de una cuenca de sedimentación periférica compleja, de edad neógeno-cuaternaria, como es la formada por el conjunto de las subcuencas de Torre Pacheco y de San Pedro del Pinatar (Figura 9.2). Ambas cuencas están limitadas hacia el norte por las fallas de San Miguel, Torrevieja y Guardamar, todas ellas asociadas a la cuenca del Bajo Segura y al corredor de cizalla de la Bética Oriental (Sánchez Alzola *et al.*, 2014).

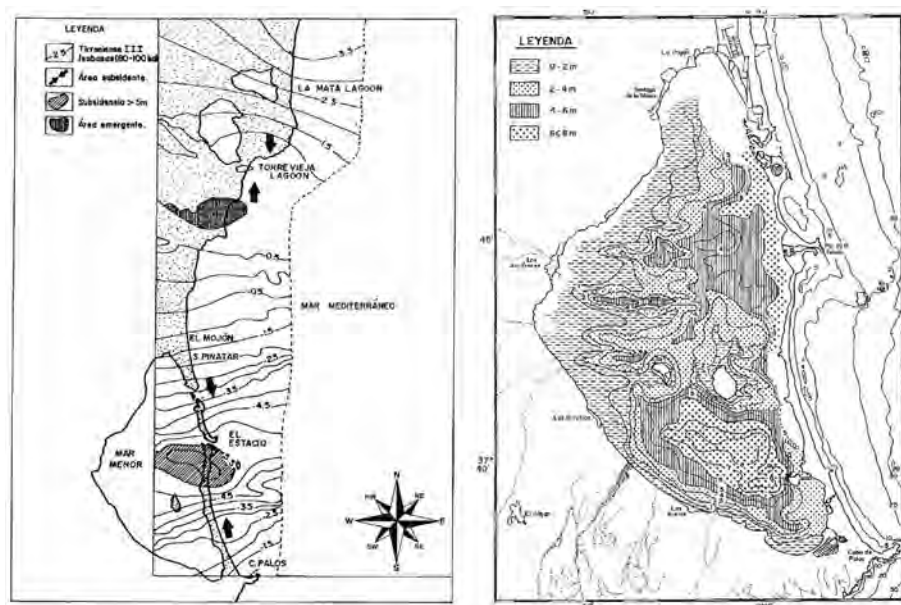


Figura 9.2. (Izquierda) El estudio de los niveles cuaternarios permite analizar las pautas de subsidencia y las zonas de mayor intensidad del proceso. Coincide precisamente con el lugar en el que converge el paleodrenaje cuaternario (que se muestra en la figura de la derecha) siendo, además, una de las zonas de mayor fragilidad de la Manga. (Derecha) La cartografía de los niveles acústicos identificados en las secciones sísmicas que han sido asignadas al Cuaternario reciente, revelan una estructura considerablemente subsidente que ha tendido a concentrar el paleodrenaje al norte de las islas mayores con un sistema fluviomarino en el entorno del canal de Estacio. Esta zona es coincidente con la identificada como de mayor subsidencia a través del estudio de la posición de los afloramientos paleocuaternarios (Somoza, 1991; Díaz del Río, 1993).

Desde la perspectiva de la evolución fisiográfica de las cuencas periféricas (Bajo Segura, San Pedro y Torre Pacheco), podemos considerar la Manga de Mar Menor como un límite natural hacia el mar impuesto por las oscilaciones del nivel marino en sus fases transgresivas y regresivas relacionadas con los cambios climáticos (Díaz del Río, 1991; Somoza, 1993; Acosta *et al.*, 2013). Son de importancia los relieves costeros que reflejan la impronta que deja la configuración estructural del conjunto continental que tiene fuertes evidencias de continuidad aguas afuera, en todo el margen continental (Díaz del Río, 1991; Alfaro *et al.*, 2012).

Desde una perspectiva geográfica, los lagunes costeros son formas de relieve dispuestas longitudinalmente a la costa. Son relativamente frecuentes en muchos continentes. Ocupan, aproximadamente, el 15% de la línea de costa total mundial por lo que adquieren una indudable importancia como sistemas morfogenéticos (Unesco, 1981). Son pues cuerpos acuosos hipersalinos que se encuadran entre los ecosistemas más productivos de la biosfera. Los lagunes reciben aportaciones hídricas de carácter marino y continental, que incorporan la carga sólida que transportan al interior del lagoon, razón por la cual actúan como una trampa sedimentaria. Es por ello que la tendencia natural de un lagoon costero culmina con su colmatación sedimentaria (Nichols, 1989).

Las claves evolutivas naturales que determinan la configuración final de un lagoon costero son cuatro: (1) Neotectónica, que provoca movimientos en el sustrato deformándolo y ofreciendo así zonas de hundimiento y otras de emersión, siendo un fenómeno que se puede percibir a escala regional o local, (2) Subsistencia, un proceso propio de zonas litorales donde la cantidad de sedimento acumulada produce fenómenos de compactación y hundimiento de las unidades sedimentarias, (3) Glacioeustatismo, determinado por los episodios de ascenso y descenso de la superficie del nivel marino vinculado a los ciclos climáticos acaecidos durante el Cuaternario, en los que el glaciario desempeñó una función determinante en las posiciones y geomorfologías de las líneas de costa, (4) Sedimentación, vinculada a la erosión litoral y al déficit de aporte de sedimentos del medio continental, proceso en el que influyen los cambios climáticos en las áreas fuente y deposicionales (Figura 9.2). Para terminar, y no menos importante, tal y como se puede comprobar en el Mar Menor, la incidencia del uso que el hombre hace del medio natural resulta un factor clave que puede distorsionar todo un proceso evolutivo natural.

9.2. La Manga del Mar Menor: fragilidad y persistencia de una barrera de cierre

Constituye la barrera de cierre del lagoon costero y está edificada como un cordón arenoso continuo que se extiende a lo largo de unos 20 km en el litoral. Presenta una anchura que oscila entre los 100 y los 900 m, encerrando con la ribera continental la masa de agua que constituye el Mar Menor. La dirección dominante que adquiere el perfil de la barrera es NNO-SSE, observándose dos sectores bien diferenciados: uno rectilíneo al norte y otro curvo al sur. El tramo septentrional de la barrera, de geometría marcadamente rectilínea, con una dirección N10W, estando jalonado por numerosos afloramientos de antiguas líneas de costa consolidadas (calcarenitas que representan dunas –con abundantes restos de raíces– y playas), está comprendido entre el puerto de San Pedro del Pinatar y la Punta del Estacio. El sector de las encañizadas es el que posee una geomorfología más irregular. Predominan las discontinuidades formadas por los deltas de flujo y canales de inundación por donde se produce la invasión del mar en el interior del Mar Menor, siendo uno de los lugares más singulares de La Manga.

La anchura de la barrera en este tramo toma valores muy variables que oscilan entre los 100 metros en la Ensenada del Seco Grande y los 900 metros en el sector de la Encañizada del Charco. Se concluye que la acumulación de depósito sedimentario disminuye de norte a sur. Esta pauta de acumulación es propia de una barra sedimentaria que se construye en la direc-

ción que impone la deriva litoral que transporta el material con el que se edifica, tratando de apoyarse en los relieves rocosos que existen en el final del tramo considerado, que culmina en la Punta del Estacio. Es importante señalar que el cordón arenoso emergente de las aguas marinas (subaéreo) no representa más que una pequeña parte del conjunto morfosedimentario que se ha edificado sobre la base de los depósitos de plataforma interna más antiguos. La existencia de dicho nivel basal favorece, hacia el interior, el crecimiento y fortalecimiento de la barrera de cierre.

Este tramo de la costa ha experimentado importantes modificaciones en su fisiografía al ser el lugar que se ha visto más afectado por las alteraciones acaecidas durante el Holoceno. Recientemente, en época histórica, se produjo una ligera regresión de la línea de costa. En esta situación el canal de conexión entre el lagoon y el mar Mediterráneo solamente se produjo por las encañizadas lo que provocó el desarrollo de deltas de flujo y canales de drenaje por los que se facilita el trasiego de material en sentido Este/Oeste. A pesar de que esta zona está fuertemente modificada por la intervención antropogénica, todavía es fácilmente reconocible la estructura de los deltas y la dirección de los aportes.

El segmento de costa que se desarrolla hacia el sur está comprendido entre dos promontorios rocosos: la Punta del Pudrimel y la Punta del Estacio (Figura 9.3). Ambas puntas son de carácter rocoso pertenecientes a una unidad de conglomerados que se puede seguir fácilmente bajo las aguas en dirección N10W. Adopta un perfil cóncavo aguas afuera, con una anchura media de unos 100 metros, lo que determina la formación de una pequeña ensenada denominada el Seco Grande. La escasa anchura del brazo de arena emergido hace de esta zona uno de los lugares más frágiles ante los azotes de los temporales de levante, perdiendo gran cantidad de material que se traslada hacia el interior del lagoon o bien siguiendo la deriva litoral hacia el sur. Es precisamente el segmento de la barrera más inestable y el más sensible a las actuaciones antrópicas, por lo que el riesgo de aceleración en el proceso de destrucción puede incrementarse peligrosamente. La ocupación del suelo ocurrida en los últimos decenios, junto con el refuerzo de algunas obras civiles con piedra escollera ha impedido el trasiego de sedimentos a través de los canales de tormenta que han quedado cegados. La interrupción del flujo de material en el proceso de transporte desestabiliza el equilibrio dinámico de la barrera con lo que se favorece el proceso de erosión al que le someten otros agentes exógenos. Este problema se hace bien visible en los tramos de costa en los que las construcciones son invadidas por los frentes de oleaje en los episodios de tormenta, en ellos la destrucción que causa el oleaje es muy considerable. La fachada occidental de la barrera en todo este tramo está formada por la superposición de extensos abanicos de tormenta que contienen y sostienen la parte emergida. Esta unidad sumergida bajo las aguas del Mar Menor es, tanta o más, importante que la fachada oriental, puesto que de su equilibrio depende la supervivencia de este sector de la Manga.

Progresando en nuestro recorrido hacia el Sur nos adentramos ahora en un tramo de costa de geometría marcadamente curva, cóncava aguas afuera, que tiene una longitud total de unos 15 km. Constituye un característico cordón arenoso apoyado en relieves preexistentes y que presenta una diversidad geomorfológica notable conservando en la actualidad algunas dunas. Destaca de manera particular el relieve conocido como el Cerro del Calnegre que alcanza una altura de unos 43 metros y constituye un relieve rocoso al que bañan los dos mares y es el

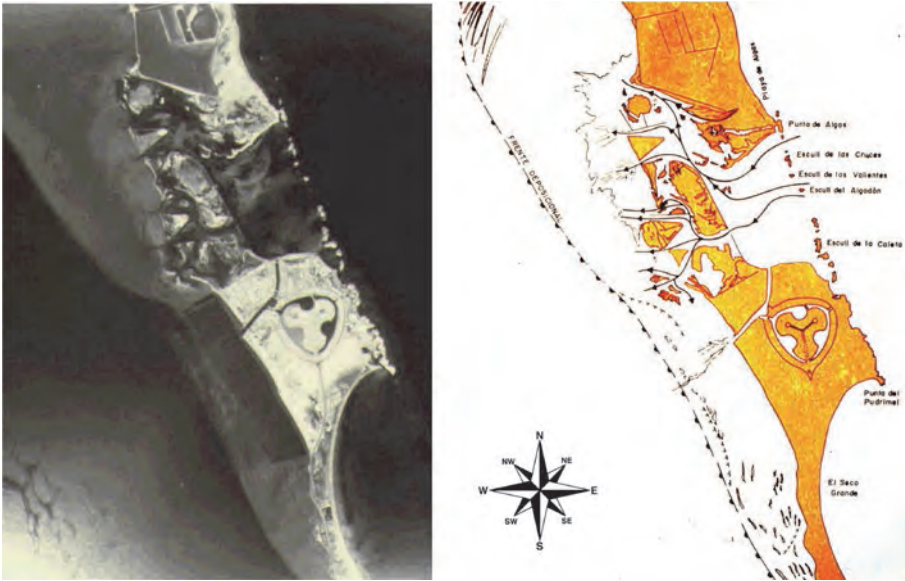


Figura 9.3. (Izquierda) Fotografía aérea vertical de la zona de las Encañizadas, realizada por el Instituto Geográfico Nacional en el año 1973, con fotogramas en B&W a escala 1:18.000. (Derecha) Interpretación de las líneas de flujo de entrada de agua mediterránea en el Mar Menor con indicación de los deltas de flujo (morfología triangular) cuya actividad se podrá incrementar en un escenario de intensificación de actividad de los frentes de temporales, de erosión costera o de ascenso eustático.

relieve más elevado de La Manga. De naturaleza volcánica y geometría cónica que todavía se adivina, sirvió de relieve para que se formaran algunas dunas rampantes que prácticamente han desaparecido al haber sido utilizadas como cantera de préstamos. El suelo también ha sido ocupado en su práctica totalidad en los años del boom urbanístico.

La anchura de este tramo de costa alcanza su mínimo de 150 metros en las inmediaciones del puerto Tomás Maestre, y va incrementando su valor a medida que nos desplazamos hacia el Sur hasta alcanzar los 700 metros en el paraje del antiguo Vivero. Cerca de este lugar se encaja una comunicación artificial entre el Mar Menor y el Mediterráneo llamada la gola de Marchamalo que se abrió en el siglo XVIII, si bien presenta algunos episodios de cegamiento en la bocana del mar Mediterráneo. Abundan las formaciones paleocuaternarias de naturaleza microconglomerática, pertenecientes a antiguas dunas y playas que han quedado consolidadas y que forman las actuales puntas de El Bolondo, El Pedrucho, El Pedruchillo y El Galán. Estas formaciones tienen una composición muy similar a las que se han citado en el entorno de El Estacio con abundantes restos de fauna bentónica marina y algas calcáreas, lo que indica un ambiente infralitoral. La vertiente occidental de la barrera arenosa posee una morfología lobulada entre la que sobresalen algunas paleoflechas que, como en el caso de la Galera llegan a alcanzar largas distancias de la costa. Estas unidades se presentan principalmente en la subcuenca meridional del lagoón, destacando por su dimensión la que se forma a levante de la isla del Barón (Mayor, Figura 9.4).

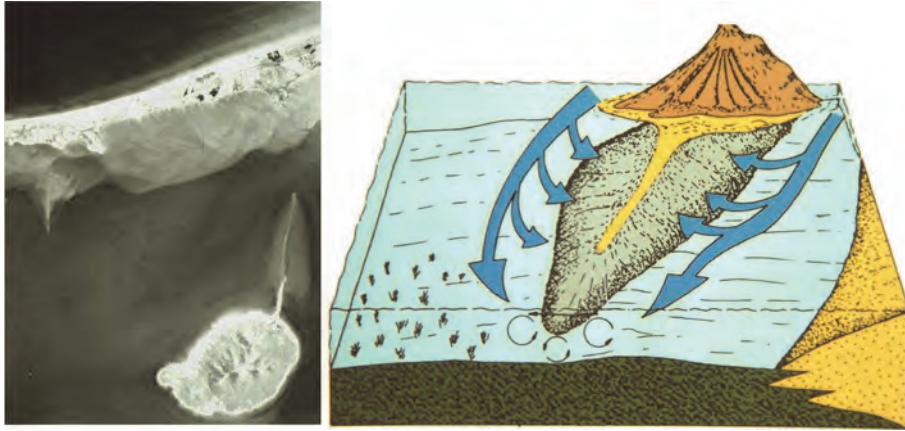


Figura 9.4. (Izquierda) Fotografía aérea vertical (IGN, 1973) de la zona de la isla Mayor o del Barón, lugar en el que se forma una extensa flecha de arena que se apoya sobre otras más antiguas de la misma génesis. Puede observarse como de la Manga, a la izquierda de la foto, también se ha formado una paleoflecha que tiene, prácticamente, la misma dirección. En su extremo se localizan los roquedos de la isla Galera. (Derecha) Recreación de la flecha de la isla del Barón señalando las direcciones del aporte y de las corrientes que dan forma a la flecha característica de esta parte del Mar Menor.

Por último mencionar la importancia de las islas que componen ese pequeño archipiélago en el interior del Mar Menor: Mayor, Pediguera, Redonda, Ciervo y Sujeto. Todas ellas tienen una génesis volcánica y han desempeñado una función crucial como puntos de apoyo de los diversos cordones litorales que se sucedieron en los episodios de ascenso/descenso marino en la zona. Se presentan siguiendo la dirección estructural bética y en posición casi diametral, razón por la cual determinan una configuración en dos subcuencas interiores en el lagoon: al norte y sur de las islas mayores. La subcuenca meridional es de carácter más confinado que la septentrional. Las islas menores se concentran en lugar más próximo a La Manga siendo posible observar ocasionales depósitos de sedimentos que unen las islas a la barrera siguiendo la tendencia del depósito a formar flechas litorales en el Mar Menor.

9.3. El fondo del Mar Menor: un inmenso tapiz de fango y arena

El fondo del lagoon no está menos vinculado a la barrera de cierre que cualquiera de las otras unidades infralitorales, mas bien al contrario. La superposición de unidades que componen el sustrato del Mar Menor ha estado fuertemente influenciada por los distintos episodios de apertura y clausura de la barrera de cierre, por lo que se compaginan en la serie estratigráfica los episodios predominantemente marinos y los de mayor influencia continental.

La superficie del fondo presenta una morfología muy variada que está estrechamente vinculada a la dinámica forzada, principalmente, por el viento. A grandes rasgos, es posible diferenciar tres sectores fisiográficos: el borde interno, el infralitoral insular y el fondo profundo. El desarrollo del borde interno continental, más proximal a la costa, tiene gran importancia el drenaje puesto que se constituye una ribera con depósitos de carácter fluviotorrencial con mínima

influencia mediterránea. Toda la ribera está surcada por incisiones pertenecientes a ramblas y arroyos que vierten al Mar Menor cantidades importantes de material en régimen torrencial, no siendo de menor importancia los aportes eólicos que acarrearán sedimentos y contaminantes acumulados en los derrubios procedentes del lavado del mineral en las minas. En esta dinámica, como se puede comprobar, ha dejado fuerte impronta la actividad minera de la Sierra de Cartagena-La Unión, siendo bien visible en la desembocadura de la Rambla de la Carrasquilla lugar en el que se forma un prodelta con depósitos heterométricos antropogénicos (mineros) que han sido, posteriormente, retocados con depósitos de playa. Este lugar se conoce como la Punta Lengua de Vaca y forma un saliente característico en la costa.

Es particularmente notoria la transformación que ha sufrido la ribera continental para acomodarla a las demandas de la explotación turística, por lo que los depósitos continentales que caracterizaban esta ribera, y sus fondos adyacentes, han sido sustituidos por depósitos de playa de procedencia marina y litoral. Esta intervención altera en cierta medida el depósito proximal recubriendo los materiales continentales con sedimentos de origen marino autóctonos.

Por otra parte, la barrera de cierre está jalonada por su vertiente occidental con depósitos de flujo que surcan de este a oeste toda la extensión del cuerpo arenoso. La zona más septentrional está fuertemente influenciada por la acumulación de restos vegetales constituidos fundamentalmente por hojas de *Posidonia* que forman verdaderos bancales interstratificados con arenas finas. Es fácil de reconocer entre los sedimentos, potentes capas de bolas de restos rizomáticos y foliares. Estas unidades permiten reforzar las unidades supralitorales e interlitorales ante los ataques de los frentes de tormenta.

El fondo más profundo, entre los 5 y 7 metros de profundidad máxima, se presenta con una morfología fuertemente aplacerada. No existen relieves importantes que alteren la uniformidad morfológica del fondo. De naturaleza fangosa, fuertemente anóxica, predominante existen extensas zonas ocupadas por praderas de *Cymodocea* y *Caulerpa* que actúan como trampas de sedimento capturando el material que se transporta por las corrientes. La posición de las islas mayores marca una línea divisoria en dirección E/W que divide en dos subcuencas el lagoón costero observándose que la meridional es de carácter más restringido que la septentrional por lo que se puede deducir que los mayores cambios en la configuración de la cuenca sucedieron en el ámbito de la subcuenca norte.

9.4. ¿Qué futuro le espera al Mar Menor?

Desgraciadamente, no muy bueno. No podemos concretar el momento en el que la destrucción será más intensa, aunque si es notorio un deterioro progresivo que provoca la adopción de medidas de gestión costera que obligan a realimentar las playas y reforzar algunas infraestructuras. Llegará un momento en el que todas estas medidas no sean suficientes y se producirá una ruptura en alguno de los puntos débiles de la barrera produciéndose una caudalosa invasión del mar en el interior del lagoón costero lo que determinará el colapso de sus condiciones ecológicas y la sustitución por un régimen más abierto y dinámico del que ahora conocemos.

El cuerpo sedimentario actual que conforma la barrera de cierre del lagoon, de edificación holocena, se apoya sobre depósitos pliopleistocenos que se disponen estratigráficamente por debajo de la barrera (Figura 9.5). Estas unidades más antiguas están sometidas a un proceso de subsidencia que se incrementa con la sobrecarga que soporta por causa de la intensa urbanización de la zona. El frente mediterráneo acusa los ataques de los temporales de invierno y el decremento en el aporte de áridos que le ayudarían a mantener la estructura del conjunto original. El cegado de los pasillos de abrasión y la supresión de los campos dunares impide el reforzamiento a poniente de la barrera (infralitoral proximal del lagoon). Por último, la sucesión de episodios de ascenso/descenso del nivel marino y de sus eventos de estabilización determinan reajustes en la geomorfología que provocan su debilitamiento en determinadas zonas. El riesgo que supone un previsible ascenso eustático, por muy débil que éste sea, provocaría una intensificación de los frentes de tormenta que tenderían a destruir parte de las edificaciones y a debilitar aún más la estructura de la barrera de cierre (Figura 9.5).

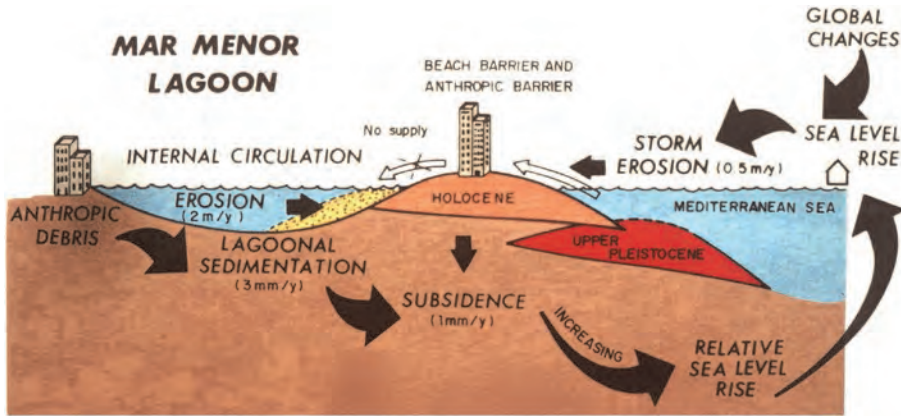


Figura 9.5. Síntesis de los principales procesos, naturales y antropogénicos, que afectan a la Manga.

Hay que tener en cuenta que la evolución de la plataforma continental desarrollada frente a esta cuenca de sedimentación periférica ha dejado constancia de la formación de una paleobarrera de cierre de un primitivo lagoon costero que ha ido derivando hacia tierra a medida que se ha ido produciendo la colmatación de los medios más someros y de los ascensos del nivel marino (Díaz del Río, 1993). Por esta razón se puede reconocer una secuencia de paleobarreras desarrolladas desde profundidades que oscilan los 80 m hasta la que conocemos en la actualidad con el nombre de La Manga (cumbre emergida del cuerpo deposicional). Esta secuencia evidencia un hecho irrefutable que ha quedado recogido en el registro geológico del pasado más reciente, y es el fenómeno de la destrucción de una barrera anterior para edificar otra posterior que se encuentre en equilibrio con la posición que en cada momento ocupa el nivel del mar. Esta enseñanza no la podemos olvidar pues seguirá repitiéndose, una y otra vez, mientras los procesos marinos sigan teniendo lugar en la misma forma y manera que siempre lo han hecho. Ignorar esta evidencia es poner en riesgo, conscientemente, todas las infraestructuras que se generen y que no respeten la evolución de un espacio natural tan frágil y efímero como es un lagoon costero.

9.5. ¿Podremos paliar los efectos antropogénicos?

Como en la mayor parte de los problemas medio ambientales, tenemos dos respuestas a esta pregunta: una buena y otra mala. La buena es que sí, que podremos paliar los efectos del deterioro ambiental. La mala es que no será suficiente lo que hagamos como para contrarrestar los efectos del deterioro ambiental producido hasta el día de hoy.

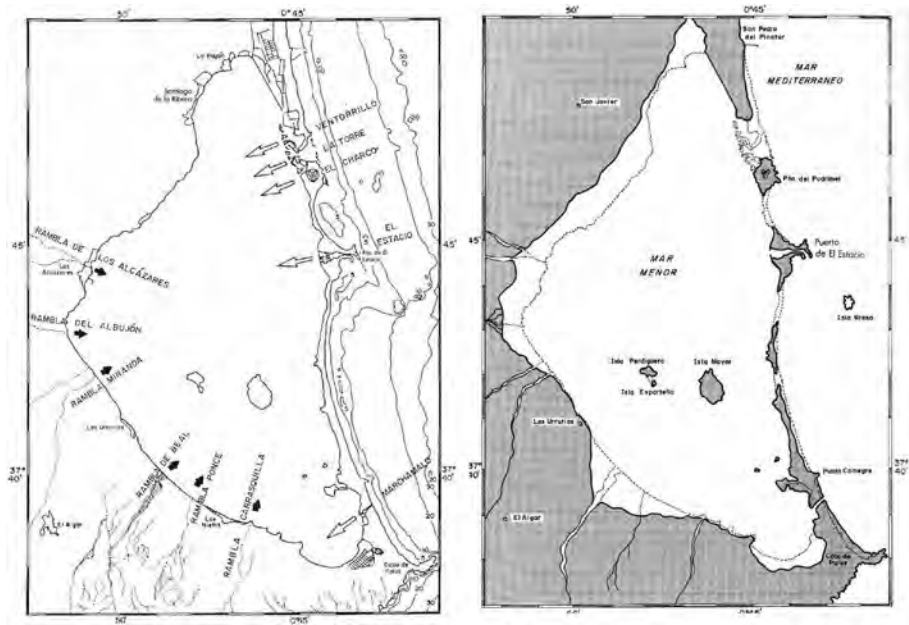


Figura 9.6. (Izquierda) Síntesis de la configuración geográfica de Mar Menor con los principales sistemas de drenaje canalizado continental (ramblas) y los sistemas de flujo marino encajados en la barrera de cierre (golas y canales). (Derecha) Prospectiva de la configuración fisiográfica de mar Menor considerando la progresiva degradación de los sistemas costeros y la evolución de los sistemas de aporte natural.

Desde la perspectiva de la evolución de los sistemas de aporte, la tendencia de los sistemas de aporte continental con carga sólida favorece el desarrollo de cuerpos deposicionales subacuáticos que desplazan la ribera continental aguas afuera, con lo que dicha línea de costa se desplazará hacia levante (Figura 9.6). En la barrera de cierre se produce un efecto contrario, con clara tendencia a la destrucción del cuerpo deposicional en los lugares donde se han encajado los canales y deltas de flujo. En consecuencia, se pueden interpretar como zonas de debilidad ante la erosión costera y la subsidencia aquellas zonas de la Manga en la que los canales favorecen la entrada de agua en momentos de fuerte temporal y en los que se impide el trasiego de sedimentos del Mediterráneo al interior de Mar Menor.

En relación con el deterioro ambiental causado por el uso del espacio natural se pueden indicar varias causas, todas ellas de muy diversa naturaleza, pero citaremos solamente alguna de las más relevantes. El soterramiento del suelo natural de la ribera continental y de algunas ram-

blas con residuos mineros, el crecimiento anómalo de los abanicos de algunas ramblas forzado por el drenaje de las minas y la cobertura del fondo del Mar Menor con los mismos productos derivados de la actividad minera, son aspectos que previsiblemente no se podrán suprimir en el futuro. Tampoco se podrá recuperar el material sedimentario que ha ido perdiendo la Manga por causa de la ocupación intensiva del suelo para la explotación turística, por muchas regeneraciones o realimentaciones de playas que se hagan. Serán medidas paliativas que habrá que repetir cada cierto tiempo pues el material que se vierte a la playa no está en equilibrio natural con el medio, pues es simplemente un añadido. Tampoco podremos impedir la progresiva acción de la erosión costera, que irá siempre en aumento al producirse un decremento de los aportes sedimentarios a través del drenaje continental de cauces fluviales y la pérdida de suelo sedimentario movilizable (p.e.: campos dunares, canales de abrasión, etc.). Por último, no podremos controlar la subsidencia del sustrato continental sobre el que se asienta el Mar Menor y la Manga, pues es un proceso natural que la actividad del hombre ha incrementado sobrecargando el sustrato que ya estaba sometido a hundimiento progresivo.

Queda por saber la tendencia de la subsidencia y de la geomorfología de la Manga. De ello dependerá, en mayor medida, la persistencia de la barrera de cierre y, en consecuencia, la supervivencia del Mar Menor con la fisiografía con el que lo conocemos en la actualidad.

9.6. Agradecimientos

Al Instituto Español de Oceanografía que me ha dado la oportunidad de conocer el Mar Menor y poder estudiar su evolución geológica reciente, ocasión que me ha permitido conocer la Región de Murcia y entender la importancia que tiene dicho lagoón costero en la socioeconomía e historia de este extremo de la geografía española. A José M^a Bellido y Víctor León, amigos y colegas de Institución, por su amabilidad al invitarme a compartir unas jornadas dedicadas al Mar Menor que han sido muy enriquecedoras, social y científicamente. A mi admirado amigo y colega de Institución Guillermo Mateu, maestro y motivador de gran parte de las ideas que se vierten en el estudio que realicé en Mar Menor. A Jorge Rey con quien compartí las actividades científicas que me llevaron a realizar el estudio de la zona. A Julio Más por su continuo interés en el progreso del estudio y por haber echado una mano en las actividades en la mar, en más de una ocasión. Muchas otras personas que no quiero olvidar han sido determinantes para poder culminar un estudio ciertamente complejo en el que se recogieron gran cantidad de datos, entre los que destaco a la tripulación del B/O Jafuda Cresques, Enrique López, Francisco Delgado, Perfecto Jiménez, Santiago García, Clemente López. Mi admirado amigo, Ingeniero Electrónico, Miguel A. Fernández, operativo por tierra y por mar. Angel Carpena que siempre fue voluntarioso y dispuesto al trabajo, poliédrico en su actividad y meticuloso en su hacer. Mentxu Rodríguez, extraordinaria amiga y compañera; Juan Ramos, Antonio Jornet, Cristóbal Navarro que se embarcaron conmigo en diversas ocasiones y siempre de manera eficiente. A los directores del Centro Oceanográfico de Murcia, Argeo Rodríguez de León y Luis Arevalo, que siempre me han dado facilidades para desarrollar alguna actividad con infraestructura de dicho Centro. Señalo aparte, de manera muy intencionada, al que fue también Director del Centro, Aurelio Ortega. Veterinario de profesión y empedernido humanista y sociólogo a la vez, quién supo hacerme ver aspectos de Mar Menor, y de sus gentes, en las que jamás hubiera reparado si no fuera porque él supo mostrármelas con la pasión de un hombre enamorado de su

tierra. Son muchas cosas las que le debo a Aurelio pero, sobre todo, su entrañable dedicación y atención que siempre me mostró durante los años que transité por el Mar Menor y la Región de Murcia. Magnífica persona, y personaje por derecho, siempre me acompaña su recuerdo cada vez que regreso a Mar Menor. Por último, no quiero dejar de agradecer, una vez más, a mis queridos compañeros del Grupo de Investigación de Geociencias Marinas (GEMAR) que siempre me han cooperado en los trabajos que he emprendido y sin cuyo apoyo hubiera sido imposible alcanzar los objetivos propuestos.

9.7. Bibliografía

Acosta, J., Fontán, A., Muñoz, A., Muñoz-Martin, A., Rivera, J., Uchupi, E. 2013. The morpho-tectonic setting of the southeast margin of Iberia and the adjacent oceanic Algero-Balearic Basin. *Marine and Petroleum Geology*. vol. 45: 17-41.

Alfaro, P., Bartolomé, R., Borque, M.J., Estévez, A., García-Mayordomo, J., García-Tortosa, F.J., Gil, A.J., Gràcia, E., Lo Iacomo, C., Perea, H. 2012. The Bajo Segura fault zone: active blind thrusting in the Eastern Betic Cordillera (SE Spain). *Journal of Iberian Geology*, 271-284.

Díaz del Río, V. 1991. El margen Continental bético mediterráneo. Extremo oriental: Cuenca de Murcia-Escarpe de Mazarrón. *Public. Esp. Inst. Esp. Oceanog.*, vol. 6: 237 pp.

Díaz del Río, V. 1993. Estudio geoambiental de Mar Menor. *Mongr. Inst. Esp. Oceanog.*, vol. 4: 223 pp.

Nichols, M.N. 1989. Sediment accumulation rates and relative sea level rise in lagoons. *Marine Geology*, 88:201-219.

Sánchez-Alzola, A., Borque, M^a J., Martín-Rojas, I, García-Tortosa, F.J., Alfaro, P., Estévez, A., Molina, S.,

Rodríguez-Caderot, C., de Lacy, C., García-Armenteros, J.A., Avilés, M., Herrera-Olmo, A., Rosa, S. y Gil, J. 2014. Tasas de deformación GPS en la cuenca del Bajo Segura (Cordillera Bética oriental). *Geogaceta*, vol. 56: 3-6.

Somoza, L. 1993. Estudio del Cuaternario litoral entre el Cabo de Palos y Guardamar del Segura (Murcia-Alicante): Las variaciones del nivel del mar en relación con el contexto geodinámico. *Publ. Esp. Inst. Esp. Oceanogr.*, vol. 12: 238pp.

UNESCO 1981. Coastal lagoon research: present and future. *Tech. Pap. Mar. Sci.*, vol. 33: 349 pp.

Capítulo 10. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor

Chapter 10. Groundwaters of the Campo de Cartagena-Mar Menor

José Luis García-Aróstegui¹⁻², Joaquín Jiménez-Martínez³, Paul Baudron⁴, Johannes Hunink⁵, Sergio Contreras⁵, Lucila Candela⁶

¹ Instituto Geológico y Minero de España. Avda. Miguel de Cervantes, 45, 5º A. 30009 Murcia. Correo electrónico de contacto: j.arostegui@igme.es

² Universidad de Murcia

³ Los Álamos National Laboratory, USA

⁴ Polytechnique Montréal, Canadá

⁵ FutureWater, España

⁶ Universidad Politécnica de Cataluña

10.1. Introducción

10.2. Área de estudio

10.3. Marco hidrogeológico

10.4. Impactos sobre los flujos y calidad de las aguas subterráneas

10.4.1. Balance hídrico

10.4.2. Hidroquímica, contaminación por nitratos e impactos en el Mar Menor

10.4.3. Contaminación cruzada entre acuíferos

10.4.4. Impactos de la minería

10.5. Consideraciones sobre la mitigación de impactos

10.6. Conclusiones

10.7. Agradecimientos

10.8. Bibliografía

Resumen

El agua subterránea constituye un recurso natural clave para el medio ambiente y el desarrollo económico de la cuenca del río Segura, que satisface entorno al 35% de la demanda total para riego. En la cuenca del Campo de Cartagena-Mar Menor, el recurso subterráneo desempeña además un papel estratégico especialmente en periodos de sequía, al amortiguar en un rango del 30-75%, las variaciones de los recursos procedentes del Trasvase Tajo-Segura. Las interrelaciones de los acuíferos del Campo de Cartagena con la laguna costera del Mar Menor y las implicaciones ambientales derivadas de su uso intensivo ha incrementado el interés científico, a la vez que emerge la necesidad de cumplir con las obligaciones legales derivadas de la Directiva Marco del Agua. En la actualidad la adopción efectiva de diferentes medidas de adaptación y mitigación encaminadas a mejorar la gestión de la cuenca y del Mar Menor precisa de Sistemas de Soporte a la Decisión basados en un mayor conocimiento hidrogeológico del acuífero multicapa y de los patrones y dinámicas de uso y consumo de agua.

Abstract

Groundwater is a key natural resource for the environment and economic development of the Segura River basin, satisfying around 35% of the total demand for irrigation. In the Campo de Cartagena-Mar Menor basin, groundwater plays a strategic role, especially in drought periods, when it covers 30-75% of the shortfall from the Tagus-Segura Transfer. The interrelationship of the aquifers in the Campo de Cartagena with the Mar Menor coastal lagoon and the environmental consequences of the intensive use of groundwater are behind the growing scientific interest in the region, coinciding with the need to comply with the legal requirements of the WFD. The effective adoption of adaptation and mitigation measures aimed at improving water management in the basin requires tools such as Decision Support Systems based on greater knowledge of the hydro-geological aspects of the multi-layer aquifer system and the dynamic patterns of water use and consumption.

10.1. Introducción

El Campo de Cartagena, incluido dentro de la Demarcación Hidrográfica del Segura, es un caso paradigmático de sistema antropizado, cuyo ciclo hidrológico y ecosistemas se encuentran sometidos a una alta presión. A escala de la cuenca mediterránea a nivel internacional, representa uno de los sistemas acuíferos más importantes en cuanto a productividad de las aguas, y más interesantes desde el punto de vista científico y técnico por la diversidad de circunstancias que confluyen. Los aspectos agronómicos, las interrelaciones con la laguna costera del Mar Menor y las implicaciones ambientales proporcionan un interés adicional y una trascendencia socioeconómica de primer orden, que implica necesariamente la mejora del conocimiento de los procesos para poder mitigar los impactos negativos.

La agricultura representa el principal uso del suelo en esta zona. Los requerimientos de agua para esta actividad son suministrados principalmente por el Trasvase Tajo-Segura (TTS), por el bombeo de aguas subterráneas, y más recientemente por aguas procedentes de desaladoras públicas del agua de mar y privadas de aguas subterráneas salobres. El abastecimiento urbano es independiente y procede de la Mancomunidad de Canales del Taibilla. La agricultura y el turismo son el principal motor de la economía local, junto con las explotaciones mineras en épocas pasadas. Todas estas actividades han dado lugar a una serie de impactos y modificaciones en los sistemas hídricos locales, que deben observarse desde una amplia perspectiva temporal, en el que las aguas subterráneas, a menudo infravaloradas, han sido siempre esenciales y estratégicas para el mantenimiento de la economía local.

El análisis histórico pone claramente de manifiesto una fuerte vinculación entre el sector minero-metalúrgico de la Sierra de Cartagena-La Unión y la agricultura, no sólo por la disponibilidad de medios y experiencia de perforación, sino también por la propiedad de la tierra y fuentes de inversión. A mediados del siglo XIX varios autores citan la existencia de una cuenca artesiana en el Campo de Cartagena cuyas aguas podrían ser explotadas para uso agrícola (Peñuelas, 1851). A principios del siglo XX, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) incentiva la ejecución de sondeos artesianos en la zona (Mesa y Ramos, 1909), con investigaciones de sesgo minero (Villasante, 1913; Guardiola, 1927), e informes concretos encargados por el Estado (Dupuy de Lome *et al.*, 1917; Marín, 1925). La referencia más antigua disponible que detalla la hidrogeología del Campo de Cartagena es la de Rubio (1928), en la que describe la "cuenca artesiana" y se cita la existencia de numerosos sondeos artesianos con profundidades incluso superiores a 200 m. El primer sondeo artesiano fue realizado en el año 1915 por Sánchez Madrid, en la zona de Los Alcázares, con una profundidad de 205 m. Durante la década de los años 20 proliferó la ejecución de sondeos artesianos, y se considera que la pérdida total del artesianismo debió producirse hacia principios de los años 30, lo cual resulta coherente con una reducida recarga de los acuíferos confinados. A raíz de tales perforaciones se inicia la transformación de una zona prácticamente desértica en una de las áreas de regadío más importantes del sur de Europa.

Apenas se dispone de información de las décadas de los años 30-50, aunque algunos datos indirectos pueden obtenerse de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, constituida en 1952, y de Román (1996), en donde se tratan aspectos del uso y explotación de la tierra

y se analiza la evolución histórica de la tecnología hidráulica y sistemas de extracción de los siglos XIX y XX. A principios de los años 60, el IGME destaca la necesidad de ampliar las zonas regables españolas y decide emprender una serie de estudios hidrogeológicos encaminados a la captación de aguas subterráneas que se inician en la provincia de Murcia con el concurso del Instituto Nacional de Colonización (INC) y Diputación Provincial de Murcia (Trigueros *et al.*, 1962), y que ponen de manifiesto la existencia de un importante número de pozos y sondeos en la zona. Entre los años 1961 y 1962, el INC financia la perforación de al menos 18 sondeos en la zona con profundidades de hasta 400 m (INC, 1962).

En la década de los años 70 se desarrollan los trabajos de Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas, PIAS (IGME-IRYDA, 1978). Este ambicioso Plan sintetiza el conocimiento de los acuíferos hasta la fecha, pero no hace referencia a investigaciones previas lo que hace que la mayor parte de las investigaciones posteriores hayan supuesto la inexistencia de referencias previas al PIAS, donde no se citan, por ejemplo, los fenómenos de artesianismo. Los citados estudios del PIAS ponen de manifiesto que con las superficies de regadío existentes, el agua del Trasvase Tajo-Segura sería insuficiente para atender la demanda en esta zona. En la década de los años 80 se realizan numerosas investigaciones por parte del IGME, que culminan con el estudio de “Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena” (IGME, 1994), que queda como uno de los principales referentes bibliográficos. En los años 90 se han efectuado actuaciones de mantenimiento de redes de control y seguimiento de las aguas subterráneas.

En los últimos años el Instituto Euromediterráneo del Agua, la Universidad de Murcia y el IGME así otros organismos nacionales e internacionales, han colaborado en proyectos de modelización hidrológica, con financiación regional específica o a través de la Fundación Séneca, y con el Plan Nacional de I+D, en proyectos competitivos de investigación hidrogeológica donde se han desarrollado Tesis Doctorales y trabajos Fin de Máster (F-IEA, 2019 y 2011). Actualmente, existen varios proyectos de investigación en marcha sobre aspectos de cambio climático, relación entre suelos/prácticas agrícolas y agua, contaminación por nitratos, y de elaboración de modelos 3D para la mejora del conocimiento geométrico. Adicionalmente, también se han realizado importantes investigaciones internas por parte del IGME en materia de hidrocarburos más recientemente para el posible secuestro de CO₂.

El presente documento expone algunas de las claves de funcionamiento de los acuíferos del Campo de Cartagena y los principales impactos observados, que en buena medida afectan a la laguna del Mar Menor.

10.2. Área de estudio

La cuenca del Campo de Cartagena (1218 km²) es una región plana con una suave pendiente (alrededor del 1%), rodeada de una pequeña cadena montañosa excepto en el Este, por donde está abierta al Mar Menor y al Mar Mediterráneo (Figura 10.1). La región se caracteriza por un clima semiárido con 18 °C de temperatura media anual, 300 mm/año de precipitación y una Evapotranspiración Potencial (ETP) más de cuatro veces mayor (unos 1275 mm/año). No hay cursos de agua permanentes y la escorrentía superficial se infiltra a lo largo de los cauces de la red de drenaje, sin alcanzar el mar, salvo en eventos extremos. En el tramo final de la rambla

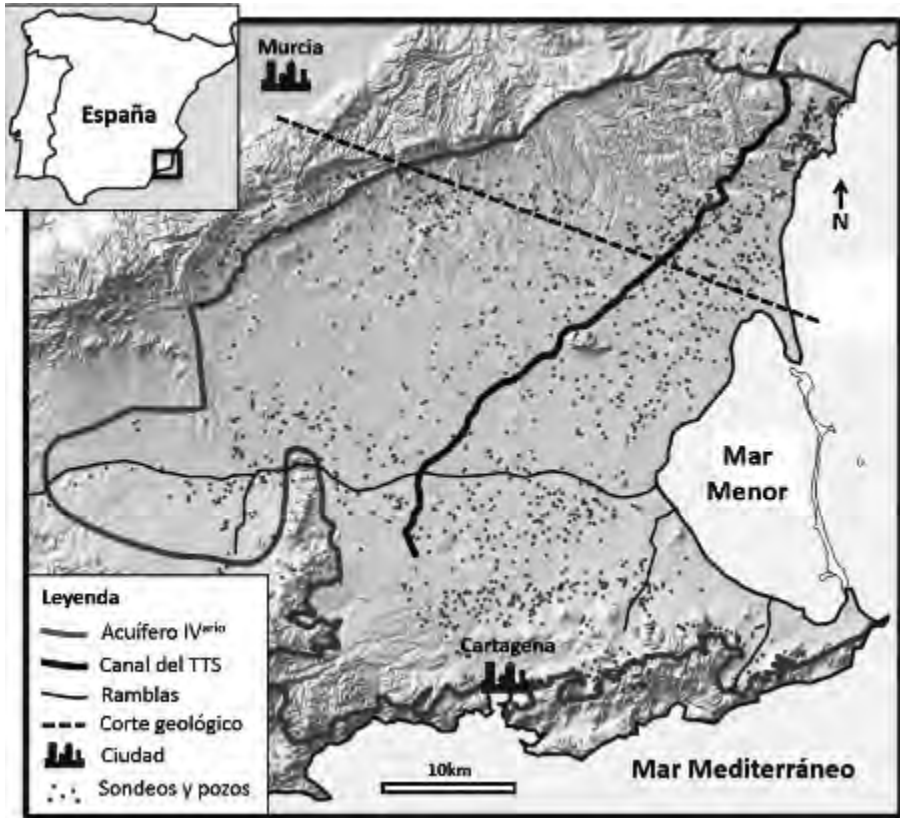


Figura 10.1. Localización del Campo de Cartagena.

del Albuñón, la subida del nivel freático ha producido la existencia de flujo continuo (IGME, 1991 y 1994; García-Pintado *et al.*, 2007).

La agricultura de regadío supone unas 37600 ha (31%) de la cuenca, y el secano ocupa tan sólo 7350 hectáreas (6%). La superficie regable supone casi el doble de la superficie efectivamente regada (unas 70000 ha, 57%) (CHS, 2014). Los cultivos de secano más representativos son los almendros, cereales de invierno y olivos, mientras que los principales cultivos de regadío son los cultivos hortícolas (lechuga, brócoli, melón y otros), y cítricos (naranjas y limones). El riego por goteo se aplica en un 90% de los cultivos debido a la escasa disponibilidad de agua (Alcón *et al.*, 2011; Soto-García *et al.*, 2013). Las demandas de agua para esta actividad son suministrados principalmente por el TTS, a partir del bombeo de aguas subterráneas, y más recientemente por aguas desaladas.

El abastecimiento urbano es independiente y procede de la Mancomunidad de Canales del Taibilla. Durante las dos últimas décadas, el desarrollo del turismo incrementó la demanda de agua, motivando la construcción de varias plantas de desalinización (March *et al.*, 2014). Debido al precio relativamente alto de desalinización de agua de mar, la mayoría de estas plantas

están trabajando por debajo de sus capacidades máximas de producción. Hasta el momento, fundamentalmente los problemas de coste también han limitado su uso como agua de riego (Lapuente, 2012; Martín-Gorriz *et al.*, 2014). Recientemente, en octubre de 2015, se ha acordado la incorporación de mayores volúmenes de agua desalada subvencionada procedentes de las plantas de Torrevieja (hasta 30 hm³) y Valdelentisco (hasta 20 hm³), con objeto de complementar los recursos del TTS.

La hidrología superficial de la cuenca del Campo de Cartagena a diferentes escalas ha sido estudiada por varios autores. A escala de parcela, se ha estudiado el impacto de los cultivos en los patrones de recarga de aguas subterráneas utilizando diversos métodos de modelización (Jiménez-Martínez *et al.*, 2009, 2010, 2012a), mostrando que, aunque las prácticas agrícolas son adecuadas (alta eficiencia de riego), se producen relativos altos valores de recarga como consecuencia de eventos de lluvias intensas en suelos con permanentes altos contenidos de agua (alta saturación), lo que implica la percolación profunda y la lixiviación de fertilizantes y plaguicidas. Para el distrito de riego principal dentro de la cuenca (escala intermedia), Hunink *et al.* (2015) han evaluado los patrones de consumo agrícola de agua así como la dependencia de las aguas subterráneas, con valores medios que oscilan entre el 10 y el 80%, e incluso mayores durante los períodos de sequía. A escala de la cuenca, Contreras *et al.* (2014) han evaluado los patrones espaciales y dinámica temporal de la evapotranspiración potencial y la recarga utilizando un modelo de balance de agua del suelo. Contreras *et al.* (2015) informan de los problemas de contabilidad del agua observados en el área durante el período 2000-2010, utilizando un modelo distribuido de procesos hidrológicos SPHY (Spatial Processes in Hydrology model).

10.3. Marco hidrogeológico

El relleno sedimentario de la cuenca (hasta 2000 m) se compone principalmente materiales detríticos de baja permeabilidad (margas) con intercalaciones de materiales de alta permeabilidad que dan lugar a acuíferos de interés. Aunque existen acuíferos profundos relativamente poco conocidos, clásicamente se han definido cuatro acuíferos separados por niveles de baja permeabilidad que desde superficie hacia muro son los siguientes: Cuaternario (gravas, arenas y arcillas), Plioceno (calcarenitas bioclásticas y conglomerados), Messiniense –o Andalucienese– (calcarenitas, conglomerados y calizas) y Tortoniense (conglomerados y areniscas; acuífero de la Naveta según el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura). Por lo tanto, el sistema hidrogeológico está constituido por tres acuíferos profundos fundamentalmente confinados (de edad Tortoniense, Messiniense y Plioceno), y un acuífero superficial libre de edad Cuaternario (Figura 10.2). Por último, se define un quinto acuífero formado por rocas carbonatadas de edad Pérmico-Triásico, que aflora en el Cabezo Gordo, y constituye el acuífero independiente del “Triásico de Los Victorias”.

La extensión en profundidad de los acuíferos confinados presenta algunas incertidumbres, lo que influye en el conocimiento de las reservas de agua almacenadas que, en cualquier caso, son elevadas y explotadas en mayor o menor medida. La extensión del acuífero Tortoniense en la llanura costera del Campo de Cartagena no es bien conocida, pero puede estar a gran profundidad. El acuífero Messiniense es el principal acuífero explotado y sólo está presente en

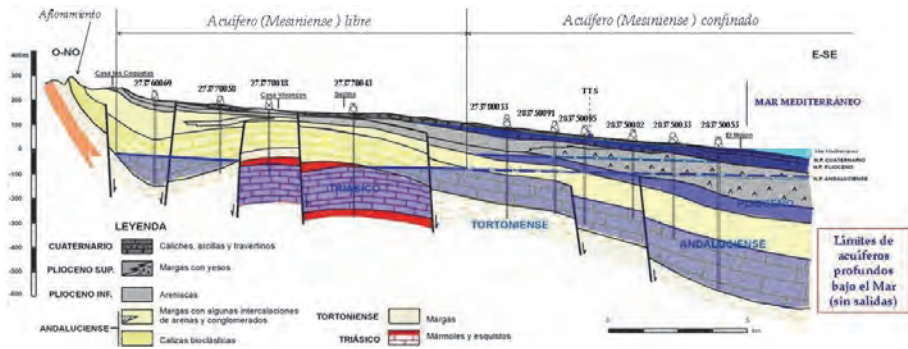


Figura 10.2. Esquema hidrogeológico de los acuíferos del Campo de Cartagena (Sector Norte).

la mitad norte del Campo de Cartagena, y hacia el Este, se extiende bajo el mar Mediterráneo y una parte del Mar Menor. Algunos trabajos recientes explican la no existencia al Sur, por un cambio lateral de facies (Jiménez-Martínez *et al.*, 2012b; García-Aróstegui *et al.*, 2012). El acuífero Plioceno se extiende en todo el área del Campo de Cartagena, a excepción de la zona occidental; en el noreste, queda hidráulicamente desconectado del resto y se le denomina acuífero “Cabo Roig”. Por último, el acuífero Cuaternario abarca casi toda la llanura del Campo de Cartagena.

Los acuíferos confinados tienen una pequeña superficie de afloramiento al norte en donde tiene lugar la recarga natural, mientras que el acuífero libre, además de la recarga natural del acuífero, recibe la recarga por retorno de riego. Desde un punto de vista hidrodinámico, la piezometría es sub-paralela a la línea de costa para el acuífero Cuaternario, mientras que para los acuíferos Plioceno y Messiniense esta se encuentra alterada por el régimen de bombeos. Existen dudas sobre la descarga de los acuíferos confinados en régimen natural. A principios del siglo xx estos acuíferos presentaban carácter artesiano (Dupuy de Lome *et al.*, 1917). El incremento de la explotación con fines agrícolas dio lugar a una inversión de los gradientes hidráulicos verticales probablemente en la década de los años 50 del pasado siglo. Tras la llegada del TTS en 1979, se comenzó a producir un aumento de la recarga con la consiguiente subida del nivel de las aguas subterráneas del acuífero libre, provocando la construcción de drenajes en zonas bajas, al tiempo que aumentaba la descarga de aguas subterráneas contaminadas por nitratos en la laguna del Mar Menor. En la figura 10.3 se presenta la relación entre piezometría y origen del agua de riego.

El acuífero Cuaternario está contaminado por nitratos debido al retorno de riego (Baudron *et al.*, 2013a, 2014), lo que junto a la gran densidad de pozos abandonados y/o mal construidos que comunican los acuíferos, hace que se produzca un impacto importante facilitando el flujo de agua subterránea y el transporte de contaminantes hacia los acuíferos confinados profundos (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011; Baudron *et al.*, 2013b). No obstante, la evaluación cuantitativa de los flujos es aun objeto de estudio y las cifras disponibles presentan alta incertidumbre. Por otro lado, la necesidad de disponer de agua en periodos de sequía, ha supuesto la proliferación de pequeñas plantas desaladoras privadas de aguas subterráneas salobres, cuya salmueras de rechazo suelen ser vertidas a salmueroeductos de mantenimiento incierto, o de forma incontro-

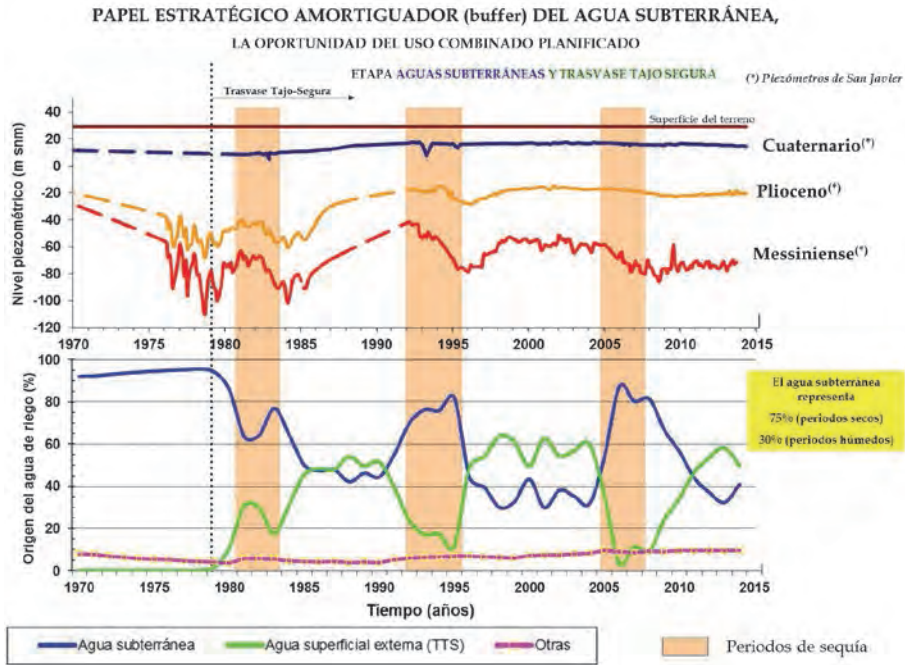


Figura 10.3. Origen del agua para riego y relación con niveles piezométricos.

lada se inyectan al propio acuífero, con el consiguiente impacto ambiental que ello supone a medio y largo plazo. Estos aspectos son de gran trascendencia ambiental y socioeconómica, especialmente por las relaciones que puedan existir con el Mar Menor.

10.4. Impactos sobre los flujos y calidad de las aguas subterráneas

10.4.1. Balance hídrico

Los datos sobre el balance hídrico oficial del Campo de Cartagena pueden ser consultados en el Plan Hidrológico de la Cuenca Hidrográfica del Segura (CHS, 2014). Todos estos datos para el período 2000-2010 se han recogido y organizado recientemente según los estándares del Sistema de Cuentas Ambientales y Económicas del Agua (Contreras *et al.*, 2015). La Tabla 10.1 resume estos datos, cuantificando el uso anual de agua para cada actividad/sector y el origen de agua correspondiente. La tabla distingue entre explotación de agua subterránea, desalinización, reutilización de aguas residuales y agua externa procedente de las transferencias entre cuencas. La cuenca del Campo de Cartagena recibe en promedio 87 hm³/año de agua externa, de los cuales la mayoría son proporcionados por el trasvase Tajo-Segura, y 8 hm³/año proceden de la cuenca del Taibilla para uso doméstico e industrial. La agricultura de regadío representa la principal demanda de agua (82%), mientras que los usos industriales y domésticos (incluido el sector del turismo) suponen cantidades similares.

Origen	Riego	Industria	Doméstico	Total
Reutilización	7		2	9
Desalinación	1		5	6
Externas (TTS)	61	12	13	87
Agua Subterránea	104*	2	3	109
Total	173	15	22	210

* valores estimados a partir de modelización hidrológica

Tabla 10.1. Origen del agua en el Campo de Cartagena y sectores de uso (hm³/año; periodo 2000-2010). Fuente: Contreras *et al.* (2014).

Los resultados de Contreras *et al.* (2014) permiten entender el equilibrio entre la oferta y la demanda y la interacción entre las aguas superficiales y subterráneas a nivel de cuenca. Se utilizaron promedios para todo el período de simulación (2002-2011) para crear un diagrama de balance de agua (Figura 10.4), en el que se muestran los principales flujos y distingue entre la parte con agricultura de regadío y de secano (incluyendo vegetación natural). La precipitación media para el periodo citado es de 316 mm/año, mientras que la evapotranspiración real de las zonas de regadío y de secano es 366 mm/año y 175 mm/año, respectivamente. La mayoría de las demandas de riego, se atienden con aguas de los acuíferos confinados, y una fracción menor procedería del acuífero Cuaternario (despreciada en este diagrama). A partir del modelo distribuido, la recarga en las zonas de regadío y de secano se estima en un promedio de 66 hm³/año y 46 hm³/año, respectivamente (en total 92 mm/año), coherente con las estimaciones obtenidas a través de otras metodologías (80 mm/año en Baudron *et al.*, 2014). La escorrentía superficial se estima en alrededor de 8 hm³/año de los cuales la mayor parte se infiltran en el suelo debido a las altas pérdidas de transmisión. Una pequeña parte se descarga directamente al Mar Menor durante eventos tormentosos. Según Jiménez-Martínez *et al.* (2011), la fracción de los flujos de entradas totales que se transfieren del acuífero cuaternario a los acuíferos confinados inferiores es de 40%, por lo que el 60% restante serían descargas al Mar Menor y Mar Mediterráneo. Este resultado presenta el mismo orden de magnitud que los resultados obtenidos por las técnicas isotópicas (Baudron *et al.*, 2015), pero en general todos los valores y cifras antes citados siguen presentando un alto grado de incertidumbre, y especialmente, el bombeo de aguas subterráneas requiere de cuantificación precisa basada en inventarios de campo a nivel de cada punto de captación.

10.4.2. Hidroquímica, contaminación por nitratos e impactos en el Mar Menor

En general, las aguas subterráneas del Campo de Cartagena presentan una elevada salinidad, tanto de origen natural, por los procesos de evapoconcentración y la presencia de materiales evaporíticos en algunas zonas de los acuíferos profundos, como antrópico, por prácticas

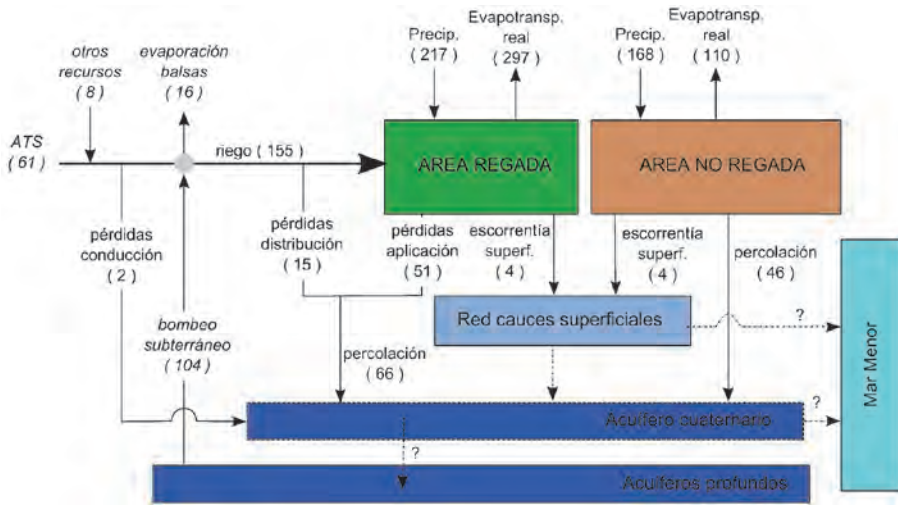


Figura 10.4. Diagrama contabilidad del agua de la cuenca del Campo de Cartagena. Valores medios anuales (en hm³/año) del periodo Oct-2000 a Sep-2012. Fuente: Contreras *et al.* (2014).

agrarias que implican proceso de recirculación para los retornos de riego. Por sus condiciones de afloramiento y escasa profundidad del nivel freático, el acuífero Cuaternario es el más vulnerable a la contaminación, debido a las actividades agropecuarias que se desarrollan sobre el mismo. La facies es clorurada-sulfatada mixta. La agricultura intensiva que se practica en la zona y las antiguas explotaciones porcinas han provocado contenidos muy elevados de nitratos.

La facies predominante en el acuífero Plioceno es clorurada-sulfatada sódico-magnésica. Sus aguas presentan una mineralización generalmente creciente según la dirección de flujo, no solamente debido a procesos naturales, sino también al papel que juegan en la comunicación con el acuífero Cuaternario la alta densidad de sondeos con características constructivas deficientes (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011). Por ello, aunque en este último las concentraciones de ión nitrato deberían ser bajas o nulas ya que no existen en su zona de recarga (al norte de la cuenca) ni agricultura ni otras actividades antrópicas, se observan en algunos casos cantidades elevadas que indican contaminación por flujo desde el acuífero superior. En la parte central del acuífero Plioceno, entre las localidades de Torre Pacheco y Los Alcázares, las características hidrogeoquímicas evidencian el lavado de aguas relictas de origen marino (Mora *et al.*, 1988).

En el acuífero Messiniense los valores de salinidad se incrementan hacia la costa probablemente debido a procesos naturales de disolución. El agua de este acuífero posee temperaturas elevadas que van desde los 27 a los 34°C. Aunque puede existir relación hidráulica entre este acuífero y los materiales del basamento Bético, esta elevada temperatura se debe fundamentalmente a la profundidad que alcanza el acuífero en determinadas zonas (gradiente geotérmico). Destaca la presencia de boro, en concentraciones de 1 a 2 mg/L. Predomina la facies clorurada-sulfatada mixta o sódica, aunque las aguas con menor salinidad son del tipo clorurada-bicarbonatada mixta.

El Mar Menor es una de las lagunas costeras más grandes y conocidas de la cuenca mediterránea (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2009, 2011, 2013). Los impactos antrópicos sobre la laguna presentan múltiples fuentes y escalas espacio-temporales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007), que a nivel general, pueden agruparse según aspectos cuantitativos (hidrología) y cualitativos (calidad y contaminación), con interrelaciones complejas entre ellos. Desde el punto de vista científico se han realizado numerosas investigaciones en cada uno de estos aspectos que van desde la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos. Básicamente, los principales impactos que afectan a la laguna son los siguientes: 1) impactos hidrológicos, 2) actividades mineras, 3) impactos por entrada de nutrientes y problemas asociados de eutrofización, 4) entrada de plaguicidas y de contaminantes emergentes. El Mar Menor ha sido declarado Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), zona de Especial Protección de las Aves (ZEPA), Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), Humedal RAMSAR y Espacio Natural Protegido por el Gobierno de la Región de Murcia.

10.4.3. Contaminación cruzada entre acuíferos

La caracterización del riesgo de contaminación cruzada en un acuífero multicapa es una tarea compleja que requiere un conocimiento profundo tanto de las conexiones debidas a la propia geometría y configuración geológica como de las vías artificiales de conexión entre acuíferos. En las últimas décadas, se han desarrollado una serie de estudios sobre la hidrogeología del Campo de Cartagena que señalan las potenciales posibilidades de contaminación cruzada (IGME, 1974, 1982, 1991; IGME-IRYDA, 1979; Jiménez-Martínez *et al.*, 2011; Rodríguez Estrella, 2004). Sin embargo, este aspecto no se ha resuelto todavía por completo, debido a la complejidad de las estructuras geológicas y el escaso número de captaciones que ofrecen columnas litológicas claras e identificación de los tramos de filtro.

Los datos estructurales y sedimentológicos indican que el importante espesor de los materiales que separan los tramos acuíferos son suficientes como para impedir un flujo de agua significativo entre ellos (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011). En cambio, el contacto directo entre los depósitos neógenos y las rocas del basamento en el sector del Cabezo Gordo hacen altamente probables la comunicación natural entre los acuíferos, si bien, el riesgo de contaminación sería menor por los bajos niveles piezométricos y la limitada agricultura en torno a este afloramiento. Combinando la geología profunda, geotérmica, datos biológicos y arqueológicos, García-Aróstegui *et al.* (2012) muestran que las fallas del afloramiento de Cabezo Gordo, podrían favorecer la salida natural más probable para los acuíferos confinados (Plioceno, Messiniense y Triásico). Las altas temperaturas medidas en pozos poco profundos alrededor del afloramiento de Cabezo Gordo podrían indicar el flujo ascendente de aguas subterráneas profundas (IGME, 1982), aunque esto debería contrastarse con otros estudios para asegurarse de que no se trata simplemente de un gradiente geotérmico local anómalo (Baudron *et al.*, 2014).

Además de las conexiones naturales antes mencionadas, los pozos pueden favorecer la comunicación vertical entre las capas acuíferas. Este es un problema cada vez mayor debido al aumento del uso del agua subterránea en el Campo de Cartagena, que además proporciona una evidencia de dicho proceso (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011; Baudron *et al.*, 2013b). Actualmente, se estima que existen más de 2000 pozos y sondeos, muchos de ellos abandonados y

ranurados en toda su profundidad, lo que potencialmente puede crear conexiones artificiales entre capas acuíferas (Jiménez-Martínez *et al.*, 2011; Baudron *et al.*, 2014). Recientemente, se ha propuesto la reconstrucción temporal de la piezometría a lo largo de un siglo (Baudron *et al.*, 2014; García-Arostegui *et al.*, 2012), que revela una inversión del gradiente hidráulico vertical en las décadas de 1950-1960. Esta inversión de gradientes, junto con los cientos de pozos mal construidos en cuanto a filtros y abandonados, sería la causa principal de la contaminación cruzada. Esta evidencia piezométrica ha sido validada por diferentes enfoques. Jiménez-Martínez *et al.* (2011) incluyeron el uso de geoquímica isotópica, el nitrato como trazador para evaluar el impacto, y el cálculo de mezclas. Los resultados muestran un aumento de la incidencia del acuífero libre en el acuífero confinado a lo largo de la dirección del flujo de agua subterránea hacia la costa. Por otro lado, Baudron *et al.* (2013a) emplean registros de temperatura de alta sensibilidad a lo largo de la vertical de los pozos y demuestran la existencia de flujos verticales descendentes en régimen estático. A partir de isótopos radiogénicos y estables, Baudron *et al.* (2014) demostraron que la contaminación puede alcanzar hasta el acuífero Messiniense, aún más profundo que el Plioceno que fue demostrada por Jiménez-Martínez *et al.* (2011). En general, la falta de datos sobre el diseño de las captaciones (columnas litológicas y tramos de filtro) es una limitación para la aplicación de enfoques geoquímicos puesto que se desconoce realmente el acuífero captado. Para solventar, este problema, se ha efectuado una revisión de datos geoquímicos históricos a partir del aprendizaje automático estadístico mediante el método de Random Forest (Baudron *et al.*, 2013b), con el objetivo de identificar los acuíferos captados y aumentar la base de datos geoquímica y los datos piezométricos; este estudio demostró un alto grado de mezcla y en consecuencia la incertidumbre del registro histórico de muestras de agua.

10.4.4. Impactos de la minería

El límite sur del Campo de Cartagena, la denominada Sierra de Cartagena-La Unión, constituye un distrito minero de Ag, Pb, Zn, Cu, Fe y Mn en depósitos de sulfuros estratoligados, que se han explotado durante más de tres mil años (Manteca y Ovejero, 1992). Desde que se puso en marcha el programa de cierre, en 1991, el área ha permanecido abandonada (Navarro *et al.*, 2008). Este distrito minero constituye un complejo acuífero de rocas duras con varios sectores y con un área de afloramiento de unos 100 km², en el que la hidrología subterránea se ha visto muy modificada por más de 3000 tiros de mina abiertos y miles de kilómetros de galería de explotación subterránea. Mientras que la recarga se produce a partir de la infiltración de la precipitación, la descarga se produce por una intensa evaporación desde tiros de mina, pozos a cielo abierto, descarga por pequeños manantiales, filtraciones de socavones y el drenaje al mar Mediterráneo y al Campo de Cartagena. También existe explotación de aguas subterráneas por bombeo. El flujo de agua subterránea está controlado por la minería subterránea (socavones) y las fallas y diaclasas, con una dirección que sigue el sistema de fallas N130E y las tendencias en las obras subterráneas. Se han observado diferencias de niveles de agua superiores a 100 metros en puntos muy cercanos (60 m), lo que da idea de la complejidad del flujo subterráneo incluso a pequeña escala. Las facies hidroquímicas del agua de la mina (incluyendo muestras de pozos, lagos a cielo abierto y descargas por socavones) incluyen: sulfato (81%), magnesio (24%), sodio (16%) y calcio (6%), y el resto son combinaciones de todos ellos. Robles-Arenas (2010) y

Robles-Arenas y Candela (2010) ofrecen una descripción exhaustiva del sistema acuífero y aspectos hidroquímicos.

Una evaluación de los cambios de uso del suelo posterior a la explotación minera identificó 12 minas a cielo abierto y 2351 emplazamientos de residuos mineros, socavones y residuos de procesos metalúrgicos y tanques de flotación (García, 2004). En general, las operaciones mineras antes mencionadas ocupan una superficie de 9 km² y un volumen aproximado de 175 hm³ en tierra. Además, aproximadamente 25 hm³ de residuos post-flotación (fangos) fueron vertidos al mar en la Bahía de Portman durante más de 30 años (Martínez-Sánchez *et al.*, 2008; Manteca *et al.*, 2014). La muestras de residuos de mina y metalúrgicos tienen concentraciones significativas de Pb, Zn, Fe, Mn, Cu, Cd y Ni. Los contenidos en Pb, Zn, Fe, Mn son al menos dos órdenes de magnitud mayores que otros metales pesados.

La alteración de los minerales en yacimientos metálicos comúnmente resulta en la liberación de los metales al medio ambiente. La precipitación y la escorrentía originada durante eventos extremos, así como la acción eólica han permitido el transporte de partículas y contaminantes disueltos o en suspensión de zonas mineras hacia la llanura del Campo de Cartagena, el Mar Menor y el Mar Mediterráneo (Tsakovski *et al.*, 2012.; Marin-Guirao *et al.*, 2007).

Los sedimentos en los lechos de las ramblas del Beal y Ponce, originados principalmente por la erosión de los embalses de residuos mineros, tienen alta presencia de Pb, Zn y Cd. La parte superior del suelo de la llanura de inundación está extremadamente contaminada, y presenta alta eco-toxicidad (Bes *et al.*, 2014). La concentración media en metales pesados es de Pb_{tot} 4000 ppm, Zn_{tot} 4600 ppm, Cd_{tot} 4,5 ppm y Cu_{tot} 50 ppm (Navarro *et al.*, 2008; Robles-Arenas *et al.*, 2006; González-Fernández *et al.*, 2011, Martínez-Martínez *et al.*, 2013). La evaporación de las aguas ácidas durante periodos secos provoca la precipitación de sales solubles, y las eflorescencias salinas (minerales secundarios producidos por alteración de los metales), altamente solubles, se movilizan durante las tormentas intensas junto con metales y metaloides y con una cantidad apreciable de sólidos en suspensión (Robles-Arenas y Candela, 2010).

10.5. Consideraciones sobre la mitigación de impactos

La reducción del desequilibrio entre la disponibilidad de agua y las demandas de agua en la cuenca del Campo de Cartagena, ha sido abordada por diferentes autores y a diferentes escalas. A nivel de parcela, se han estudiado las posibilidades de riego deficitario (Romero *et al.*, 2005; Pérez-Pastor *et al.*, 2008; Egea *et al.*, 2010), la reutilización de aguas residuales (López-Gálvez *et al.*, 2014), el uso de aguas desaladas (Martínez-Alvarez *et al.*, 2014; Martín-Górriz *et al.*, 2014), y las diferentes tecnologías de ahorro de agua de riego (riego sub-superficial, cubiertas para balsas y otras) (Maestre-Valero *et al.*, 2013). Estas soluciones implementadas a nivel de parcela sólo podrían tener un efecto de reducción efectiva a mayor escala si los agricultores están incentivados a emplear el agua ahorrada (Berbel y Mateos, 2014). Por ejemplo, las inversiones en las últimas décadas en la tecnología de riego por goteo no han conducido a una reducción efectiva en el uso del agua de riego en esta zona (Alcón *et al.*, 2011). Por lo tanto, este tipo de medidas tienen poco margen para reducir realmente el desequilibrio de manera significativa en la cuenca del Campo de Cartagena.

Otros de los análisis efectuados relacionados con la escasez de recursos, son los relativos a las medidas económicas e institucionales incluyendo el precio del agua, mercados de agua y programas de seguros. Los resultados de Alcón *et al.*, (2014) sugieren que los agricultores estarían incluso dispuestos a pagar dos veces más que el precio actual del agua de riego para garantizar la fiabilidad en el suministro de agua a través de programas estatales. Sin embargo, Pérez-Blanco *et al.* (2015) indica que los sistemas de fijación de precios del agua pueden ser ineficaces para reducir el uso del agua en esta zona. Los resultados de Pérez-Blanco y Gómez-Gómez (2013) muestran que los programas de seguros frente a sequías tienen el potencial de salvar extracciones anuales de agua subterránea a un costo que es menor en un orden de magnitud que la disposición a pagar por la seguridad del agua por los agricultores con aversión al riesgo. Gómez-Gómez y Pérez-Blanco (2012) concluyen que el plan de gestión actual de sequía en esta región en realidad no reduce el riesgo de sequía y la presión sobre los recursos hídricos. Rey *et al.* (2015) también sugieren iniciativas de seguros frente a sequías como una posible solución para que los agricultores en esta área manejen la incertidumbre de suministro de agua. Sin embargo, para que este tipo de estrategias reduzca efectivamente el desequilibrio en la cuenca del Campo de Cartagena, el primer reto a superar es incluir los recursos de agua subterránea como un componente integral de la planificación y gestión.

En relación a la mitigación de la contaminación cruzada entre acuíferos, se están desarrollando modelos de flujo y transporte con periodos de simulación a largo plazo junto con estudios estadísticos avanzados basados en geoquímica y datos hidrodinámicos que podría proporcionar conocimientos adicionales sobre cuestiones importantes que se relacionan con los acuíferos, la contaminación cruzada y el patrón de flujo de agua subterránea en general.

El problema de la “Contaminación por nitratos y plaguicidas, disminución de la calidad fisico-química en el Campo de Cartagena y afección al Mar Menor” es considerado por el Organismo de cuenca como uno de los principales problemas dentro del Esquema de Temas Importantes del ciclo de planificación hidrológica 2015-21. Las medidas consideradas por un importe total 113 M€ (periodo 2009 a 2027) son las siguientes: 1) Ampliación de la zona vulnerable del Campo de Cartagena para que considere la totalidad de la superficie de la masa de agua subterránea incluyendo el Triásico de los Victorias; 2) Declaración como zona vulnerable de la totalidad de la superficie de la masa de agua de la Sierra de Cartagena; 3) Implantación de planes de actuación en las zonas vulnerables. Aplicación de buenas prácticas agrícolas y sustitución del uso de fertilizantes que contengan sustancias contaminantes por otros neutros. Los planes de actuación deberán recoger medidas para el tratamiento de los purines de la ganadería intensiva de porcino; 4) Implantación de planes de reducción del uso de plaguicidas en la superficie agraria de la zona vulnerable del Campo de Cartagena. 5) Sellado del tramo del acuífero Cuaternario de pozos en funcionamiento y con extracción de recursos del acuífero Plioceno, para que la contaminación provocada por nitratos en el acuífero del Cuaternario no afecte también a los acuíferos profundos del Plioceno y Messiniense. Relleno con material impermeable de los pozos abandonados. 6) Construcción de una batería de pozos cercanos al Mar Menor y/o drenajes, cuyo objeto sea impedir que los aportes subterráneos de la masa de agua subterránea lleguen al Mar Menor. Ejecución de estudios hidrogeológicos para determinar la ubicación de estos pozos, de forma que no supongan un riesgo de intrusión marina para la masa subterránea.

En relación a las posibilidades de remediación-restauración ambiental del distrito minero, la gran zona afectada supone una dificultad por razones técnicas y socio-económicas, de tal manera que la investigación de técnicas orientadas a problemas concretos a través de los estudios de campo se mantiene como el objetivo principal. No existe ninguna disposición legal sobre planes de restauración. En general, se considera que la primera medida de mitigación debe ser la estabilización de la superficie de los residuos mineros ubicados en las zonas de cabecera de las ramblas, con el fin de minimizar localmente la entrada de sedimentos y aguas con metales pesados en la laguna del Mar Menor (Conesa y Jiménez-Carceles, 2007). La mayoría de las estrategias de remediación anterior desarrolladas se han centrado en el control de la movilidad de los metales pesados y la mitigación de riesgos del drenaje ácido de mina. Dado que las plantas pueden proteger el suelo contra la erosión hídrica y eólica, se han llevado a cabo investigaciones de fito-remediación, con especies de plantas capaces de crecer sobre enclaves mineros o entornos de los cauces de ramblas con residuos contaminados (Conesa *et al.*, 2006).

El Mar Menor es sin duda el principal elemento de protección ambiental de la zona. La declaración del Mar Menor como zona sensible (según Orden de 20 de diciembre de 2001) obliga a una depuración rigurosa de los efluentes urbanos, de acuerdo con la Directiva 91/271/CEE. También se ha declarado como zona sensible la Rambla del Albuñón, por resolución de 30 junio de 2011 de la Secretaría de Estado del Medio Rural y Agua. El logro de un buen estado ecológico de las masas de agua en 2015 (o para las dos extensiones 2021, 2027 previstas) es uno de los objetivos establecidos en la Directiva Europea Marco del Agua (DMA). En ese sentido, se han llevado a cabo algunas investigaciones centradas en el problema de la eutrofización del Mar Menor desde una perspectiva socio-económica y de gestión. En particular, mediante la aplicación del método de valoración contingente, los beneficios ambientales generados por las medidas para mejorar el estado ecológico de la laguna costera del Mar Menor se han estimado en 17,4 M€/año (Perni *et al.*, 2011). Por otra parte, se han propuesto enfoques participativos para la selección de medidas rentables para la implementación de la DMA a partir de una combinación de análisis coste-eficacia y la participación activa de los usuarios. La medida más rentable sería la restauración de los cursos de agua que desembocan en la laguna y el tratamiento de las aguas subterráneas contaminadas (Perni y Martínez-Paz, 2013).

El problema de la “Eutrofización de la masa de agua del Mar Menor, declarada sensible” es considerado por el Organismo de Cuenca como uno de los principales problemas dentro del Esquema de Temas Importantes del ciclo de planificación hidrológica 2015-21. Las medidas consideradas por un importe total 426 M€ (periodo 2009 a 2027) son las siguientes: 1) Medidas para reducir los aportes de aguas residuales depuradas al Mar Menor; 2) Medidas de gestión; 3) Medidas para reducir la entrada de nutrientes al Mar Menor procedentes de la descarga subterránea, mediante la ejecución de una batería perimetral de pozos, tratamiento posterior de los recursos extraídos y vertido posterior al Mar Mediterráneo; 4) Medidas para reducir los aportes de retornos de riego del Campo de Cartagena y que son aportados al Mar Menor mediante escorrentía superficial; 5) Implantación de planes de actuación sobre las zonas vulnerables para reducir la contaminación por nutrientes; 6) Programa de sellado de captaciones en el acuífero de Campo de Cartagena para evitar la interconexión entre distintos niveles de acuíferos. Sellado del tramo del acuífero Cuaternario de pozos en funcionamiento y con extracción de recursos del Plioceno para que la contaminación provocada por nitratos en el acuífero del

Cuaternario no afecte también al acuífero del Plioceno. Relleno con material impermeable de los pozos abandonados; 7) Medidas para mejorar el conocimiento; 8) Medidas para la recogida de vertidos de salmueras de desalinizadoras privadas; 9) Medidas de restauración ambiental del Dominio Público Marítimo Terrestre; 10) Medida de protección de los humedales litorales del Mar Menor (Salinas de San Pedro, La Hita, Marina de Carmolí, Lo Poyo, Humedales de La Manga y Salinas de Marchamalo).

10.6. Conclusiones

La cuenca del Campo de Cartagena y el Mar Menor es un caso de extrema presión antrópica sobre el ciclo hidrológico y los ecosistemas. Diversas medidas generales y específicas han sido propuestas por investigadores, usuarios y el organismo de cuenca, con el fin de mitigar los impactos activos y garantizar la sostenibilidad de la región. Entre ellas, cabe destacar las siguientes: i) la aplicación de buenas prácticas agrícolas y su control, por ejemplo, sustitución de ciertos fertilizantes, el manejo adecuado de la fertilización orgánica, la reducción del uso de plaguicidas y la aplicación de tecnologías de riego aún más eficientes (riego deficitario, riego sub-superficial, cubiertas de plástico); ii) medidas de índole económica y gestión tarifaria centradas en la adecuación de los precios del agua, mercados de agua, mejora de programas de seguros, junto con planes más realistas de gestión, especialmente en sequías, que incluyan las aguas subterráneas y otros recursos como la delación en un esquema de uso combinado; iii) la ampliación de la zona vulnerable de Campo de Cartagena para incorporar toda la masa de agua subterránea, incluyendo el acuífero Triásico de Los Victorias; iv) el sellado del tramo cuaternario en las captaciones profundas y cementación de pozos abandonados para evitar la contaminación cruzada; v) declaración de toda la superficie del Distrito Minero de la Sierra de Cartagena-La Unión como una zona vulnerable, con fito-estabilización y tratamiento químico de residuos mineros; vi) medidas para reducir la entrada de nutrientes y otros contaminantes superficiales y subterráneos a la laguna del Mar Menor, incluyendo la posibilidad de drenaje perimetral y/o batería de pozos local, la recolección de salmueras de desaladoras privadas, y la protección de los humedales costeros.

Todas las alternativas de mitigación antes mencionadas requieren de análisis específicos de viabilidad sustentados en la mejora del conocimiento, con especial hincapié en la componente subterránea del flujo. En cualquier caso, la implementación de estas medidas resulta necesaria y de gran importancia para conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua del Campo de Cartagena-Mar Menor manteniendo los estándares y expectativas de desarrollo económico de la región.

10.7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido parcialmente apoyado por el Proyecto GESINH-IMPADAPT (CGL2013-48424-C2-2-R) del Ministerio de Economía y Competitividad (Plan Estatal I+C+T+I 2013-2016), el Programa de Investigación de la Universidad Católica de San Antonio (UCAM), y la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

10.8. Bibliografía

- Alcón, F., de Miguel, M.D., Burton, M.** 2011. Duration analysis of adoption of drip irrigation technology in southeastern Spain. *Technol. Forecast. Soc. Change*, 78(6), 991-1001.
- Alcón, F., Tapsuwan, S., Brouwer, R., de Miguel, M.D.** 2014. Adoption of irrigation water policies to guarantee water supply: A choice experiment. *Environ. Sci. Policy*, 44, 226-236.
- Baudron, P., Alonso-Sarria, F., García-Aróstegui, J.L., Canovas-García, F., Martínez-Vicente, D., Moreno-Brotóns, J.** 2013b. Identifying the origin of groundwater samples in a multi-layer aquifer system with Random Forest classification. *Journal of Hydrology*, 499, 303-315.
- Baudron, P., Barbecot, F., Gillon, M., García-Aróstegui, J.L., Travi, Y., Leduc, C., Castillo, F.G., Martínez-Vicente, D.** 2013a. Assessing groundwater residence time in a highly anthropized unconfined aquifer using bomb peak C-14 and reconstructed irrigation water H-3. *Radiocarbon*, 55, 993-1006.
- Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez-Vicente, D.** 2014. Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). *Hydrological Processes*, 28, 2223-2236.
- Baudron, P., Cockenpot, S., Castejón, F.L., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., García-Aróstegui, J.L., Martínez-Vicente, D., Leduc, C., Claude, C.** 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Journal of Hydrology*, 525, 55-71.
- Bes, C.M., Pardo, T., Bernal, M.P., Clemente, R.** 2014. Assessment of the environmental risks associated with two mine tailing soils from the La Unión-Cartagena (Spain) mining district. *Journal of Geochemical Exploration*, 147, 98-106.
- Berbel, J., Mateos, L.** 2014. Does investment in irrigation technology necessarily generate rebound effects? A simulation analysis based on an agro-economic model. *Agric. Syst.*, 128, 25-34.
- CHS,** 2014. Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2009/2015, Murcia, Spain.
- Conesa, H.M., Faz, A., Arnaldos, R.** 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena La Unión mining district, SE Spain). *Science of the Total Environment*, 366, 1-11.
- Conesa, H.M., and Jiménez-Cárceles, F.J.** 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Pollut. Bull.*, 54(7), 839-849.
- Contreras, S., Hunink, J.E., Baille, A.** 2014. Building a watershed information system for the Campo de Cartagena basin (Spain) integrating hydrological modeling and remote sensing. *FutureWater Report* 125, 59 pp.
- Contreras, S., Hunink, J.E., Baille, A.** 2015. Water accounting at the basin scale: water use and supply, 2000-2010) in the Segura River Basin using the SEEA framework. *FutureWater Report* 138, 176 pp.
- Dupuy de Lome, E., Gorostizaga J., Novo y Chicarro, P.** 1917. Informe del Instituto Geológico sobre alumbriamientos de aguas subterráneas por cuenta del estado. *Boletín Oficial de Minas y Metalurgia*, 55-68.
- Egea, G., Nortes, P.A., González-Real, M.M., Baille, A., Domingo, R.** 2010. Agronomic response and water productivity of almond trees under contrasted deficit irrigation regimes. *Agric. Water Manag.*, 97(1) 171-181.
- F-IEA,** 2009. El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, ed. Murcia, España, 540 pp.
- F-IEA,** 2011. Modelación Hidrológica en Zonas Semiaridas-Subproject Modelización Hidrogeológica. Informe final. En: Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, ed. Murcia, España, 470 pp.
- García, C.,** 2004. Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión, Murcia-España). Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, España, 424 pp.
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J., Baudron, P., Martínez-Vicente, D., Senent, M., Guerra, J.** 2012. Geometría del acuífero del Campo de Cartagena e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico. En: Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros. *Hidrogeología y Aguas Subterráneas*, 29: Madrid, España. Instituto Geológico y Minero de España, p. 439-450.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M.** 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373, 220-239.
- González-Fernández, O., Jurado-Roldán, A.M., Queralt, I.** 2011. Geochémica and mineralogical features of overbank and stream sediments of the Beal Wadi, Cartagena-La Unión Mining District, SE Spain): Relation to Former Lead-Zinc Mining Activities and Its Environmental Risk. *Water Air Soil Pollut.*, 215, 55-65.
- Gómez-Gómez, C.M., Pérez-Blanco, C.D.** 2012. Do drought management plans reduce drought risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin. *Ecol. Econ.*, 76, 42-48.
- Guardiola, F.** 1927. Estudio metalogénico de la Sierra de Cartagena. *Memorias del Instituto Geológico de España*, Madrid, 33, 331 pp.
- Hunink, J.E., Contreras, S., Soto-García, M., Martín-Gorri, B., Martínez-Alvarez, V., Baille, A.** 2015. Estimating groundwater use patterns of perennial and seasonal crops in a Mediterranean irrigation scheme, using remote sensing. *Agric. Water Manag.*, 162, 47-56.
- IGME,** 1974. Posibilidades de captación de Aguas subterráneas al sur del Cabezo Gordo (Campo de Cartagena).
- IGME,** 1982. Investigación geotérmica en el Campo de Cartagena. Ensayo piloto de utilización de la energía geotérmica para calefacción de invernaderos.
- IGME,** 1989. Geometría de los acuíferos del Campo de Cartagena. Informe inédito.
- IGME,** 1991. Estudio Hidrogeológico del Campo de Cartagena (2ª Fase). Informe inédito.
- IGME-IRYDA,** 1979. Investigación hidrogeológica en la Cuenca Baja del Segura. Informe inédito.
- INC,** 1962. Informes de sondeos del INC-IRYDA en España. IGME, Informe inédito.
- Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., Candela, L.** 2011. The role of leaky boreholes in the contamination of a regional confined aquifer. A case study: The Campo de Cartagena Region, Spain. *Water Air and Soil Pollution*, 215, 311-327.
- Jiménez-Martínez, J., Candela, L., García-Aróstegui, J.L., Aragón, R.** 2012b. A 3D geological model of Campo de Cartagena, SE Spain: Hydrogeological implications. *Geologica Acta*, 10, 49-62.
- Jiménez-Martínez, J., Candela, L., Molinero, J., Tamoh, K.** 2010. Groundwater recharge in irrigated semi-arid areas with different crops. Quantitative hydrological modelling and sensitivity

analysis. *Hydrogeology Journal*, 18, 1811-1824.

Jiménez-Martínez, J., Tamoh, K., Candela, L. 2012a. Vadose zone tritium tracer test to estimate aquifer recharge from irrigated areas. *Hydrological Processes*, 27 (22), 3150-3158.

Jiménez-Martínez, J., Skaggs, T.H., Van Genuchten, M.Th., Candela, L. 2009. A root zone modeling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *Journal of Hydrology*, 367(1-2), 138-149.

Lapuente, E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300, 40-45.

López-Gálvez, F., Allende, A., Pedrero, F., Alarcón, J.J., Gil, M.I. 2014. Safety assessment of greenhouse hydroponic tomatoes irrigated with reclaimed and surface water. *Int. J. Food Microbiol.*, 191, 97-102.

López-Garrido, A.C., Pérez López, A., Sanz de Galdeano, C. 1997. Présence de facies Muschelkalk dans des unités Alpujarrides de la région de Murcie, Cordillère Bétique, SE de l'Espagne) et implications paléogéographiques. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Paris. Série IIa*, 324, 647-654.

Manteca, J.I., Ovejero, G. 1992. Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética Oriental, Zn, Pb, Ag-Fe ore deposits of La Unión-Cartagena mining district, eastern Betic Cordillera. In: García, J., Martínez, J. (eds.). *Recursos Minerales de España*, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC. 1085-1101.

Manteca Martínez, J.I., Rodríguez Martínez-Conde, J.A., Puga, E., Díaz de Federico, A. 2004. Deducción de la existencia de un relieve Nevado-Filábride durante el Mioceno Medio-Superior, actualmente bajo el mar, al sur de las sierras costeras alpujarrides de El Roldán y La Muela, oeste de Cartagena (Cordillera Bética Oriental). *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 17(1-2), 27-37.

March, H., Saurí, D., Rico-Amorós, A.M. 2014. The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *Journal of Hydrology*, 519, 2642-2651.

Marín, A. 1925. Informe acerca de la ejecución de sondeos artesianos del Campo de Cartagena. IGME (Inédito).

Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., García, G., García-Fernández, A.J. 2007. Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: Water chemistry and toxicity. *Chemistry and Ecology*, 23, 217-231.

Maestre-Valero, J.F., Martínez-Granados, D., Martínez-Alvarez, V., Calatra-

va, J. 2013. Socio-economic impact of evaporation losses from reservoirs under past, current and future water availability scenarios in the semi-arid Segura Basin. *Water Resour. Manag.*, 27(5), 1411-1426.

Martín-Górriz, B., Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V. 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE, southeast Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy*, 77, 478-488.

Martínez-Álvarez, V., García-Bastida, P.A., Martín-Górriz, B., Soto-García, M. 2014. Adaptive strategies of on-farm water management under water supply constraints in south-eastern Spain. *Agric. Water Manag.*, 136, 59-67.

Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A., Faz-Cano, A., Carmona, A.M., Zornoza, R., Cerdá, C. 2013. Assessment of the lead and zinc contents in natural soils and tailing ponds from the Cartagena-La Unión mining district, SE Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 124, 166-175.

Martínez-Sánchez, M.J., Navarro, P.A., Pérez-Sirvent, C., Marimón, J., Vidal, J., García-Lorenzo, M.L., Bech, J. 2008. Assessment of the mobility of metals in a mining-impacted coastal area, Spain, Western Mediterranean). *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 171-182.

Mesa y Ramos, J. 1909. Pozos artesianos. Madrid, 238 pp.

Navarro, M.C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Vidal, J., Tovar, P.J. and Bech, J. 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 183-193.

Peñuelas, L. 1851. Sobre los pozos artesianos en la provincia de Murcia. *Revista Minera*, 2, 717-724.

Pérez-Blanco, C.D., Delacámara, G., Gómez, C.M. 2015. Water charging and water saving in agriculture. Insights from a revealed preference model in a mediterranean basin. *Environ. Model. Softw.*, 69, 90-100.

Pérez-Blanco, C.D., Gómez, G.M. 2013. Insuring water: a practical risk management option in water-scarce and drought prone regions?, *Water Policy*, 10, doi: 10.2166/wp.2013.131

Pérez-Pastor, A., Domingo, R., Torrecillas, A., Ruiz-Sánchez, M.C. 2008. Response of apricot trees to deficit irrigation strategies. *Irrig. Sci.*, 27(3), 231-242.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la com-

prensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En: *Fundación-Instituto-Euromediterráneo del-Agua, El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Murcia, España, 540 pp.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 160-166.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegazi, M.I., Quispe, J. 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 75, 175-188.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Pérez-Marcos, M. 2013. Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs. K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 132, 17-33.

Perni, A., Martínez-Carrasco, F., Martínez-Paz, J.M. 2011. Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas*, 37, 175-190.

Perni, A., Martínez-Paz, J.M. 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor, SE Spain). *Science of the Total Environment*, 458, 303-311.

Ramos, G. 2003. Posibilidades de aplicación de la inyección mediante sondeos profundos a la gestión de salmueras de rechazo de plantas desaladoras en España. Tesis Doctoral. Univ. Politécnica de Madrid, 352 pp.

Rey, D., Garrido, A., Calatrava, J. 2015. Comparison of different water supply risk management tools for irrigators: Option contracts and insurance. *Environ. Resour. Econ.*, doi: 10.1007/s10640-015-9912-2.

Robles-Arenas, V.M. 2010. Caracterización hidrogeológica de la Sierra de Cartagena-La Unión (SE de la Península Ibérica). Impacto de la minería abandonada sobre el medio hídrico. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña, 211 pp.

Robles-Arenas, V.M., Candela, L. 2010. Hydrogeological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate. The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta*, 8(3) 235-248.

Robles-Arenas, V.M., Rodríguez, R., García, C., Manteca, J.I., Candela, L. 2006. Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Carta-

gena-La Unión (SE Spain) case study. *Environmental Geology*, 51, 47-64.

Rodríguez Estrella, T. 2004. Decisive influence of neotectonics on the water connection between the Mediterranean Sea, Mar Menor and the Campo de Cartagena aquifers, South-East of Spain). En: Araguás, L., Manzano, M., eds., 18th Salt Water Intrusion Meeting, Cartagena, España. p. 745-758.

Román, C. 1996. Uso y explotación de la tierra en la comarca del Campo de Cartagena, siglos xx y xx). MAPA, Ed.. Madrid, 587 p.

Romero, P., García, J., Botía, P. 2005. Cost-benefit analysis of a regulated deficit-irrigated almond orchard under

subsurface drip irrigation conditions in Southeastern Spain. *Irrig. Sci.*, 24(3), 175-184.

Rubio, J.M. 1928. La cuenca artesiana del Campo de Cartagena. *Revista Minera, Metalúrgica y de Ingeniería*, LXXIX: 229-231, 433-444 and 457-460.

Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Alcón, F., Martín-Górriz, B. 2013. Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agric. Water Manag.*, 124, 11-19.

Trigueros, E., Navarro-Alvargonzales, A., Núñez, V., García de la Barrera, A. 1962. Estudio hidrogeológico de la

Provincia de Murcia. IGME, Informes Técnicos por términos municipales, (Inéditos).

Tsakovski, S., Kudlak, B., Simeonov, V., Wolska, L., García, G., Namiesnik, J. 2012. Relationship between heavy metal distribution in sediment samples and their ecotoxicity by the use of the Hasse diagram technique. *Analytica Chimica Acta*, 719, 16-23.

Villasante, F. 1913. Criaderos de hierro en España, Tomo I, Criaderos de la Provincia de Murcia. *Memorias del Instituto Geológico de España*, Madrid, Tomo 26, 316 p.

Capítulo 11. Eutrofización y contaminación por residuos mineros en humedales del Mar Menor: comprendiendo los procesos biogeoquímicos para plantear posibles actuaciones de manejo

Chapter 11. Eutrophication and metal pollution by mining waste in coastal wetlands of the Mar Menor: understanding biogeochemical processes with a view to introducing management strategies

José Álvarez-Rogel¹, María Nazaret González-Alcaraz^{1,2}, Héctor Miguel Conesa Alcaraz¹, María del Carmen Tercero Gómez¹, Isabel Párraga-Aguado¹, Antonio María-Cervantes¹ y Francisco José Jiménez-Cárceles³

¹ Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Área de Edafología y Química Agrícola, E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 48, Cartagena, 30203 Murcia, España. Correo electrónico de contacto: jose.alvarez@upct.es

² Dirección actual: Department of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, VU University, De Boelelaan 1085, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands. Correo electrónico de contacto: nazaret.gonzalez@upct.es; m.n.gonzalezalcaraz@vu.nl

³ BIOCYMA, Consultora en Medio Ambiente y Calidad, S.L., C/ Cisne N° 6, 4° E 3009, Murcia, Spain

- 11.1. Introducción y antecedentes
- 11.2. Breve descripción de los humedales objeto de estudio
 - 11.2.1. La Marina del Carmolí
 - 11.2.2. El saladar de Lo Poyo
- 11.3. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en el papel de los humedales frente a la eutrofización
 - 11.3.1. Una breve síntesis de los ciclos del N y el P
 - 11.3.2. Resultados experimentales
- 11.4. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en la dinámica de metales en humedales y medidas de fitomanejo
- 11.5. Principales conclusiones y retos futuros
- 11.6. Agradecimientos
- 11.7. Bibliografía

Resumen

En este capítulo se resumen los resultados de diversos experimentos realizados con suelos (afectados y no afectados por residuos de minería) y plantas procedentes de dos humedales de la costa del Mar Menor: la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo. Se estudiaron los mecanismos biogeoquímicos que determinan la capacidad de estos ambientes para actuar como filtros verdes frente a las aguas eutrofizadas cargadas en nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^{3-}), valorando el efecto de las plantas y del encalado de los suelos sobre dicha capacidad. También se cuantificó la transformación de NO_3^- en óxido nitroso (N_2O), un gas de efecto invernadero, y se discutieron los efectos negativos que pueden tener estos ambientes como emisores de dicho gas, que contribuye al calentamiento global, frente a los positivos para depurar las aguas que vierten al Mar Menor. Por otro lado, se analizaron los mecanismos implicados en la movilidad de los metales pesados en el sistema suelo-agua-planta en zonas afectadas por residuos mineros y se evaluaron alternativas de manejo para reducir los riesgos asociados a dichos metales. Como síntesis de las lecciones aprendidas podemos decir que: a) el papel de los humedales costeros del Mar Menor para depurar las aguas cargadas de NO_3^- se produce a costa de emitir altas concentraciones de N_2O a la atmósfera a través de la desnitrificación y la de depurar PO_4^{3-} a costa de almacenar fósforo en los suelos; b) en suelos inundados la contribución de la vegetación (en particular carrizo, *Phragmites australis*) a la eliminación de NO_3^- está más relacionada con crear un ambiente favorable para la actividad de los microorganismos en el entorno de sus raíces que en absorber dichos NO_3^- ; c) en suelos en fase de secado la absorción de NO_3^- por el carrizo gana en importancia, contribuyendo a reducir la concentración de NO_3^- disponible para la formación y emisión de N_2O a la atmósfera a través del proceso de desnitrificación; d) muchas zonas de los humedales estudiados presentan una elevada concentración de metales pesados en sus suelos debido a la presencia de residuos mineros, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud de las personas; e) la solubilidad y movilidad de los metales depende del metal, de la humedad del suelo y de la presencia/ausencia de plantas (así como de la especie de planta), por lo que las medidas de manejo que impliquen la adición de enmiendas y la implantación de vegetación deben ser planificadas para cada caso particular conociendo con todo detalle las condiciones biogeoquímicas que van a existir tras las actuaciones que se realicen.

Abstract

*This chapter summarizes the results of a number of experiments carried out with soils (affected and unaffected by mining waste) and plants collected from two wetlands of the Mar Menor lagoon: the Marina del Carmolí and the Lo Poyo salt marsh. The biogeochemical mechanisms responsible for the capacity of these wetlands to act as green filters against eutrophic water with a high nitrate (NO_3^-) and phosphate (PO_4^{3-}) content were studied. The effect of plants and liming on this capacity were also evaluated. In an experiment, the transformation of NO_3^- into N_2O (a greenhouse gas) by denitrification was evaluated, and the negative consequences of N_2O for global warming were discussed in relation with the positive effect of these wetlands in purifying eutrophic water that reaches the Mar Menor. The mechanisms influencing the solubility and mobility of heavy metals in the soil-water-plant system were also studied, and some proposals were suggested for the management of wetlands polluted by mine wastes. The lessons learned can be summed up as: a) the role of coastal wetlands of the Mar Menor in purifying eutrophic water with high NO_3^- content implies high N_2O emissions to the atmosphere, whilst their role in purifying PO_4^{3-} implies that their soils act as phosphorus sinks; b) in flooded soils, the main role of plants (mainly *Phragmites australis*, common reed) in reducing NO_3^- concentrations in eutrophic water is to promote microbial activity in the rhizosphere, which favours denitrification, the absorption of NO_3^- by plants playing a secondary role; c) when soils are drying, however, the role of NO_3^- absorption by *Phragmites* becomes more significant, this absorption reducing the NO_3^- available for N_2O formation and emission via denitrification; d) extensive zones of the wetlands are affected by extremely high heavy metal concentrations in soil due to the presence of mining waste, which poses a risk for the environment and human health; e) the solubility and mobility of metals are specific for each metal and are influenced by soil moisture levels and the presence of different plant species; hence, the implementation of management strategies that imply the use of remedial actions and replanting must be planned on a case-by-case basis and only after a detailed analysis of the resulting biogeochemical conditions has been carried out.*

11.1. Introducción y antecedentes

Entre los principales problemas que sufre la laguna del Mar Menor y su entorno se encuentran los vertidos de aguas eutrofizadas cargadas en nutrientes procedentes de efluentes agrícolas y urbanos y la presencia de enclaves con residuos mineros procedentes de las antiguas explotaciones de la Sierra de la Unión-Cartagena (Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007). Los trabajos realizados en la zona, tanto por la administración regional como por los centros de investigación de la Comunidad Autónoma de Murcia, son muy numerosos, lo que ha llevado a que se haya generado abundante bibliografía.

En este capítulo revisaremos, fundamentalmente, los trabajos publicados entre 2010 y 2015 por el Grupo de Investigación Agroquímica, Tecnología y Manejo de Suelos y Sustratos de la E.T.S. de Ingeniería Agronómica (ETSIA) de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). Miembros de dicho Grupo comenzaron trabajando en los humedales del entorno del Mar Menor a mediados de la década de 1990 y han abordado el tema desde diferentes puntos de vista: se han estudiado la vegetación y los suelos; se han analizado los gradientes edáficos y las relaciones suelo-vegetación; se ha determinado el nivel de afectación por metales pesados de los suelos y la cubierta vegetal; y se han tipificado y cuantificado los niveles de nutrientes en las aguas que vierten a los humedales y el papel de los humedales como filtros verdes. Referencias a todos estos trabajos se pueden encontrar en varias revisiones publicadas en el año 2011 (Álvarez-Rogel *et al.*, 2011; González-Alcaraz *et al.*, 2011b; Conesa *et al.*, 2011a, 2011b; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2011).

Una vez que se tenía información sobre cómo eran el suelo, el agua y la vegetación de estos ambientes en condiciones de campo, se trató de averiguar cómo ocurrían los procesos bioquímicos en ellos y para esto se planificaron una serie de experimentos que se llevaron a cabo bajo condiciones controladas, tratando siempre de reproducir lo que se había observado previamente en campo. El planteamiento era conocer los mecanismos que determinan el comportamiento de los nutrientes y los metales, y su relación con el régimen hídrico y la presencia de plantas, para utilizar ese conocimiento, en combinación con los datos de campo, como base en la búsqueda de alternativas de manejo.

Los resultados que se van a presentar a continuación incluyen una síntesis de dichos trabajos experimentales y, como en revisiones anteriores, se encuentran ya publicados en revistas científicas internacionales que se irán referenciando.

11.2. Breve descripción de los humedales objeto de estudio

Los dos humedales en los que hemos desarrollado la mayoría de los trabajos han sido la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo (Figura 11.1), ambos pertenecientes al término Municipal de Cartagena. Ambos forman parte del Espacio Natural Protegido (LIC ES6200006) Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor.

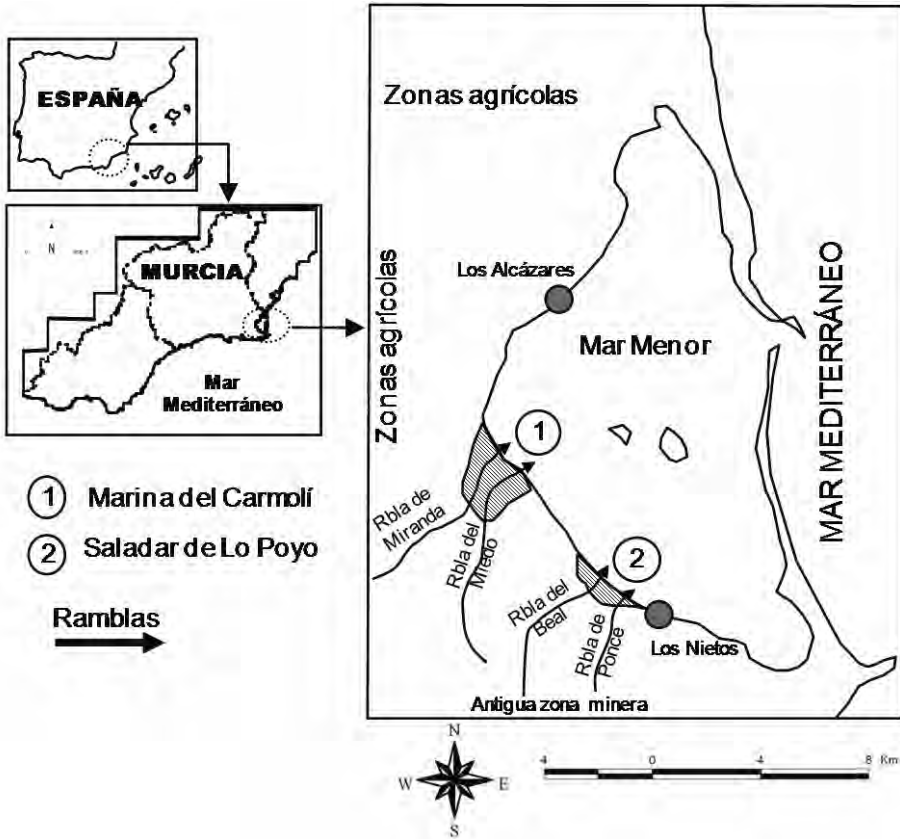


Figura 11.1. Situación de los humedales objeto de estudio en el entorno del Mar Menor.

11.2.1. La Marina del Carmolí

La Marina del Carmolí (30690000E, 4175000N; 37° 42' 02''N, 0° 51' 7''W) tiene una superficie de 318,6 hectáreas y a ella llegan tres ramblas del Campo de Cartagena. Una es la Rambla del Miedo, que nace junto a un antiguo lavadero de mineral de la Sierra Minera de La Unión-Cartagena, por lo que se encuentra a afectada por residuos mineros con elevado contenido en metales pesados que ha introducido al humedal en diversas avenidas (Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, 2008; Conesa *et al.*, 2014). Además, hasta hace algunos años esta rambla recibía descargas de agua de la depuradora de El Algar-La Loma-Los Urrutias (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006). Actualmente, el cauce que más agua aporta al humedal es la Rambla de Miranda, que atraviesa zonas de agricultura intensiva del Campo de Cartagena y recibe las aguas de drenaje de algunas de sus explotaciones agrícolas (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; González-Alcaraz *et al.*, 2012b). La tercera rambla de la zona es la Rambla del Albujión, cuyos desbordamientos hasta principios de los años noventa constituían el mayor aporte hídrico de aguas continentales al saladar, pero que desde su encauzamiento desemboca directamente al Mar Menor. García-

Pintado *et al.* (2007) documentaron que La Rambla del Albujón recibía aguas procedentes de cultivos de regadío del Campo de Cartagena y de vertidos de depuradoras urbanas, aunque serían necesarios estudios más actuales para determinar si esto continúa ocurriendo y si es así como se ve afectada la calidad del agua de la rambla.

La vegetación del humedal se distribuye dependiendo de las condiciones de inundación y de salinidad del suelo (Álvarez-Rogel *et al.*, 2000), apareciendo diferentes hábitat protegidos (Directiva Hábitat 92/43/CEE). La mayoría de las especies son plantas halófitas (adaptadas a la salinidad del suelo) entre las que destacan dos especies de almarjos (*Arthrocnemum macrostachyum* (Moris.) Moris) y *Sarcocornia fruticosa* (L.) A. J. Scott), la siempreviva (*Limonium spp*) y el albardín (*Lygeum spartum* L.). También existen áreas sin apenas vegetación, que corresponden a los suelos afectados por residuos mineros en la zona en la que la Rambla del Miedo penetra en el humedal. En las ramblas y zonas adyacentes el carrizal de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel (carrizo) está muy extendido.

11.2.2. El saladar de Lo Poyo

El saladar de Lo Poyo (30 692918E, 4171066N; 37° 39' 57"N, 0° 48' 46"W) tiene una superficie de 210,6 hectáreas (Figura 11.1). El impacto más importante que sufre este humedal es la presencia de millones de toneladas de residuos mineros procedentes de las explotaciones mineras de la Sierra de La Unión-Cartagena, que sepultaron los antiguos suelos bajo una capa que llega a alcanzar más de dos metros de espesor. El origen principal de estos residuos es la Rambla del Beal, el cauce principal que llega al saladar y que lo atraviesa por su tercio norte, en cuyo nacimiento se ubicaba un lavadero de mineral cuyos residuos se vertieron directamente a la rambla durante varios años. La Rambla de Ponce, que llega al saladar por su extremo sur, también está afectado por residuos de minería, pero su aporte es menor. Las concentraciones de metales pesados que se alcanzan en algunos sectores del saladar, y en los sedimentos sumergidos de la línea de costa, son extremadamente elevadas (188-530 mg kg⁻¹ As, 11-51 mg kg⁻¹ Cd, 56-137 mg kg⁻¹ Cu, 708-5640 mg kg⁻¹ Mn, 4990-11600 mg kg⁻¹ Pb, y 3550-20600 mg kg⁻¹ Zn) y parte de dichos metales se transfieren a los organismos (Álvarez-Rogel *et al.*, 2004; María-Cervantes *et al.*, 2009; Conesa *et al.*, 2011c).

La vegetación de las zonas más salinas y húmedas incluye formaciones monoespecíficas, o casi monoespecíficas de carrizo, junco (*Juncus maritimus*) y almarjos. En la zona más afectada por los residuos mineros la cobertura vegetal es muy escasa, apareciendo mucha superficie de suelo desnudo, lo que favorece la dispersión de las partículas cargadas de metales y metaloides por la erosión hídrica y eólica. En el saladar se realizan numerosas actividades, muchas de ellas en las zonas desprovistas de vegetación, entre las que destaca el aeromodelismo. También se han visto personas practicando actividades deportivas como golf, atletismo, ciclismo, fútbol, así como pesca, windsurf, etc. Todo esto lleva aparejado el paso de vehículos que provocan nubes de polvo, sobre todo en verano cuando coincide la mayor sequedad del suelo con la mayor afluencia de visitantes, lo que incrementa el riesgo de exposición a las partículas contaminantes (Figura 11.2). Por tanto, es urgente llevar a cabo acciones de remediación que reduzcan los riesgos asociados a la presencia de los residuos mineros.



Figura 11.2. Nubes de polvo levantada por un vehículo en el saladar de Lo Poyo durante el verano de 2014, cuando el suelo se encontraba completamente seco.

11.3. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en el papel de los humedales frente a la eutrofización

Los trabajos experimentales para estudiar los mecanismos implicados en la depuración de aguas eutrofizadas en los humedales del Mar Menor se han dirigido fundamentalmente a los ciclos del nitrógeno y del fósforo, que son los máximos responsables de la eutrofización (la cual se puede definir como un excesivo enriquecimiento de nutrientes en un ecosistema). El proceso provoca un desarrollo muy acentuado de determinado tipo de organismos y microorganismos acuáticos, lo que puede llevar a un agotamiento del oxígeno disuelto en el agua que causa, entre otros, la muerte de los peces. Datos de campo obtenidos en los humedales del Mar Menor y su entorno dan una idea del problema en la zona. En la Rambla de Miranda, justo en el punto de entrada de este cauce a la Marina del Carmolí, González-Alcaraz *et al.* (2012b) midieron concentraciones de N total cercanas a los 200 mg L^{-1} (el 90% en forma de NO_3^-) y de P total de hasta $2,5 \text{ mg L}^{-1}$. Para darnos una idea de la magnitud del problema, citar que la Directiva 91/271/CEE (sobre vertidos de aguas residuales urbanas realizadas en zonas sensibles a la eutrofización), determina umbrales máximos de N total entre 10 y 15 mg L^{-1} y de P total de 1 a 2 mg L^{-1} . Las cantidades de P medidas en la Rambla del Miedo cuando recibía vertidos de depuradora superaban los 15 mg L^{-1} , aunque probablemente estas cantidades hayan disminuido desde que cesaron dichos vertidos.

Todos los experimentos que se van a describir se llevaron a cabo en el invernadero del Grupo de Investigación, ubicado en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro, de la ET-

SIA-UPCT. Los trabajos se realizaron a diferentes escalas: macetas, columnas o contenedores, con suelos afectados o no afectados por residuos mineros, con presencia o ausencia de plantas, y utilizando agua traída de la Rambla de Miranda o Rambla del Miedo, o agua preparada para simular a éstas. En todos los casos los experimentos consistieron en someter a los suelos a periodos de inundación-desección de duración variable y analizar la dinámica del nitrógeno (N) y el fósforo (P) (así como de diversos parámetros físico-químicos que no se van a detallar aquí) en el sistema suelo-agua-planta-atmósfera. Para más detalles sobre la metodología y los resultados se pueden consultar las publicaciones que se vayan citando a lo largo del texto.

11.3.1. Una breve síntesis de los ciclos del N y el P

Antes de analizar los experimentos sobre el papel de los humedales en el ciclo del N y del P, haremos un breve repaso los ciclos de dichos elementos en el sistema suelo-agua-atmósfera.

En la atmósfera el N se encuentra como N_2 , N_2O o NO . Es importante indicar que el N_2O es uno de los gases que contribuye al efecto invernadero y por tanto el aumento de su concentración puede contribuir al calentamiento global (según el panel intergubernamental sobre cambio climático (IPCC, 2001) el potencial del N_2O para contribuir al calentamiento global en 100 años es casi 300 veces superior al del CO_2). En el agua, el N puede encontrarse en dos formas: disuelto o formando parte de partículas en suspensión. Las formas solubles de N son: a) nitrógeno disuelto inorgánico (NDI), que incluye fundamentalmente nitratos (NO_3^-) y amonio (NH_4^+); b) nitrógeno disuelto orgánico (NDO), que incluye compuestos como aminoácidos, proteínas y urea. En el suelo, el N puede estar: a) formando parte de la materia orgánica; b) en el agua que circula por los poros, en forma de NDI o NDO; c) en forma gaseosa, en el aire que circula por los poros.

En un ambiente no eutrofizado, el NO_3^- proviene de la mineralización de la materia orgánica. Cuando ésta se mineraliza en presencia de oxígeno en suelos aireados por la actividad de los microorganismos aerobios, lo primero que se forma es NH_4^+ (amonificación), que es transformado después en NO_3^- (nitrificación) por las bacterias nitrificantes. Sin embargo, cuando el suelo se inunda (como sucede en los humedales) el nivel de oxígeno disminuye, lo que provoca que la nitrificación se ralentice o sea inhibida. Además, cuando el oxígeno es escaso ciertos microorganismos especializados pueden utilizar el NO_3^- en su metabolismo transformándolo en formas de nitrógeno gaseoso (N_2O y N_2) que se desprenden a la atmósfera. Este proceso, denominado desnitrificación, es el que proporciona a los humedales su capacidad de depurar aguas con alto contenido de NO_3^- . Por supuesto, el NO_3^- también puede ser absorbido por las plantas.

El P del suelo proviene, en primer lugar, de las rocas y minerales que lo contienen. Es un elemento esencial para las plantas, aunque habitualmente su concentración es escasa y puede llegar a suponer una seria limitación para el crecimiento vegetal. Cuando se producen aportes externos de P (por ejemplo provenientes de vertidos de depuradoras urbanas, o de actividades agrícolas o industriales) a los medios acuáticos, se desencadenan problemas de eutrofización. Las formas solubles de fósforo son principalmente fosfatos inorgánicos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, dependiendo del pH), aunque también son abundantes las formas de nitrógeno orgánico disuelto entre las que se encuentran fosfolípidos, ácidos nucleicos y otros. Cuando el agua eutrofizada entra en contacto con el suelo, el fósforo puede quedar retenido a los componentes de éste por diferentes mecanismos: a) adsorción a partículas del suelo (arcillas, materia orgánica,

complejos arcillo-húmicos) a través de puentes de cationes; b) precipitación como fosfatos de calcio (apatitos) o coprecipitación con carbonatos; c) adsorción a los óxidos e hidróxidos metálicos y d) inmovilización biológica al ser absorbido por los organismos.

11.3.2. Resultados experimentales

A) *Experimentos en macetas*. González-Alcaraz *et al.* (2011c, 2012a) estudiaron los mecanismos que contribuyen a reducir las concentraciones de NO_3^- y PO_4^{3-} del agua cuando los humedales están afectados por residuos mineros y en qué medida las plantas contribuyen a dicha reducción. Para esto, se utilizaron macetas de 13,5 x 14 cm que se rellenaron con suelos afectados por residuos mineros de pH básico (pH≈7,8) y ligeramente ácido (pH≈6,2), recogidos en la Marina del Carmolí y en el saladar de Lo Poyo respectivamente. Un tercio de las macetas se plantaron con el almarjo *Sarcocornia fruticosa*, otro tercio con carrizo, y el resto se dejaron sólo con el suelo. Las plantas utilizadas se recolectaron de la Marina del Carmolí. Todas las macetas se inundaron durante 15 semanas con agua traída de la Rambla de Miranda (carbono orgánico disuelto (COD) ≈ 26 mg L⁻¹, PO_4^{3-} ≈ 23 mg L⁻¹, NO_3^- ≈ 180 mg L⁻¹) y luego se dejaron secar durante dos semanas. Durante el experimento se hizo un seguimiento de diversos parámetros químicos y físico-químicos y de las concentraciones de NO_3^- y PO_4^{3-} del agua que inundaba las macetas.

Los resultados mostraron que al segundo día de inundación las concentraciones de NO_3^- del agua habían disminuido entre un 70 y un 90% con respecto a las iniciales, excepto en las macetas con pH≈6,2 sin plantas, en las que las concentraciones no comenzaron a disminuir hasta pasadas cinco semanas (Figura 11.3). La rapidez en la retirada de NO_3^- , y el hecho de que los resultados fueran similares tanto sin plantas como en presencia de *Sarcocornia* y de carrizo, indicaron que la desnitrificación fue el principal mecanismo responsable de la depuración del agua, teniendo la absorción por las plantas un papel secundario. Sin embargo, los resultados obtenidos en las macetas de pH≈6,2 indicaron que la presencia de vegetación puede jugar un

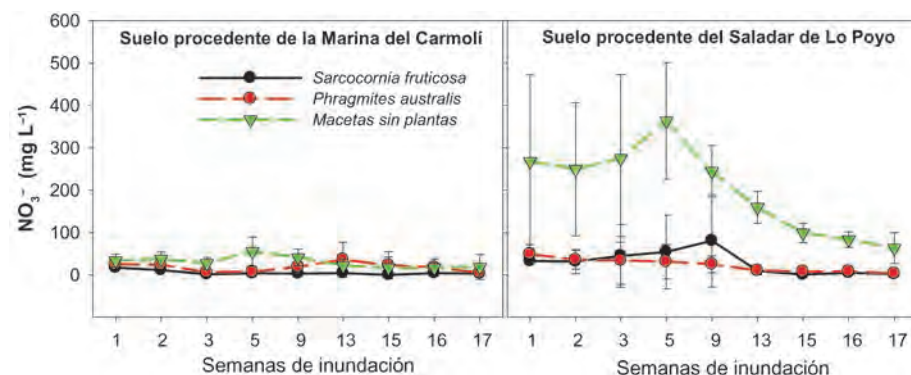


Figura 11.3. Evolución de las concentraciones de NO_3^- en el agua de los poros de suelos afectados por residuos mineros de la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo, en presencia y ausencia de plantas. Los valores son la media de tres repeticiones y las barras el error estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2011).

importante papel bajo determinadas condiciones, más allá de los NO_3^- que puedan absorber. Esto se debe a que la rizosfera (el suelo del entorno de las raíces) proporciona un ambiente que favorece la presencia de microorganismos, que son los responsables de la desnitrificación según se ha explicado anteriormente. En el experimento, el papel mejorante de la rizosfera tuvo más relevancia en un ambiente más desfavorable para la actividad microbiana, como fueron los suelos de $\text{pH} \approx 6,2$ (arenosos y con muy escaso contenido en materia orgánica), en los que la concentración de metales solubles en el agua de los poros fue mayor (por ejemplo: el Zn soluble en las macetas de $\text{pH} \approx 7,8$ estuvo entre $0,5$ y 5 mg L^{-1} , y en las de $\text{pH} \approx 6,2$ entre 27 y 70 mg L^{-1}).

Con respecto al fósforo, las concentraciones de PO_4^{3-} en el agua habían disminuido entre un 80 y un 90% en todos los tratamientos en las primeras tres horas después de inundar las macetas, independientemente de la presencia de plantas (Figura 11.4). Por tanto, el papel de las plantas en la retirada de PO_4^{3-} del agua fue irrelevante. Los principales componentes del suelo que retuvieron el PO_4^{3-} fueron los óxidos metálicos de Fe/Mn y los compuestos de Ca/Mg. A lo largo de las 15 semanas que las macetas estuvieron inundadas, las plantas indujeron cambios en las condiciones biogeoquímicas de los suelos y provocaron transferencias de fósforo entre dichos componentes. En los tratamientos con *Sarcocornia* parte del fósforo ligado inicialmente a los óxidos de metales fue transferido a los compuestos de Ca/Mg. Por contra, en los tratamientos con carrizo parte del fósforo inmovilizado inicialmente como compuestos de Ca/Mg fue transferido a los óxidos metálicos.

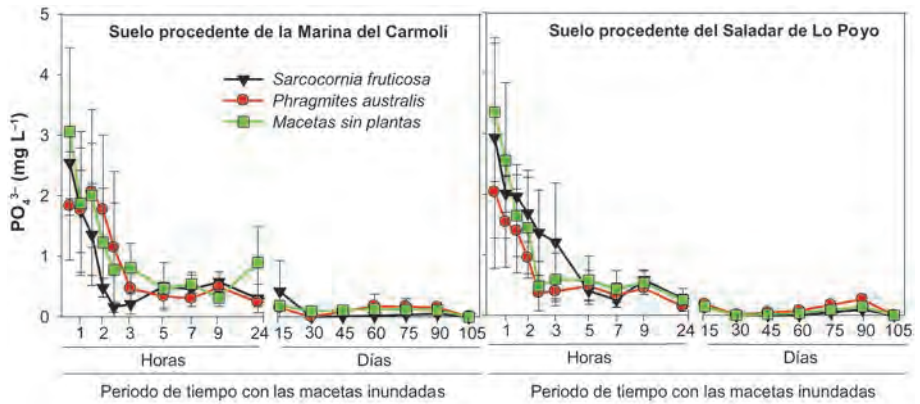


Figura 11.4. Evolución de las concentraciones de PO_4^{3-} en el agua de los poros de suelos afectados por residuos mineros de la Marina del Carmolí y el saladar de Lo Poyo, en presencia y ausencia de plantas. Los valores son la media de tres repeticiones y las barras el error estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2012).

Por tanto, los resultados de estos experimentos indicaron que la revegetación de los humedales afectados por residuos mineros de pH ligeramente ácido en la costa del Mar Menor contribuiría a mejorar su capacidad para actuar como filtros verdes y reducir el aporte de NO_3^- a la laguna. También se demostró que el suelo es un depurador muy efectivo frente al fosfato que llega a los humedales con el agua eutrofizada, independientemente de la presencia de vegetación.

Sin embargo, la capacidad de estos ambientes para actuar como sumideros de fósforo a largo plazo depende de sus contenidos en óxidos metálicos y compuestos de Ca/Mg y del efecto que provocan las especies vegetales predominantes sobre las condiciones biogeoquímicas de los suelos.

B) *Experimentos en columnas.* Tras los experimentos descritos se llevaron a cabo otros nuevos desarrollados en columnas de 15 cm de ancho x 60 cm de alto (González-Alcaraz *et al.*, 2013a; Figura 11.5). Se trataba corroborar si el comportamiento observado en macetas era aplicable a diferentes profundidades del perfil del suelo, por lo que se monitorizaron tres profundidades que representaban tres horizontes edáficos: A: 0-15 cm; C1: 15-40 cm; y C2: 40-60 cm. Aquí se utilizaron de nuevo suelos afectados por residuos mineros ligeramente ácidos (pH = 6,4) con bajo contenido en CaCO_3 ($\approx 6 \text{ g kg}^{-1}$) y alta concentración de metales totales ($\text{Cd} \approx 0,016 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Cu} \approx 0,18 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Mn} \approx 3,51 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Pb} \approx 6,75 \text{ g kg}^{-1}$; $\text{Zn} \approx 52,3 \text{ g kg}^{-1}$), procedentes de La Marina del Carmolí, y se plantaron también *Sarcocornia* y carrizo. En estos trabajos se introdujo una variable nueva, que fue el encalado de los suelos adicionando lodo de mármol (con $\approx 90\%$ de carbonato cálcico-magnésico y pH $\approx 8,9$) a una dosis del 2%, como enmienda para mejorar las condiciones. Las columnas se sometieron a un régimen hídrico que simulaba subidas y bajadas del nivel freático: horizonte A, nunca bajo el agua; horizonte C1, unas 4-5 semanas bajo el agua y unas 4-5 fuera del agua al bajar el nivel freático; C2: continuamente bajo el agua. Este ciclo

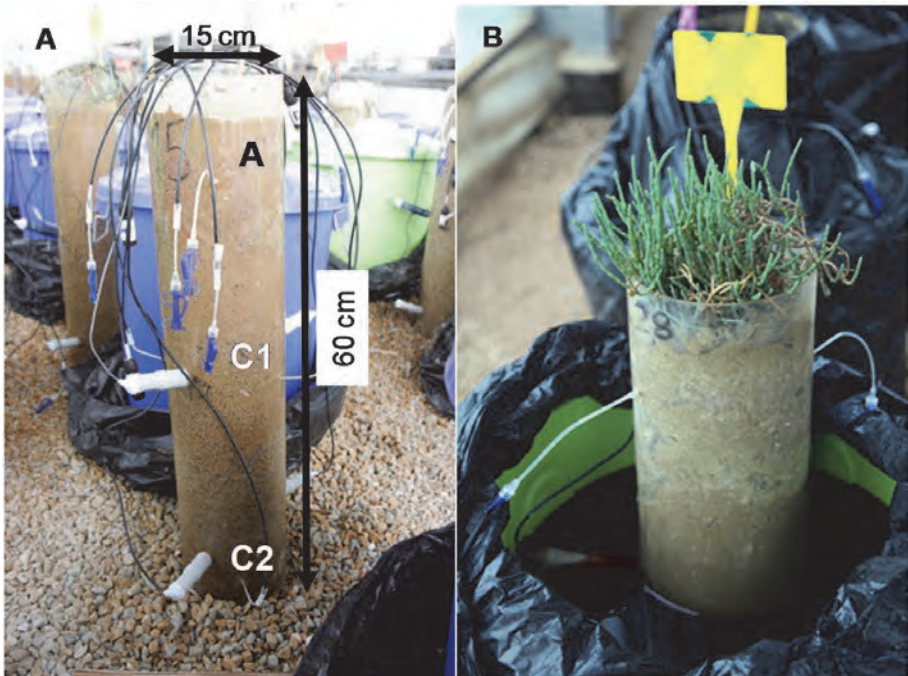


Figura 11.5. A) Columnas experimentales que simulan el perfil de un suelo con tres horizontes (A-C1-C2). Se aprecian también los sensores utilizados para la toma de datos y muestras de agua de poro durante el experimento. B) A la derecha pueden verse las columnas con *Sarcocornia* colocadas dentro de los contenedores con el agua eutrofizada que se usó para simular las subidas y bajadas del nivel freático.

se repitió dos veces durante 18 semanas. Se utilizó agua eutrofizada preparada que simulaba la encontrada en las ramblas, que contenía, entre otros componentes, 234 mg L⁻¹ de NO₃⁻ y 106 mg L⁻¹ de COD.

Los resultados mostraron que el encalado elevó el pH de los suelos y favoreció el crecimiento de las plantas: en carrizo la biomasa se duplicó y en *Sarcocornia* fue de hasta 20 veces mayor que sin encalado. El único tratamiento en el que las concentraciones de NO₃⁻ del agua se habían reducido hasta casi desaparecer al final del experimento en todas las profundidades de la columna ($\approx 1 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$) fue en el de *Sarcocornia* con lodo de mármol. Esto se atribuyó, principalmente, a una desnitrificación más intensa favorecida por una mayor actividad de los microorganismos gracias a un entorno rizosférico más favorable, al haberse producido un mayor crecimiento de las raíces. En los tratamientos con carrizo, con y sin lodo de mármol, las concentraciones de NO₃⁻ en las profundidades A y C1 variaron entre 50 y 100 mg L⁻¹, por lo que hubo menor efectividad en la depuración del agua, lo que se atribuyó a un peor ambiente rizosférico debido al menor crecimiento de las plantas de carrizo.

Por tanto, este experimento demostró que la efectividad del encalado como estrategia para mejorar la eliminación de NO₃⁻ en humedales afectados por residuos mineros de pH ligeramente ácido puede mejorarse cuando se estimula lo suficiente el crecimiento de las plantas.

C) *Experimentos en contenedores.* Con el fin de abordar otros aspectos sobre la dinámica de nutrientes en los humedales del Mar Menor, se reprodujo el ecosistema en contenedores de mayor tamaño (habitualmente llamados mesocosmos) (Tercero *et al.*, 2015; Álvarez-Rogel *et al.*, 2015). Se prepararon 12 mesocosmos, que consistieron en cajones de metacrilato de 100x50x50 cm con un grifo de drenaje en la parte inferior, que se rellenaron con una capa de 15 cm arena en el fondo (horizonte subsuperficial) y, sobre ella, 25 cm de suelo salino de textura fina (horizonte superficial) (Figura 11.6). En 6 de los mesocosmos se colocaron plantas de carrizo. Tanto los suelos como las plantas utilizadas fueron recogidas de la Marina del Carmolí. Los mesocosmos se inundaban durante un mes y se drenaban al mes siguiente abriendo los grifos. Esto se repitió seis veces durante un año. Se usaron dos tipos de agua: con alta (200 mg L⁻¹ NO₃⁻; 10 mg L⁻¹ PO₄³⁻;



Figura 11.6. Mesocosmos experimentales (con y sin *Phragmites australis*). Se aprecia uno de los bidones para la recogida del agua de drenaje al final de cada fase de inundación.

100 mg L⁻¹ COD) y baja (concentraciones 10 veces menor) carga de nutrientes. Regularmente se hizo un seguimiento de diversos parámetros físico-químicos y se extrajeron muestras de agua de los poros del suelo para el análisis de diversas formas de N. En este caso, también se tomaron muestras de los gases emitidos desde la superficie del suelo para medir las concentraciones de N₂O desprendido a la atmósfera y evaluar en qué medida estos humedales pueden contribuir al calentamiento global en relación con su capacidad para depurar aguas eutrofizadas.

Los resultados indicaron que carrizo favoreció la aireación y entrada de O₂ en el horizonte subsuperficial del suelo por medio del aerénquima (un tejido para introducir oxígeno a las raíces que permite a esta especie vivir en suelos inundados), excepto en verano cuando las temperaturas extremadamente altas (T^a máxima en el suelo ≈30 °C) dificultaron la actividad de las plantas. Esto provocó que las condiciones físico-químicas en los mesocosmos con plantas fueran diferentes a los de los mesocosmos sin plantas (para más detalles ver Tercero *et al.*, 2015). A pesar de ello, en todos los casos se produjo una reducción del 70% o más entre la concentración de NO₃⁻ del agua de inundación y la concentración de NO₃⁻ del agua de drenaje. Esto indicó que todos los tratamientos fueron altamente efectivos en la depuración, tanto con alta carga como con baja carga de nutrientes e independientemente de la presencia de plantas. Se detectaron picos de producción de N₂O al inicio de cada periodo de inundación, sobre todo en los tratamientos con alta carga de nutrientes, lo que indicó una fuerte desnitrificación. Durante las fases de inundación carrizo no pareció jugar un papel relevante en las emisiones de N₂O, ya que dichas emisiones fueron similares con y sin planta. Sin embargo, durante los secados la tendencia fue que los tratamientos con planta tuvieran menos emisiones (Figura 11.7), lo que se atribuyó a que la absorción de NO₃⁻ por parte de la planta se vio estimulada cuando el suelo se secaba y de esta forma la cantidad de NO₃⁻ disponible para la desnitrificación disminuyó. Se estimó que unas 100 T ha⁻¹ año⁻¹ de N en forma de N₂O eran emitidas a la atmósfera en las condiciones más desfavorables de agua eutrofizada con alta concentración de NO₃⁻, lo que corresponde, aproximadamente, a las 78,3 T año⁻¹ de N (el 85% como N de NO₃⁻) que González-Alcaraz *et al.* (2012b) estimaron que penetraron a la Marina del Carmolí a través de la Rambla de Miranda entre septiembre de 2005 y noviembre de 2006.

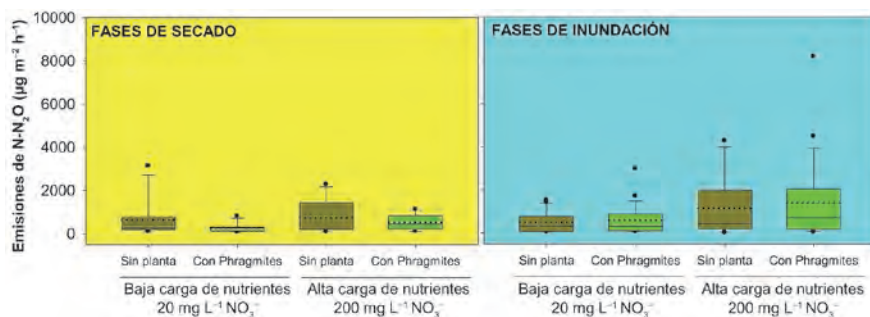


Figura 11.7. Gráfico de cajas y bigotes para las emisiones de N en forma de N₂O a la atmósfera en los mesocosmos experimentales. Cada caja incluye los datos entre los percentiles 25 y 75 (los valores fuera de ese rango se representan con puntos negros). Las líneas continuas dentro de las cajas son la mediana y las discontinuas la media. Modificado de Álvarez-Rogel *et al.* (2015).

Por tanto, a partir de estos resultados experimentales se puede afirmar, una vez más, que la presencia de vegetación modifica las condiciones del suelo en el entorno de sus raíces (rizosfera) y esto afecta al comportamiento biogeoquímico del suelo y a su respuesta frente a los contaminantes. Aunque la eutrofización provoca elevadas tasas de emisión de N_2O a la atmósfera, este aspecto negativo puede quedar compensado por el papel positivo que desempeñan los humedales para reducir la entrada de NO_3^- al Mar Menor. La presencia de carrizo puede tener un efecto positivo para reducir las emisiones de N_2O a la atmósfera cuando los humedales están en proceso de secado, ya que en esa fase la absorción de NO_3^- por parte de las plantas contribuye más activamente a reducir las concentraciones de NO_3^- del agua. Nuestros resultados apoyan la propuesta de Ruíz y Velasco (2010), que recomendaron la poda de los carrizales que colonizan las ramblas al inicio del verano, cuando los caudales son mínimos, una vez que las plantas han alcanzado su máxima biomasa aérea y han acumulado las mayores cantidades de nutrientes. De esta forma se contribuiría a retirar las máximas cantidades de N del sistema suelo-planta y, al mismo tiempo, a reducir las emisiones de N_2O a la atmósfera.

11.4. Resultados experimentales sobre los mecanismos biogeoquímicos implicados en la dinámica de metales en humedales y medidas de fitomanejo

Tal y como se ha comentado previamente, la presencia de residuos mineros en los humedales costeros del Mar Menor tiene su origen en las antiguas explotaciones mineras de la Sierra de La Unión-Cartagena. Los residuos se vertieron directamente a los cauces y/o eran arrastrados por la erosión aguas abajo, proceso que continúa ocurriendo actualmente ya que millones de toneladas de estos materiales permanecen en los antiguos vertederos y pantanos de almacenamiento y continúan siendo erosionados por el agua y el viento. Entre los trabajos recientes que han estudiado las relaciones suelo-vegetación esta zona se encuentran numerosos realizados por nuestro Grupo de Investigación (por ejemplo, Párraga *et al.*, 2013, 2014). En ellos se ha valorado positivamente el fitomanejo como una opción viable para la recuperación de estas áreas, con atención al uso de halófitos como especies adecuadas para dicha finalidad.

En síntesis, el fitomanejo consiste en aprovechar las potencialidades de la vegetación, preferiblemente nativa, para conseguir la revegetación de los suelos degradados, sin realizar obras de ingeniería que impliquen movimientos de tierras masivos y otras actuaciones de gran coste (Conesa y Schulin, 2010; Conesa *et al.*, 2012). Se trata de elegir las especies más adecuadas a cada situación, buscando siempre aquellas que contribuyan en mayor medida a reducir la movilidad de los metales del suelo y, al mismo tiempo, que trasloquen las menores cantidades de metales a sus partes aéreas, a fin de reducir los riesgos de transferencia a la cadena trófica por la posible ingesta de la fauna. Un ejemplo del uso de estas técnicas fueron algunas actuaciones desarrolladas tras el vertido de lodos piríticos por la rotura de una balsa de residuos de la mina de Aznalcollar en 1998, en particular la creación del corredor verde del Guadiamar (CMA, 2003). En esta zona se hizo una combinación de técnicas consistente en la retirada de parte de los lodos, el uso de enmiendas y la plantación de especies de vegetación autóctona (Peinado *et al.*, 2015).

Por tanto, la adición de ciertas enmiendas a los suelos para mejorar sus condiciones y promover el crecimiento vegetal es parte del fitomanejo, pero dichas enmiendas deben seleccionarse con

extremo cuidado ya que existe riesgo de que contribuyan a incrementar la movilidad de los metales. De hecho, la elección de la combinación enmiendas-plantas es un aspecto clave para garantizar el éxito de las actuaciones, o al menos para garantizar que las actuaciones no agravan el problema. Para tener ciertas garantías de que dicha elección es adecuada, es imprescindible realizar experimentos en condiciones controladas que permitan comprender la dinámica de los metales en el sistema suelo-agua-planta. Esto es particularmente importante cuando se trabaja en humedales, ya que en ellos el agua juega un papel fundamental en el comportamiento de los metales que hace aún más complejo el problema. Para tratar de conocer mejor dicho comportamiento, se han realizado diversos experimentos con suelos afectados por residuos mineros procedentes de los humedales de la Marina del Carmolí y Lo Poyo. A continuación se van a sintetizar algunos de los logros conseguidos.

A) *Experimentos en macetas*. María-Cervantes *et al.* (2010, 2011) trabajaron con los mismos suelos afectados por residuos mineros que los descritos en el apartado 11.3.2.A (recogidos en la Marina del Carmolí con $\text{pH}\approx 7,8$ y en el saladar de Lo Poyo con $\text{pH}\approx 6,2$), que se sometieron a dos regímenes de inundación diferentes: a) inundación continua durante 100 días y luego 20 días de secado; b) fases alternantes de inundación-deseccación de 30 días cada una, durante 170 días. Los resultados indicaron que, en general, la inundación prolongada redujo las concentraciones de metales solubles, debido a que dichos metales se inmovilizaron en diferentes formas, como carbonatos, sulfuros metálicos y/o compuestos de hierro de tipo *green rust* (la formación de los dos últimos requiere bajos niveles de oxígeno en el medio o ausencia de éste y eso se consigue cuando los suelos permanecen inundados largo tiempo). En los tratamientos con fases alternantes de inundación-deseccación aparecieron picos de concentración de metales durante las fases de secado, que se atribuyeron a la oxidación de los compuestos formados durante las inundaciones y a la liberación de los metales que se asociaron a ellos. Sin embargo, hubo matices con respecto a ese comportamiento general, ya que los resultados no fueron los mismos para los dos tipos de suelo, ni para todos los metales, ni en presencia/ausencia de plantas. En el suelo de $\text{pH}\approx 6,2$, la concentración de Cd, Pb, Zn y Mn solubles fue menor en los tratamientos con plantas, lo que se atribuyó, principalmente, a la formación de carbonatos en el suelo rizosférico debido al intercambio gaseoso promovido por las raíces. Sin embargo, en el suelo de $\text{pH}\approx 7,8$ las plantas provocaron que hubiera mayores concentraciones de metales solubles (sobre todo en los tratamientos con *Sarcocornia*), debido, fundamentalmente, a que indujeron un pH más bajo en la rizosfera atribuible a la producción de ácidos orgánicos.

En otro experimento, González-Alcaraz *et al.* (2011a) rellenaron macetas con suelos de $\text{pH}\approx 6,4$ (procedente de la Marina del Carmolí) y $\text{pH}\approx 3,1$ (procedente del saladar de Lo Poyo), que se encalaron con un 2% de lodo de mármol y se plantaron con *Sarcocornia* traída de la Marina del Carmolí. Las plantas crecieron durante 10 meses regadas (pero no inundadas) con agua eutrofizada procedente de la Rambla de Miranda. El encalado disminuyó las concentraciones de Pb, Zn, Cd, Al y Mn solubles, favoreció el crecimiento de las plantas y promovió que dichas plantas acumularan más metales en las raíces y menos en los tallos aéreos (Figura 11.8). Por tanto, los resultados de este experimento parecía indicar que la plantación con *Sarcocornia* en combinación con el encalado era una estrategia óptima para el fitomanejo de los suelos afectados por residuos mineros en los saladares del Mar Menor. No obstante, faltaba ensayar cuál sería el resultado en un perfil de suelo cuando los humedales se inundaban y desecaban

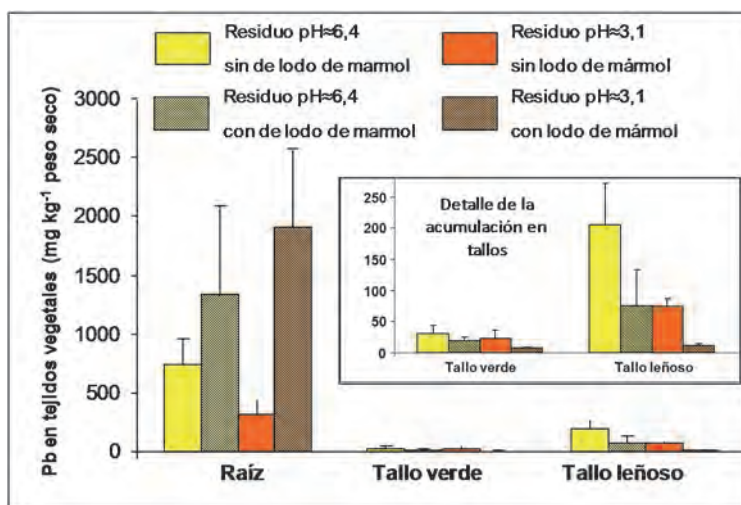


Figura 11.8. Acumulación de Pb en diferentes partes de *Sarcocornia frutescens* creciendo en suelos afectados por residuos mineros de distinto pH, con y sin encalado con lodo de mármol. Los valores son la media de cuatro repeticiones y las barras la desviación estándar. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2012).

con regularidad, como sucede en condiciones de campo. Para esto se llevaron a cabo nuevos experimentos, esta vez en columnas, que se van a describir a continuación.

B) Experimentos en columnas. Se realizaron con los mismos suelos y los mismos tratamientos que los descritos en el párrafo anterior (pH=6,4 y pH=3,1 encalados con un 2% de lodo de mármol y plantas de *Sarcocornia*), pero en este caso en columnas de 15 cm de ancho x 60 cm de alto, como las descritas en el apartado 11.3.2.B y sometidas al mismo régimen de subida y bajada del nivel freático con agua eutrofizada que el indicado en dicho apartado. Los resultados se publicaron en González-Alcaraz y Álvarez-Rogel (2013) y en González-Alcaraz *et al.* (2013b y c). En general, los resultados indicaron (Figura 11.9): a) en la parte superior de las columnas –A– (nunca sumergida) la concentración de metales solubles se incrementó a lo largo del tiempo, debido su ascenso disueltos en el agua que subió por capilaridad a través de los poros del suelo; b) en la profundidad intermedia –C1– (que sufrió fases de inundación y otras de desecación) la concentración de metales solubles tendió a disminuir durante las inundaciones y a aumentar durante los secados, debido a los mismos mecanismos que en los experimentos de inundación-desecación con macetas; c) en la profundidad inferior –C2– (siempre bajo el agua) la concentración de metales solubles tendió a disminuir progresivamente debido a su inmovilización por los mismos mecanismos que en los experimentos de inundación continua con macetas. El encalado mejoró las condiciones de los suelos al aumentar el pH, lo que llevó a que disminuyera la solubilidad de los metales (Fe, Cu, Mn, Zn, Cd y Pb). Sin embargo, esta mejora también promovió un mayor consumo de oxígeno por parte de los microorganismos cuando el suelo estuvo inundado, lo que desencadenó ciertos mecanismos que provocaron que una parte de los óxidos metálicos presentes se disolvieran y los metales pasaran al agua de los poros, a pesar del aumento del pH. Este fenómeno estuvo favorecido por las subidas y bajadas del nivel freático, que provocaron un cambio en las formas minerales en las que se encontraban

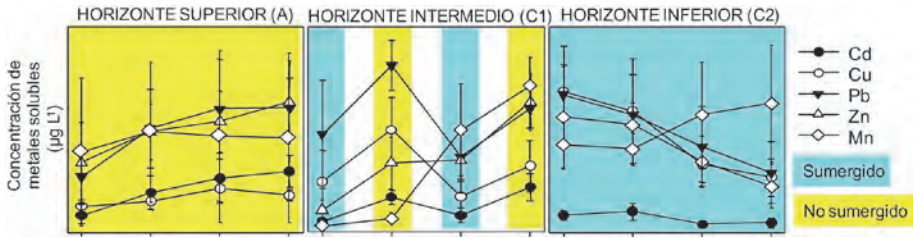


Figura 11.9. Promedios de concentración de metales solubles durante las fases de subida y bajada del nivel freático en el experimento en columnas. Los datos corresponden al suelo de pH ≈ 3,4, encalado con lodo de mármol y plantado con *Sarcocornia fruticosa*. Modificado de González-Alcaraz *et al.* (2013).

los metales, haciéndolos más propensos a la solubilización y, por tanto, aumentando el riesgo de que pasaran al agua de los poros. Además de todo esto, se comprobó que la presencia de *Sarcocornia* facilitaba que los metales que se habían solubilizado se acumularan en la superficie del suelo al ser bombeados por las plantas que lo succionaban por la acción de sus raíces.

Por tanto, aunque hubo ciertos matices en función del metal y del tipo de suelo, en general se puede afirmar que, cuando existen periodos de inundación prolongada con agua eutrofizada en alternancia con otras de secado, el encalado en combinación con *Sarcocornia* no es la práctica de manejo más adecuada, al menos tal como se ensayó en el experimento descrito, ya que puede contribuir a solubilizar y movilizar metales en el perfil del suelo.

11.5. Principales conclusiones y retos futuros

Como conclusiones y síntesis de las lecciones aprendidas podemos decir que: a) el papel de los humedales costeros del Mar Menor para depurar las aguas cargadas de NO_3^- se produce a costa de emitir altas concentraciones de N_2O a la atmósfera a través de la desnitrificación y la de depurar PO_4^{3-} a costa de almacenar fósforo en los suelos; b) en suelos inundados la contribución de la vegetación (en particular carrizo) a la eliminación de NO_3^- está más relacionada con crear un ambiente favorable para la actividad de los microorganismos en el entorno de sus raíces que en absorber dichos NO_3^- ; c) en suelos en fase de secado la absorción de NO_3^- por carrizo gana en importancia, contribuyendo a reducir la concentración de NO_3^- disponible para la formación y emisión de N_2O a la atmósfera a través del proceso de desnitrificación; d) muchas zonas de los humedales estudiados presentan una elevada concentración de metales pesados en sus suelos debido a la presencia de residuos mineros, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud de las personas; e) la solubilidad y movilidad de los metales depende del metal, de la humedad del suelo y de la presencia/ausencia de plantas (así como de la especie de planta), por lo que las medidas de manejo que impliquen la adición de enmiendas y la implantación de vegetación deben ser planificadas para cada caso particular conociendo con todo detalle las condiciones biogeoquímicas que van a existir tras las actuaciones que se realicen.

Aunque aún quedan muchos aspectos por conocer sobre el funcionamiento a largo plazo de los humedales costeros del Mar Menor frente a la eutrofización y contaminación por residuos de minería, los retos futuros implican comenzar a poner en práctica las lecciones aprendidas. Para

esto, es imprescindible realizar experiencias en campo a fin de conocer la respuesta de estos sistemas a las medidas de remediación en condiciones más realistas que las impuestas por los experimentos que se realizan en un invernadero.

Con respecto a los vertidos de aguas eutrofizadas, la mejor medida, por supuesto, sería que dichos vertidos cesaran, gestionando de manera adecuada los excedentes, arrastres y lixiviados de las explotaciones agrícolas y de las depuradoras, para que no llegaran al Mar Menor. Dado que esta medida es difícil, cuando no utópica a la vista de que no se ha solucionado en muchos años por parte de las instituciones y organismos competentes, una opción viable sería que las aguas quedaran depuradas antes de alcanzar la laguna. Una manera de conseguir esto podría ser conducir las aguas a un sistema de pequeños humedales que se construyesen y/o habilitasen para tal fin. Esto contribuiría, además, a preservar de la eutrofización a los hábitats protegidos de los humedales costeros protegidos que aún se encuentran en un relativo buen estado de conservación.

Con respecto a las zonas afectadas por residuos de minería con elevado contenido en metales pesados, es imprescindible tomar medidas lo antes posible para reducir la dispersión de los metales y el riesgo que supone la exposición al medio ambiente y las personas. Es difícil de entender que en el siglo XXI existan zonas como el saladar de Lo Poyo, cuyos suelos contienen, en muchos sectores, más Pb, Zn y As que el que se vertió en el accidente de la mina de Aznalcollar en 1998 cerca del Parque Nacional de Doñana, que estén abiertos al uso público sin que se haya tomado ninguna medida de prevención ni remediación en decenas de años. Dado que la retirada de los suelos afectados y de los residuos mineros, y/o la extracción de los metales pesados del suelo, son inviables por razones técnicas y económicas, habría que comenzar a realizar experiencias de campo "in situ" con la finalidad de reducir los riesgos que conlleva la presencia de dichos metales. La tarea no es fácil ya que hay muchos factores implicados que deben considerarse conjuntamente (ambientales, bióticos, hidrológicos, biogeoquímicos, sociales, normativos, técnicos, económicos, y otros) y una intervención inadecuada podría agravar el problema, pero se tiene base científica para dar los primeros pasos si se contase con el apoyo de la administración y financiación suficiente. No tiene sentido realizar actuaciones de "restauración" ni adecuación ambiental en el saladar de Lo Poyo sin supeditarlas a la presencia de los metales pesados, que son el problema más grave en la zona con mucha diferencia sobre todos los demás.

11.6. Agradecimientos

Las investigaciones descritas en este capítulo se han podido realizar gracias a diversos proyectos financiados a nivel nacional y regional: Ministerio de Ciencia y Tecnología (REN 2004-05807), Ministerio de Educación y Ciencia (CGL2007-64915), Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2010-20214), y Fundación Séneca de Murcia (08739/PI/08). M. Nazaret González-Alcaraz recibió una beca predoctoral FPU del Ministerio de Educación y Ciencia y posteriormente una beca postdoctoral de la Fundación Ramón Areces para financiar su estancia en el Department of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, VU University. Héctor M. Conesa agradece al Ministerio de Economía y Competitividad y a la UPCT la financiación de su Contrato Ramón y Cajal (Ref. RYC-2010-05665). Antonio María-Cervantes recibió una beca predoctoral FPU del Ministerio de Educación y Ciencia. Un buen número de alumnos de

la UPCT y de estudiantes de Ciclo Formativo de Grado Superior que han realizado sus prácticas en el Grupo de Investigación han colaborado en el trabajo de campo y laboratorio. Por último, agradecer la diligencia del personal del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT.

11.7. Bibliografía

- Álvarez-Rogel, J., Alcaraz Ariza, F., Ortiz Silla, R.** 2000. Edaphic gradients and plant zonation in mediterranean salt-marshes of SE Spain. *Wetlands*, 20, 357-372
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea-Nicolás, C.** 2006. Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water Air and Soil Pollution*, 173, 21-38.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N.** 2011. Eutrophication in coastal areas of the Mar Menor lagoon: the mitigation role of the salt marshes. *Technology and Knowledge. Transfer e-Bulletin*. Editado por: Universidad Politécnica de Cartagena.
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J., Delgado-Iniesta, M.J., Arnaldos-Lozano, R.** 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13: 274-278.
- Álvarez-Rogel, J., Tercero, M.C. Arce, M.I., Delgado, M.J., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N.** 2015. The nitrogen cycle in eutrophic saline wetlands: an evaluation of the role of *Phragmites australis* in the seasonal variability of nitrate removal vs. nitrous oxide emissions. *Biogeochemistry*, en revisión.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente).** 2003. Ciencia y restauración del Río Guadiamar; PICOVER 1998-2002. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 578 pp.
- Conesa, H.M., Evangelou, M.W., Robinson, B.H., Schulin, R.** 2012. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *Scientific World Journal*, 12, 1-10.
- Conesa, H., Jiménez-Cárceles, F.J.** 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-849.
- Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F.J., María-Cervantes, A., González-Alcaraz, M.N., Egea, C., Álvarez-Rogel, J.** 2011b. Heavy Metal Contamination Caused By Mining Activities In The Mar Menor Lagoon (SE Spain). In: *Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems*. pp. 235-250. Nova Publishers.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2014. Role of rhizosphere and soil properties for the phytomanagement of a salt marsh polluted by mining wastes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1353-1364.
- Conesa, H.M., María Cervantes, A., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2011b. El saladar de Lo Poyo: un caso de contaminación por residuos mineros a orillas del Mar Menor, en El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. pág. 105 - 116. Instituto Euro-mediterráneo del agua. Murcia, España.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.** 2011c. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment*, 409, 4470-4479.
- Conesa, H.M., Schulin, R.** 2010. The Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12,1225-1233.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.C., Alvadalejo, J., Castillo, V.M.** 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373, 220-239
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J.** 2013. Liming and vegetation favor Fe-mobilization in eutrophic wetland soils affected by mine wastes. *Ecological Engineering*, 53, 183-193.
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., María-Cervantes, A., Egea, C., Conesa, H.M.** 2012a. Evolution and phosphorus fractionation in saline Spolic Technosols flooded with eutrophic water. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 1316-1326.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J.** 2013a. Nitrate removal from eutrophic wetlands polluted by metal-mine wastes: Effects of liming and plant growth. *Journal of Environmental Management*, 128, 964-972.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J.** 2013b. When liming and revegetation contribute to the mobilization of metals: learning lessons for the phytomanagement of metal-polluted wetlands. *Journal of Environmental Management*, 116, 72-80.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M.; Álvarez-Rogel, J.** 2013c. Phytomanagement of strongly acidic, saline eutrophic wetlands polluted by mine wastes: the influence of liming and *Sarcocornia fruticosa* in metals mobility. *Chemosphere*, 90, 2512-2519.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Tercero, M.C., Schulin, R., Álvarez-Rogel, J., Egea, C.** 2011a. The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 805-813.
- González-Alcaraz, M.N.; Egea, C., Jiménez-Cárceles, F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J.** 2012b. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- González-Alcaraz, M.N., Egea, C., María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J.** 2011c. Effects of eutrophic water flooding on nitrate concentrations in mine wastes. *Ecological Engineering*, 37, 693-702.
- González-Alcaraz, M.N., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M.** 2011b. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. pp. 73-104. Instituto

Euromediterráneo del Agua. Murcia, España.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Climate change 2001. En: Houghton, H., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., *et al.* (Eds.), The Scientific Basis. Cambridge University Press, New York, USA.

Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J., Egea, C., María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M. 2011. The role of salt marshes in reducing the concentration of nitrate and phosphorus in eutrophicated water: the Mar Menor lagoon, a case study in semi-arid Mediterranean areas of SE Spain, En: Biogeochemistry and Pedogenetic Process in Saltmarsh and Mangrove Systems. pp. 207-234. Nova Publishers.

Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J., Conesa-Alcaraz, H.M. 2008. Trace element concentrations in saltmarsh soils strongly affected by wastes from metal sulphide mining areas. *Water, Air and Soil Pollution*, 188, 283-295.

Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., Rodríguez-Caparrós, A.B., Barbosa, O.A., Delgado, M.J., Ortiz, R., Álvarez-Rogel, J. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides

and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(5), 370-378.

María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2010. Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and potentially harmful metals in basic mining polluted salt marsh soils. *Applied Geochemistry*, 25, 1722-1733.

María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2011. Mobilisation of As and trace metals in saline, acidic Spolic Technosols: the role of the rhizosphere and flooding conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 800-814.

María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 200, 289-304.

Párraga Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2014. Assessment of the employment of halophyte plant species for the

phytomanagement of mine tailings in semi-arid areas. *Ecological Engineering*, 71, 598-604.

Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013. The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental Pollution*, 176, 134-143.

Martín F., Romero-Freire, A., García, I., Sierra, M., Ortiz-Bernad, I., Simón, M. 2015. Long term contamination in a recovered area affected by a mining spill. *Science of the Total Environment*, 514, 219-223.

Ruiz, M., Velasco, J. 2010. Nutrient bioaccumulation in *Phragmites australis*: management tool for reduction of pollution in the Mar Menor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205, 73-185.

Tercero, M. C., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M., Ferrer, M.A., Calderón, A.A., López-Orenes, A., González-Alcaraz, M.N. 2015. Response of biogeochemical processes of the water-soil-plant system to experimental flooding-drying conditions in a eutrophic wetland: the role of *Phragmites australis*. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-015-2589-z.

Capítulo 12. Influencia de los residuos mineros de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión en la evolución de los sedimentos de la laguna costera Mar Menor

Chapter 12. The Influence of Mining Waste from the Sierra Minera (Cartagena-La Unión) on the Evolution of Sediments in the Mar Menor Coastal Lagoon

Ana Muñoz-Vera y Gregorio García

Área de Edafología y Química Agrícola. Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria

Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). Paseo Alfonso XIII, 48, E-30203 Cartagena.

Tf.: +34 968 325755; +34 968 338815; Fax: +34 968 325433; Correo electrónico de contacto: amv.tana@gmail.com; gregorio.garcia@upct.es

- 12.1. Introducción
- 12.2. Material y métodos
 - 12.2.1 Área de estudio
 - 12.2.2. Muestreo de sedimentos
 - 12.2.3. Caracterización del tamaño de partícula
 - 12.2.4. Mineralogía de los sedimentos
 - 12.2.5. Geoquímica de los sedimentos
 - 12.2.6. Materia orgánica
- 12.3. Resultados y discusión
 - 12.3.1. Variación temporal del tamaño de partícula
 - 12.3.2. Evolución de la mineralogía de los sedimentos
 - 12.3.3. Evolución de la geoquímica de los sedimentos
 - 12.3.4. Variación histórica de la materia orgánica
- 12.4. Conclusiones
- 12.5. Agradecimientos
- 12.6. Bibliografía

Resumen

El distrito minero de Cartagena-La Unión se encuentra situado junto al Mar Menor (SE, España), una de las mayores lagunas costeras mediterráneas. Aunque la actividad minera se detuvo hace varias décadas, los residuos mineros siguen entrando en la laguna, especialmente durante episodios de lluvias torrenciales, a través de ríos estacionales, localmente llamados “ramblas”. Esta entrada de residuos mineros puede llegar a afectar negativamente a los ecosistemas y sus comunidades. El objetivo del presente estudio fue examinar la influencia de la actividad minera metálica en la composición de los sedimentos del Mar Menor, realizando un estudio evolutivo de dichos sedimentos mediante una caracterización integral de la granulometría, mineralogía, geoquímica y la materia orgánica de los fondos de esta laguna costera, a lo largo del espacio y del tiempo. Como resultado se obtuvo que la dinámica de sedimentación ha influenciado claramente el tamaño de partícula predominante en cada área de la laguna costera, determinando la existencia de zonas de arrastre, transporte y sedimentación. La distribución de minerales, elementos y materia orgánica, también está determinada por esta dinámica de sedimentación.

Abstract

The Cartagena-La Unión mining district is located close to the Mar Menor (SE Spain), one of the largest coastal lagoons in the Mediterranean Sea. Although no mining has been done for several decades mining waste continues to find its way into the lagoon, especially during periods of torrential rain, carried by flash floods that run along seasonal rivers or wadis. This input of mining waste can have a negative impact on the lagoon's ecosystems and communities, and the purpose of this study was to evaluate the influence of metal ore mining on the composition of the sediments in the Mar Menor. The evolution of these sediments was studied by carrying out a comprehensive spatiotemporal characterization of the particle size distribution, mineralogy, geochemistry and organic matter of the seabed of this coastal lagoon. Results reveal that sedimentation dynamics has had a marked influence on predominant particle size in each area, determining the existence of clearly differentiated carryover, transport and sedimentation zones. The distribution of minerals, elements and organic material is also determined by the sedimentation dynamics in question.

12.1. Introducción

Las lagunas costeras son cuerpos de agua relativamente cerrados que, debido a su proximidad al medio terrestre, son vulnerables a los impactos humanos (Hodgkin, 1994; Reizopoulou *et al.*, 1996; Fujita *et al.*, 2014). Por lo tanto, las características medioambientales estarán condicionadas por su entorno inmediato, que determinarán la composición mineralógica de los sedimentos, la calidad de sus aguas y el nivel de contaminación de los organismos que viven en el interior.

A pesar de su importancia, estas lagunas se encuentran entre los ambientes de agua más vulnerables en el mundo, pudiendo considerarse como ecosistemas estresados debido a las presiones antropogénicas (minería, industria, turismo, agricultura, desarrollo urbano) que conducen a cambios en su salud ambiental (Vasconcelos *et al.*, 2007; Courrat *et al.*, 2009).

La actividad minera puede afectar negativamente a los ecosistemas a través de la alteración o pérdida de hábitats, entradas de contaminantes, pérdida de material alóctono y cambios en la disponibilidad de alimentos (Sanger *et al.*, 2004; Bilkovic y Roggero, 2008). Con respecto a esto, la composición de sedimentos puede diferir significativamente con la distancia a las zonas mineras vecinas (García & Muñoz-Vera, 2015). Esto da como resultado la generación de diferentes sedimentos mineralógicos dentro de la laguna costera de acuerdo con un gradiente de distancia a las zonas mineras, lo que puede producir una contaminación específica de agua y sedimentos, así como una composición específica de la flora y la fauna (Bilkovic y Roggero, 2008).

Los metales pesados y metaloides pueden ser tóxicos en altas concentraciones y pueden afectar a los organismos acuáticos, así como a la salud humana (Nor, 1987; Timmermans, 1992; Silva *et al.*, 2000; Kumar Das *et al.*, 2008; Muñoz-Vera *et al.*, 2015). Estos elementos suelen tener una distribución dinámica y tanto el comportamiento en los sedimentos de la laguna como su origen pueden ser naturales o antropogénicos (Kouassi *et al.*, 2015). El alto contenido de metales en la fauna y flora de las lagunas puede llegar a producir un importante impacto en la salud humana (Wright y Mason, 1999; Abdallah y Mohamed, 2015; Kouassi *et al.*, 2015). Por esta razón, la calidad de los sedimentos y la evaluación de la mineralogía en zonas lagunares costeras pueden ser temas de interés para estos ecosistemas.

A la luz de lo anterior, el objetivo del presente estudio fue examinar la evolución de la influencia de la zona minera de la sierra de Cartagena-La Unión sobre la composición de los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor, así como discutir las posibles causas y los mecanismos de la redistribución de sedimentos. Estos residuos se han ido depositando en el fondo de la laguna, en la medida en que la propia laguna llegó a ser considerada como un yacimiento minero (Simonneau, 1973). Estos desechos mineros fueron depositados inicialmente en la cuenca sur de la laguna, aunque las corrientes marinas y otros factores como el viento, la salinidad o la temperatura pueden haber generado una redistribución de los mismos. Nuestra hipótesis fue que la distribución de los sedimentos marinos no eran uniformes en los fondos de la laguna, y se esperaba que el tamaño de partícula de los sedimentos, la mineralogía y la geoquímica difirieran a lo largo del tiempo y entre diferentes áreas dentro de este ecosistema.

12.2. Material y métodos

12.2.1 Área de estudio

Este estudio se realiza en el Mar Menor, una de las mayores lagunas costeras en el Mar Mediterráneo, situado en el sudeste de la Península Ibérica, España (Figura 12.1).

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina de 135,5 km², con una longitud máxima de 21 km y una anchura media de unos 14 km, con una profundidad media de 4,5 metros y un máximo de 7 m (Martínez-Álvarez *et al.*, 2011). Está separada del Mar Mediterráneo por una barra de arena llamada La Manga, que tiene hasta cinco canales estrechos que conectan con el mar abierto. La laguna muestra un rango de salinidad de 39-45 ppt y la temperatura varía de 10 °C en invierno a 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). Su costa está densamente poblada, soportando una gran afluencia turística durante los meses de verano de cerca de medio millón de personas.

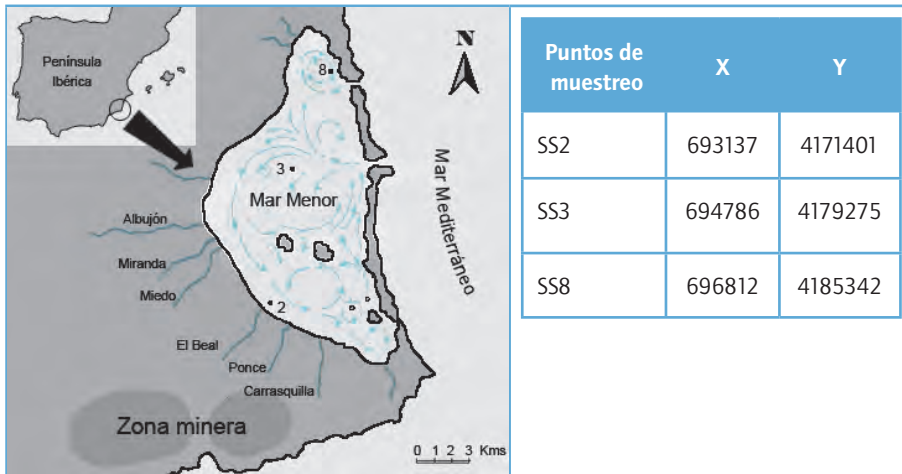


Figura 12.1. Localización, a la izquierda, de la laguna del Mar Menor, sistema interno de corrientes (adaptado de Díaz del Río & Somoza, 1993, y Bautista *et al.*, 2007) y diferentes estaciones de muestreo. Tabla de coordenadas, a la derecha, presentadas en UTM ETRS89 para las distintas estaciones de muestreo (SS2, SS3 y SS8); X = longitud, Y = latitud.

El distrito minero de Cartagena-La Unión se encuentra al sur de la laguna (Figura 12.1), y pertenece a la parte oriental de la cordillera Bética. Se han encontrado actividades mineras en esta zona fechadas de hace muchos siglos, pertenecientes a civilizaciones antiguas, incluyendo íberos, fenicios, cartagineses y romanos. En ese momento se extraía principalmente oro, plata, plomo, zinc, hierro y cobre (Oen *et al.*, 1975). La minería en Cartagena revivió en el siglo XIX, con el inicio de la minería subterránea a través de explotaciones minifundistas. El distrito minero de Cartagena-La Unión vuelve a finales de siglo XIX como uno de los mayores productores de plomo (Vilar y Egea, 1990). En 1957 la minería “a cielo abierto” comenzó con la apertura de la cantera Emilia (Vilar *et al.*, 1991), teniendo en cuenta la fecha de 1968 como el fin de la

minería subterránea para dar paso a la minería “a cielo abierto”, aunque algunas minas aisladas siguieron apenas subsistiendo. Esta actividad prolongada ha causado un impacto muy visual en la zona debido a la presencia de numerosas acumulaciones de residuos de minería. Entre 1957 y 1987 se movilizaron más de 360 millones de toneladas de rocas. La minería cesó en 1991 debido a las presiones económicas, ambientales y sociales (García, 2004).

Los sedimentos del Mar Menor presentan altas concentraciones de metales pesados debido a las antiguas actividades mineras cerca de la laguna (Simonneau, 1973; De León *et al.*, 1982; García & Muñoz-Vera, 2015), en la medida en que la laguna ha llegado a ser considerada como yacimiento minero (Simonneau, 1973). Aunque las actividades mineras se detuvieron hace varias décadas, los residuos mineros siguen entrando en la laguna, especialmente a través de los ríos estacionales, localmente llamados “ramblas”, cuando se producen lluvias torrenciales.

12.2.2. Muestreo de sedimentos

Las muestras de sedimentos se recogieron a través de la introducción de sacatestigos de polietileno (previamente lavados en 6 N HNO₃) de 55 cm de profundidad para estimar la variación de los parámetros específicos con el tiempo. Para ello, los testigos de sedimento congelados se cortaron en secciones de 5 cm de ancho, excepto la primera sección que se separó en dos fracciones (0-2 y 2-5 cm). Este rango de profundidad nos permite estimar el valor medio del parámetro considerado para los últimos cinco siglos teniendo en cuenta la velocidad de sedimentación estimada en la laguna (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). Las muestras se almacenaron en recipientes de polietileno y se transportaron en hielo al laboratorio, donde se almacenaron a -20 °C, y después se secaron a 55 °C hasta su análisis. El estudio se llevó a cabo en mayo de 2007 en 3 estaciones de muestreo (SS) (Figura 12.1).

Como parámetros del sedimento se analizaron el tamaño de partícula, mineralogía, contenido total de metal y contenido de materia orgánica, con el fin de tener datos suficientes para describir el origen de los sedimentos y la contaminación. Las muestras, antes de ser sometidas a varios análisis, se cuartearon con el Rotary Micro Riffler, a velocidad constante y con vibración media, con el objetivo de tomar una representación aleatoria de cada muestra. Los métodos han sido probados en el laboratorio para su precisión y reproducibilidad, utilizando materiales de referencia y de repeticiones (Rapti, 2000; Ladakis, 2000).

12.2.3. Caracterización del tamaño de partícula

Se realizó un análisis de tamaño de partícula para determinar si había diferencias en el tamaño de las mismas en las diferentes partes de la laguna. La textura de los sedimentos en cada punto nos proporcionará información sobre la dinámica de sedimentos dominantes en esa zona. Antes de las mediciones granulométricas, es esencial un pre-tratamiento químico para proporcionar una suspensión uniformemente dispersa de la muestra (Lu y An, 1997). Para ello, 1 g de sedimento marino seco (con un tamaño de partícula <2 mm) se mezcló en 10 ml de agua milliQ tipo I con el disolvente Hexametáfosfato de Sodio (NaHMP) 5%. El tamaño de partícula se midió utilizando MASTERSIZER 2000LF (Malvern Instruments Ltd, Reino Unido), un anali-

zador láser de tamaño de partícula con una unidad dispersante acoplada (HIDRO 2000G). Este instrumento tiene rangos de medición de 0,02 a 2.000 μm , agrupando estas mediciones en 3 intervalos: arcilla (0,02-2 μm), limo (2-50 μm) y arena (50-2000 μm).

12.2.4. Mineralogía de los sedimentos

La mineralogía se estudió por difracción de rayos X (XRD) para la identificación de fase. Esta técnica proporciona un método rápido y no destructivo para el análisis de fases minerales presentes en los sedimentos. Las muestras para XRD se molieron con un mortero de mano hasta convertirlas en polvo. Las fases minerales fueron identificadas en estas muestras de polvo usando un difractor de rayos X (instrumento Bruker D8 Advance, Bruker Corporation, Billerica, MA, USA), junto con el software DIFFRACplus (específicamente con EVA 12,0, un paquete comercial de Socabim, 2006) y la base de datos de archivos de polvo de difracción PDF2 (ICDD, 2000).

12.2.5. Geoquímica de los sedimentos

La geoquímica se estudió mediante espectrometría de longitud de onda dispersiva de fluorescencia de rayos X (WDXRF), que proporciona un método rápido y no destructivo para el análisis de trazas y elementos principales en muestras de suelo. Debido al método de medición y la configuración óptica del espectrómetro, los elementos con número atómico menor que 9 no pudieron medirse directamente. En lugar de ello, se llevó a cabo el análisis termogravimétrico acoplado a espectrometría de masas (TG-MS), principalmente para distinguir el dióxido de carbono y humedad en las muestras. Estos datos adicionales ayudan a completar un buen análisis semi-cuantitativo.

Las muestras para WDXRF se prepararon en un molino de discos durante 1 minuto, para dar un tamaño de partícula final menor de 40 micras. La preparación de la muestra consistió en la formación de gránulos de polvo prensado utilizando 5 g de muestra (Margui *et al.*, 2009). Las muestras se analizaron usando un espectrómetro de fluorescencia de rayos X Bruker S4 Pioneer (Bruker Corporation, Billerica, MA, USA), junto con el software SPECTRAplus vinculado al equipo, específicamente EVA 1.7, un paquete comercial de Bruker-AXS y Socabim (Bruker AXS GmbH, 2006).

12.2.6. Materia orgánica

La termogravimetría (TG-MS) posee un alto potencial para la caracterización cuantitativa y cualitativa del suelo y los sedimentos de materia orgánica (SOM). Esta técnica permite la detección de compuestos orgánicos liberados cuando se calientan de una manera resuelta en el tiempo (Remmler *et al.*, 1995; Alcolea *et al.*, 2010). Se realizó un estudio de pérdida por ignición avanzada mediante un analizador termogravimétrico "TGA / DSC 1 HT" (Mettler-Toledo GmbH, Schwerzenbach, Suiza). La temperatura se programa para que aumente desde 30 hasta 1075 °C a 30 K/min, seguido por un periodo de 1 h a esta temperatura.

Todas las mediciones TGA fueron corregidas en curva de blancos. El instrumento de TGA se acopló a un espectrómetro de masas de cuadrupolo "ThermoStar", QMS 300M3, de Balzers (Pfeiffer Vacuum, Aslar, Alemania), para el análisis de gas (vapor de agua y dióxido de carbono) (Alcolea *et al.*, 2010).

12.3. Resultados y discusión

Hay referencias históricas a algunos eventos (Tabla 12.1) que han tenido gran influencia en la dinámica de los fondos (Jiménez de Gregorio, 1957; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987), lo que ha provocado una disminución significativa en la salinidad de las aguas, pasando de 60-70‰ a 50-52‰ (Navarro, 1927; Lozano, 1954; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). Esto cambió significativamente la biología lagunar con un aumento en la diversidad general de especies (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). Otro hecho trascendental fue el enorme aumento en la tasa de sedimentación del Mar Menor, como resultado de las actividades humanas, sobre todo desde 1890 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987).

Además, la apertura del trasvase Tajo-Segura en 1979 que trajo el agua del centro al SE de España, permitió que todas las llanuras agrícolas que rodean el Mar Menor se pusieran en cultivo intensivo. Esto marcó la entrada en la laguna costera, anteriormente un ecosistema oligotrófico, de grandes cantidades de nutrientes en forma de fertilizantes y de pesticidas de las tierras de cultivo. Esto permitió la implementación de praderas marinas y el aumento de la diversidad bentónica en un ambiente confinado, que produciría un aumento significativo en las concentraciones medias de materia orgánica en los sedimentos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). A su vez, otra modificación con alta incidencia desde el punto de vista biológico fue el dragado a principios de 1970 de uno de los canales de comunicación con el Mediterráneo, El Estacio, para la construcción de un puerto deportivo y un canal navegable. El aumento en el intercambio de agua con el mar abierto se tradujo en una ligera disminución de las temperaturas extremas y una marcada disminución de la salinidad que actualmente parece haberse estabilizado entre 42,75 y 46,70‰. Estas condiciones han favorecido la penetración y masivas implantaciones de nuevas especies en el fitoplancton, ictiofauna y crustáceos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987).

Para estudiar la evolución sedimentaria de la laguna se consideraron los datos generados a partir de tres testigos de sedimento de hasta 55 cm de profundidad. Estos testigos se tomaron en 3 estaciones de muestreo (SS2, SS3 y SS8) situadas a lo largo de un transecto que cruza el Mar Menor en dirección SW-NE. En relación a estos testigos de sedimento, hay que tener en cuenta que la velocidad de sedimentación estimada para esta laguna costera es de aproximadamente 30 cm/siglo para el período entre 1890 y la actualidad (Simonneau, 1973; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987), siendo esta tasa es mucho más baja (40 mm/siglo) para el período anterior (desde 1890 hasta la edad media) (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987). Por lo tanto, el período de tiempo estimado en este estudio de sedimentos cubrirá desde finales del siglo XIV hasta la actualidad (Tabla 12.1).

Textura de suelos			Profundidad (cm)	Período de tiempo	Años	Eventos relevantes
SS 2	SS 3	SS 8				
			0-2	2000-2007	7	Aumento de las zonas urbanas y el turismo.
			2-5	1990-2000	10	Aumento de las zonas urbanas y el turismo.
			5-10	1973-1990	17	Dragado de laguna (1986) y ampliación del canal del Estacio (1974). Minería a cielo abierto. Aumento de zonas urbanas.
			10-15	1956-1973	17	Inicio de la minería a gran escala y la minería a cielo abierto. Aumento de las zonas urbanas y el turismo.
			15-20	1939-1956	17	No hay eventos relevantes
			20-25	1922-1939	17	No hay eventos relevantes
			25-30	1905-1922	17	No hay eventos relevantes
			30-35	1890-1905	15	1890 Aumento significativo de la tasa de sedimentación en el Mar Menor (de 4 a 30 cm cada 100 años).
			35-40	1765-1890	125	Aumento de cultivos y apertura de nuevos pozos para el riego de tierras. 1878 Dragado y apertura de canal de El Charco.
			40-45	1640-1765	125	1762 Dragado y apertura del canal Constancia.
			45-50	1515-1640	125	Deforestación y labranza de la tierra.
			50-55	1390-1515	125	Pastoreo y arado de tierras.

	Procesos de Deposición		Procesos de transporte		Procesos de arrastre
--	------------------------	--	------------------------	--	----------------------

Tabla 12.1. Evolución temporal de la dinámica sedimentaria en tres estaciones de muestreo de la laguna costera del Mar Menor, relacionando importantes eventos datados que afectaron al Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987) con los resultados del análisis sedimentario.

12.3.1. Variación temporal del tamaño de partícula

En la zona suroeste de la laguna se encuentra SS2, cerca de la desembocadura de un río estacional (rambla de El Beal) con importantes contribuciones de residuos mineros. Aquí, la textura predominante ha sido históricamente arcillosa hasta principios del siglo xx, cuando varió a arenosa (Tabla 12.1). Este período parece mostrar los efectos de los eventos que ocurrieron en años anteriores, tales como la apertura de la Gola del Charco, junto con una intensificación de arado y labranza. Estas acciones y la intensificación de la actividad minera en el Distrito Minero de Cartagena-La Unión podrían ser la causa del cambio del carácter sedimentario de esta zona.

La estación de muestreo situada en la zona central de la laguna (SS3) ha presentado históricamente un carácter sedimentario (textura limosa) excepto para el período comprendido entre 1905 y 1956 que mostró un aumento significativo en la fracción de arena (Tabla 12.1). Este comportamiento parece estar de acuerdo con los datos que se manifiestan en SS2, aunque esta zona central de la laguna, SS3, después de este período de 50 años, volvió a restablecer su dinámica histórica como un área típicamente sedimentaria.

Por último, en el noreste de la laguna se encuentra la estación de muestreo SS8, donde se observa una zona expuesta a una dinámica de lavado continuo que fue interrumpida a principios del siglo xx, como en los dos casos anteriores (SS2 y SS3). Después de esta interrupción, SS8 recuperó su carácter de zona de lavado, con otro breve descanso durante mediados del siglo xx en el que actuó de nuevo como una zona de transporte. Durante la última década esta área experimentó una variación de su carácter sedimentario transformándose en una zona de sedimentación (Tabla 12.1). Por lo tanto, esta parte norte de la laguna se puede considerar como una zona muy estable en el tiempo, donde sólo se han producido algunos cambios en la sedimentación durante los períodos más recientes, debido a un posible cambio en la dinámica costera por acciones humanas, tales como la construcción de presas o puertos en las áreas urbanas más cercanas.

Existen datos sobre la distribución de tamaño de partícula para diferentes períodos de tiempo (Simonneau, 1973; Marín-Guirao *et al.*, 2005). Para todos estos casos, cuando se comparan los valores generados en esta investigación con otros que aparecen en estudios anteriores, los valores de distribución de tamaño de partícula son altamente coincidentes.

En cualquier caso, es notable a la luz de la serie histórica considerada que, desde el siglo xiv hasta principios del siglo xx, el comportamiento sedimentario de la laguna parecía ser bastante estable, con áreas de lavado (SS8) y zonas sedimentarias (SS2 y SS3). A partir de este momento, y posiblemente debido a causas antropogénicas, la dinámica sedimentaria en la laguna varió de manera significativa, por lo que las áreas históricamente sedimentarias (SS2) se convirtieron en zonas de lavado de forma permanente. A su vez, otras áreas que hasta comienzos del siglo xx mostraron dinámicas definidas (sedimentaria para SS3 y de arrastre para SS8) recuperaron su dinámica sedimentaria tradicional después de algunas décadas. Esta mayor o menor estabilidad podría estar muy influenciada por la proximidad de cada sitio a zonas bajo influencia humana (modificación de los fondos marinos, construcción de infraestructuras, etc.).

12.3.2. Evolución de la mineralogía de los sedimentos

El análisis mineral de los tres testigos de sedimento mostró diferentes comportamientos dependiendo de la fase mineral considerada. Así, la calcita destaca en SS8, con porcentajes superiores al 20% durante todo el periodo de tiempo (Figura 12.2). Mientras tanto, en los otros dos puntos de muestreo, se han producido variaciones que pueden considerarse importantes para SS3 (Figura 12.3) y no tan notables para SS2 (Figura 12.4).

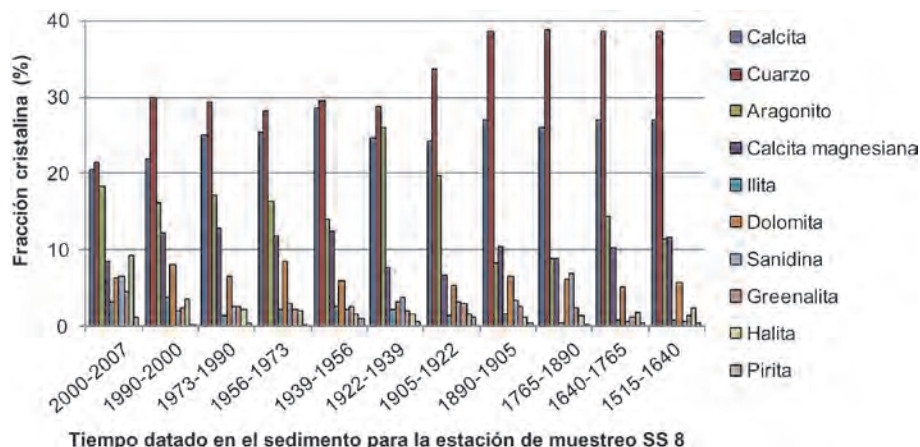


Figura 12.2. Estudio mineralógico de sedimentos a lo largo de la columna sedimentaria (relacionando la profundidad con un periodo de tiempo determinado) para la estación de muestreo SS8 mediante XRD (%; estimación semicuantitativa de la fracción cristalina).

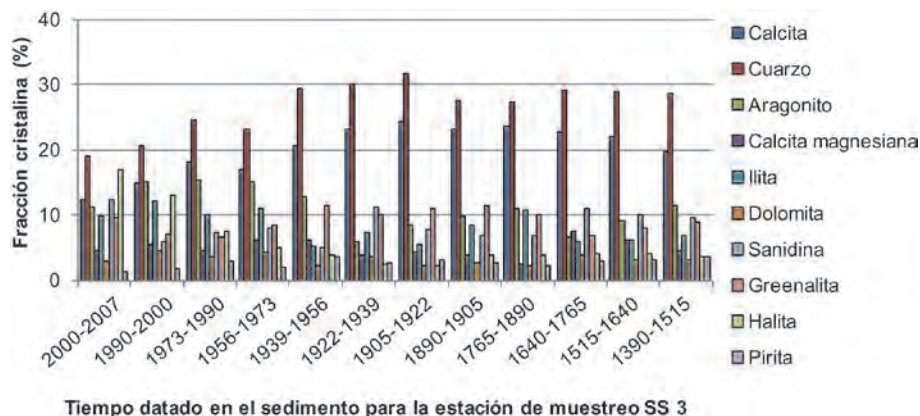


Figura 12.3. Estudio mineralógico de sedimentos a lo largo de la columna sedimentaria (relacionando la profundidad con un periodo de tiempo determinado) para la estación de muestreo SS3 mediante XRD (%; estimación semicuantitativa de la fracción cristalina).

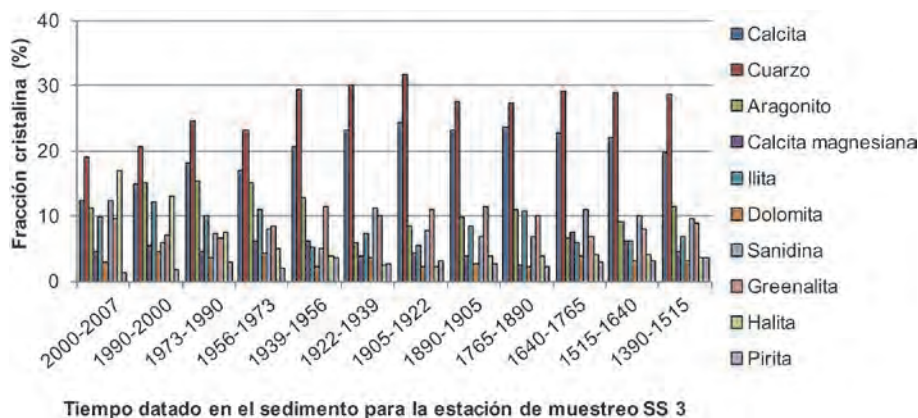


Figura 12.4. Estudio mineralógico de sedimentos a lo largo de la columna sedimentaria (relacionando la profundidad con un periodo de tiempo determinado) para la estación de muestreo SS2 mediante XRD (%; estimación semicuantitativa de la fracción cristalina).

El cuarzo mostró una dinámica muy similar a la de la calcita. Este mineral se asocia con arenas de sílice, que dominaron el perfil SS8 y, en menor medida SS3, a diferencia de lo que ocurre con SS2, lo que refuerza la idea del origen minero de los sedimentos en SS2.

Para el caso del aragonito, hay que tener en cuenta que este mineral se asocia principalmente con los restos de conchas de moluscos. Por lo tanto, hay que destacar el caso de SS2, cuya riqueza en este mineral es abrumadora, tanto en superficie como en profundidad, lo que indica la extraordinaria riqueza de restos de moluscos en este punto, siendo originarios de esta área o arrastrados y depositados desde otras zonas. Este hecho podría estar relacionado con la dinámica de corrientes internas de la laguna y la productividad de los crustáceos en diferentes áreas del Mar Menor. Este enorme predominio de aragonito hace que la mineralogía de este punto notablemente difiera de la presentada en SS3 y SS8, resultando en un empobrecimiento relativo de otras fases minerales (calcita, cuarzo).

Entre los minerales restantes, hay que destacar que la calcita magnesiana, al igual que la illita, dolomita, sanidina y halita, están presentes en pequeños porcentajes, sin un patrón definido.

En relación con la greenalita, mineral que se utiliza específicamente como indicador del carácter minero de los sedimentos al ser exclusivo de la sierra minera de Cartagena-La Unión, se ha mostrado un comportamiento diferencial, según la estación de muestreo, con algunos patrones comunes (Figura 12.5). El testigo más cercano a la zona minera (SS2), ha evidenciado la existencia de valores bajos y más o menos constantes, con algunos máximos coincidiendo con el cambio de textura observado en esta zona durante el período 1905-1922. Hay que recordar que en esta estación los procesos de arrastre han sido muy altos desde ese período (1905-1922) hasta la actualidad (Tabla 12.1), por lo que estos bajos valores son comprensibles. Mientras tanto, en SS3 la acumulación de este mineral corresponde a su carácter eminentemente sedimentario, presentando altas tasas de acumulación de estos materiales durante el período considerado, destacando principalmente entre finales del siglo XIX y principios del siglo XX. Por último, los valores más bajos se encontraron en el perfil de SS8, el más alejado a

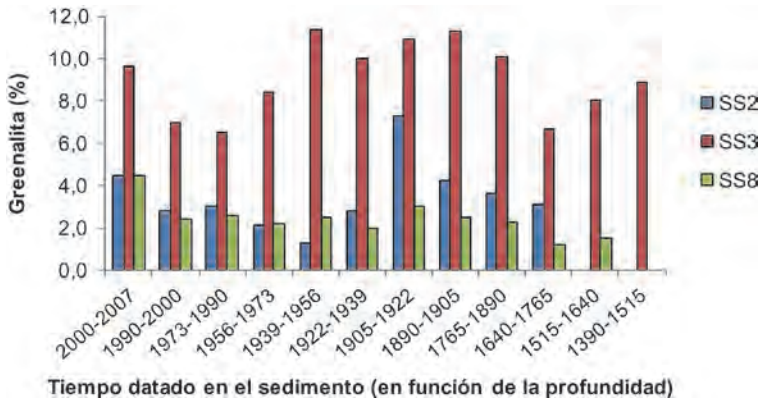


Figura 12.5. Evolución del contenido de Greenalita (%) a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal) en las estaciones de muestreo (SS) localizadas al sur (SS2), centro (SS3) y norte (SS8) de la laguna Mar Menor.

la estación de la zona minera, algo esperado y emparejado con bajos niveles de elementos típicos de la minería metálica expresados para esta área en estudios previos (Simonneau, 1973). Aún así, destaca un pequeño aumento de acumulación a principios del siglo xx, que también coincide con un cambio en la dinámica sedimentaria, y una acumulación mayor a comienzos del siglo xxi, posiblemente debido a la utilización de los residuos mineros para la construcción de algunas infraestructuras en las zonas costeras cercanas a este punto.

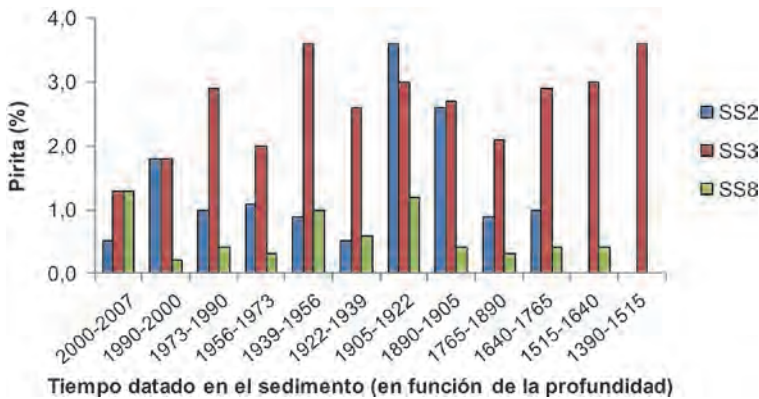


Figura 12.6. Evolución del contenido de Pirita (%) a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal) en las estaciones de muestreo (SS) localizadas al sur (SS2), centro (SS3) y norte (SS8) de la laguna Mar Menor.

En relación con la pirita (Figura 12.6), mineral vinculado principalmente a la zona minera, el patrón de sedimentación del mineral ha sido similar al de greenalita, aunque a una escala mucho más pequeña, presentando niveles relativamente bajos, pero con diferencias importantes entre áreas. Con respecto a esto, los niveles más altos se han encontrado en

SS3 y, en menor medida, en SS2, mientras que en SS8 es casi inexistente. El testigo de sedimento más cercano a la zona minera (SS2) ha demostrado la existencia de valores más o menos constantes, aunque bajos, destacando un ligero aumento que coincide temporalmente con los cambios texturales observados en el período 1905-1922, lo que también sucedió con la greenalita. Por otro lado, en SS3 se han obtenido los valores más altos de este mineral, aunque es posible que parte de esta fracción pirítica tenga un origen autogénico (Simonneau, 1973). En SS8, la estación más alejada de la zona minera, los valores de pirita son los más bajos encontrados a través de los perfiles considerados, algo esperado y acompañado por bajos niveles de S y Fe expresados para esta área en estudios previos (Simonneau, 1973).

12.3.3. Evolución de la geoquímica de los sedimentos

En un nivel básico, los elementos más abundantes en los sedimentos estudiados fueron C, Na, Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Fe y Sr. Entre estos elementos, los más característicos del ambiente minero son S, Fe, Zn y Pb, principalmente debido a su asociación con las fases minerales típicas de la Sierra de Cartagena-La Unión (Manteca Martínez y Ovejero Zappino, 1992).

Al comparar entre las diferentes estaciones de muestreo se observa una vez más una concentración más moderada en SS2 (Figura 12.7) en comparación con la alta acumulación de estos elementos en SS3 (Figura 12.8), siendo esta acumulación aún más reducida en SS8 (Figura 12.9). Estos resultados coinciden con la presencia de residuos mineros (pirita y greenalita) en los sedimentos lacustres presentado en el apartado anterior, así como con estudios previos (Dassenakis *et al.*, 2010). En cuanto a la evolución temporal, la concentración de metales en las diferentes capas de sedimentos estudiados fue muy similar a la mostrada en las tres estaciones de muestreo para el mineral de referencia, greenalita, a excepción de las últimas 4 décadas para SS2 y SS3. Esta pequeña diferencia no parece estar relacionada con exactitud a las fases de sedimentación o cambios texturales observados, ni con la evolución mineralógica observada. La presencia de máximos relativos en la distribución de estos elementos puede estar relacionada más con la intensidad y los métodos de explotación de minerales metálicos llevados a cabo en cada momento.

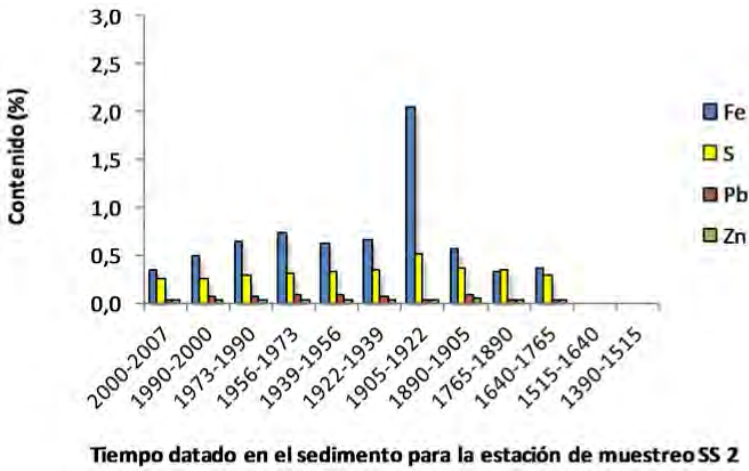


Figura 12.7. Evolución del contenido (%) de Fe, S, Zn y Pb a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal) en SS2.

Por lo tanto, la mayor proporción de greenalita en SS2 observada en el período de 1905 a 1922 corresponde a la presencia máxima de Fe y S, pero no para Pb y Zn cuyos valores fueron bajos durante este período. Este hecho puede ser debido, probablemente, a la extracción selectiva de elementos en ese momento por la industria minera, debido a las exigencias del mercado.

En el caso de SS3, diferentes metales mostraron un patrón muy similar al obtenido en SS2, aunque con valores de concentración mucho más altos, lo que corresponde a su carácter históricamente sedimentario.

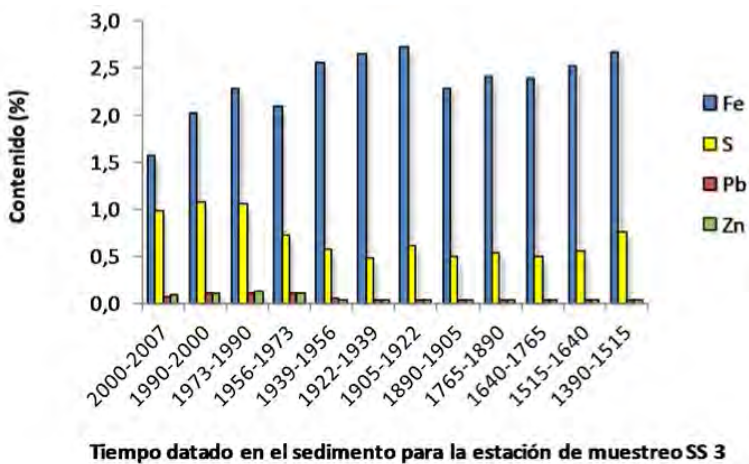


Figura 12.8. Evolución del contenido (%) de Fe, S, Zn y Pb a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal) en SS3.

En el caso de SS8, los valores de concentración son siempre muy bajos, pero muestran la presencia de niveles basales constantes a lo largo de la serie de tiempo, solamente distorsionada por algunos aumentos notables en los últimos años, como ocurre con greenalita. Estos aumentos pueden deberse no a las causas tradicionales de la dispersión y la redistribución marina de estos sedimentos mineros a lo largo de la laguna, sino más bien a factores antropogénicos como la construcción de infraestructuras en estas áreas con materiales de, al menos parcialmente, los depósitos de residuos mineros.

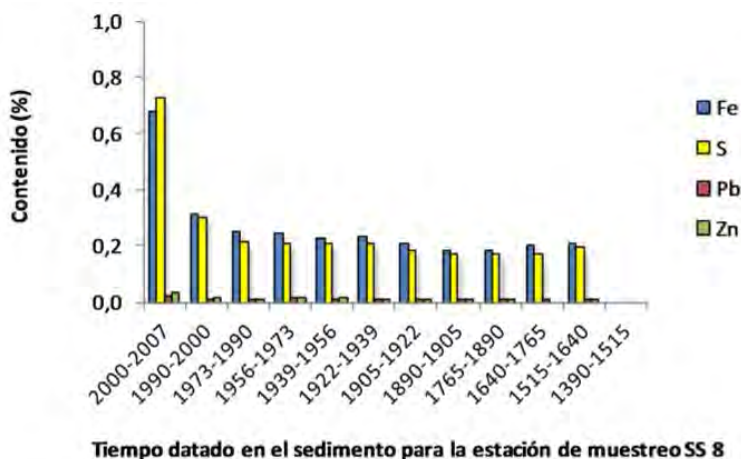


Figura 12.9. Evolución del contenido (%) de Fe, S, Zn y Pb a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal) en SS8.

12.3.4. Variación histórica de la materia orgánica

Los procesos que actúan interna y externamente sobre el sedimento después de la deposición pueden ser físicos, químicos o biológicos. Los procesos físicos incluyen la compactación, resuspensión, erosión o dragado de sedimentos. Los procesos químicos y biológicos incluyen la serie de diagenética temprana, reacciones redox mediadas por bacterias, que dan lugar a la oxidación de las especies de carbono (materia orgánica) y la reducción de una especie oxidada. Aunque los procesos de post-deposición que actúan sobre los sedimentos son variados y tienen una serie de impactos, el de mayor importancia en el contexto de la sedimentología del medio ambiente es la removilización química de nutrientes y contaminantes durante la diagénesis temprana.

Tras el consumo de O_2 , son favorecidas una serie de reacciones bacterianas anaeróbicas, utilizando oxígeno en especies tales como nitrato (NO_3^-), óxido de hierro ($FeOOH$), óxido de manganeso (MnO_2) y sulfato (SO_4^{2-}). Estas primeras reacciones anaeróbicas diagenéticas son muchas y complejas, siendo las más relevantes la reducción de nitrato, la reducción de Mn (IV), la reducción de Fe (III), la reducción de sulfato y la metanogénesis. Todas estas reacciones descomponen la materia orgánica y, por lo tanto, conducen a una disminución global en el

contenido de materia orgánica de los sedimentos enterrados. Muchas de estas reacciones sólo pueden utilizar moléculas orgánicas simples, tales como acetato e hidrógeno, como reductor. Sin embargo, algunas comunidades bacterianas, en particular las bacterias de reducción del hierro, poseen la capacidad de utilizar moléculas orgánicas complejas (Lovley y Anderson, 2000). Por lo tanto, este tipo de reacciones diagenéticas pueden actuar para descomponer los contaminantes orgánicos persistentes en los sedimentos acuáticos. Las bacterias también pueden mediar directamente en la reducción de algunos metales contaminantes, por ejemplo Cr, U, Se, Hg y Tc (Lovley, 1993).

La oxidación de la materia orgánica y la reducción de óxidos de hierro y manganeso resultan en la liberación de contaminantes asociados con estas fases minerales al agua intersticial (Rae y Allen, 1993). Por tanto, el riesgo asociado con la presencia de esta materia orgánica y óxidos metálicos en el agua intersticial depende de las condiciones ambientales, ya que la oxidación de la materia orgánica produciría la liberación de los metales en el agua, con el riesgo que ello conlleva.

En el estudio de la materia orgánica (Figura 12.10), al igual que ocurrió con el estudio granulométrico, mineralógico y geoquímico, hay que recordar que el análisis en profundidad ha sido relacionado con una evolución temporal en función de los datos presentados en la Tabla 12.1, basados en la tasa de sedimentación y distintos eventos llevados a cabo en la laguna costera que han podido modificar las características de la misma (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987).

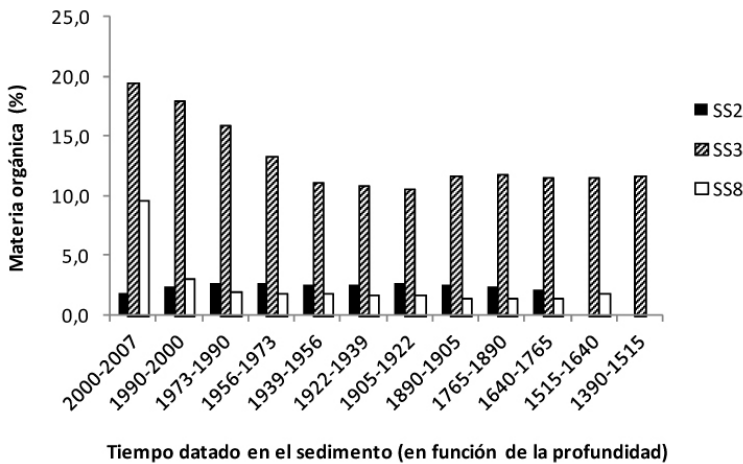


Figura 12.10. Evolución de la materia orgánica (%) para las estaciones de muestreo a lo largo de la columna sedimentaria (en función de la correlación hecha entre la profundidad y la serie temporal).

Mediante el análisis de la evolución de la materia orgánica en los sedimentos, no se ha detectado un patrón relacionado directamente con la fase sedimentaria, es decir, no se ha detectado mayor acumulación en zonas de transición, acumulación promedio en zonas de sedimentación y baja acumulación en zonas de arrastre a excepción de la estación de muestreo SS3, donde se muestra la mayor proporción de materia orgánica, debido seguramente a su carácter sedimen-

tario en la mayoría del periodo estudiado. En SS2, que está junto a la zona de descarga de los residuos mineros, los niveles de materia orgánica siguen siendo bajos y más o menos constantes a lo largo del perfil de sedimentos. Por otro lado, lo que se ha observado en SS3 y SS8 ha sido un aumento de la presencia de materia orgánica solamente en los primeros centímetros del sedimento, sobre todo a partir de los años 70, cuando la agricultura intensiva tuvo un notable incremento en las tierras de cultivo que rodean la laguna. Esta tendencia no se observó en SS2, probablemente como resultado de los procesos más importantes de arrastre que caracterizan esta estación de muestreo desde principios del siglo xx. Hay que tener en cuenta que la presencia de mayor cantidad de materia orgánica en los primeros centímetros de la muestra también está relacionado con un menor tiempo de actuación de los procesos químicos y biológicos que producen la oxidación de la materia orgánica y, por lo tanto, una disminución global del contenido de esta materia orgánica en los sedimentos enterrados.

Por lo tanto, la correlación evidente que se produce en los sedimentos superficiales entre la dinámica sedimentaria y el contenido de materia orgánica no se observa cuando estos sedimentos son más profundos y se han acumulado durante largos periodos de tiempo. Además, como un hecho notable, el cambio observado en los últimos tiempos en esta serie de muestras en relación con el contenido de materia orgánica indica claramente el cambio experimentado por esta laguna desde la segunda mitad del siglo xx, debido básicamente al aumento de la población humana y actividades productivas, principalmente la agricultura.

12.4. Conclusiones

El Mar Menor es una laguna costera con una compleja dinámica interna, con un tiempo de renovación del agua de aproximadamente 0,79 años y un sistema de circulación influenciado por varios factores. Como resultado de esta redistribución de sedimentos, se producen cambios notables en la mineralogía y geoquímica. En este punto, hay que tener en cuenta que el antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión, ubicado en la costa sur del Mar Menor, continúa siendo una de las principales fuentes de suministro de sedimentos a la laguna.

En cuanto a la evolución histórica de los sedimentos del Mar Menor desde el siglo xiv hasta la actualidad, es notable a la luz de la serie histórica considerada, que el comportamiento sedimentario de la laguna parecía ser bastante estable, con áreas de lavado (noreste) y zonas sedimentarias (suroeste y centro). A partir de este momento, y posiblemente debido a causas antropogénicas, la dinámica sedimentaria en la laguna varió de manera significativa, por lo que las áreas históricamente sedimentarias se convirtieron en zonas de lavado de forma permanente. A su vez, otras áreas que hasta el comienzo del siglo xx mostraron una dinámica definida (sedimentaria para el centro, y de arrastre para el noreste) recuperaron su dinámica sedimentaria tradicional después de algunas décadas, de una manera más o menos estable. Esta mayor o menor estabilidad podría estar muy influenciada por la proximidad de cada sitio a zonas bajo influencia humana (modificación de los fondos marinos, construcción de infraestructuras, etc.).

En relación a la evolución de la mineralogía de los sedimentos, el análisis mineral mostró diferentes comportamientos dependiendo de la zona considerada y la fase mineral. Así, la calcita se

impuso en el noreste, y el aragonito, mineral asociado principalmente con los restos de conchas de moluscos, pareció ser dominante en el suroeste. Por último, en la parte central de la laguna el cuarzo y la greenalita mostraron concentraciones más altas en comparación con otras zonas del Mar Menor. La greenalita, mineral utilizado específicamente como el indicador del carácter minero de los sedimentos, ha presentado un comportamiento altamente relacionado con la dinámica de sedimentación. Este mineral ha demostrado altos niveles en la zona central (SS3) y, en menor medida en el suroeste (SS2), mientras que la zona noreste (SS8) mostró un nivel casi nulo, a excepción de la última década. Esta anomalía para el noreste podría ser causada por la construcción de algunas infraestructuras en las zonas costeras cercanas a este punto, en donde se utilizaron, al menos parcialmente, residuos mineros.

Los resultados relativos a la evolución histórica en la geoquímica de los sedimentos, en particular las de los elementos característicos de residuos mineros (S, Fe, Zn y Pb), muestran, al igual que los estudios de mineralogía y de distribución de tamaño de partícula, un comportamiento altamente relacionado con las dinámicas de sedimentación. Al comparar entre las diferentes estaciones de muestreo se puede observar una vez más una mayor acumulación de estos elementos en SS3, en comparación con una concentración más moderada en SS2 y bastante más reducido en SS8.

En relación a la variación histórica de la materia orgánica, los resultados establecieron unos niveles de materia orgánica históricamente muy bajos en SS2, muy altos en SS3 e históricamente bajas, pero más altos en los últimos tiempos, en el noreste SS8. Al analizar la evolución de la materia orgánica en los sedimentos desde el siglo XIV, no se ha detectado un patrón directamente relacionado con la fase sedimentaria, a excepción de la estación de muestreo SS3, donde se muestra la mayor proporción de materia orgánica, debido seguramente a su carácter sedimentario a lo largo de la mayor parte de la serie histórica considerada. En este sentido, se ha observado sólo un aumento de la acumulación de materia orgánica en los sedimentos recientes, sobre todo en SS3 desde los años 70, cuando la agricultura intensiva tuvo un notable incremento en las tierras de cultivo que rodean la laguna. Por lo tanto, la correlación evidente que se produce por los sedimentos superficiales entre la dinámica de los sedimentos y el contenido de materia orgánica, no se observa cuando estos sedimentos son más profundos y se han acumulado durante largos períodos de tiempo. Además, como un hecho notable, el cambio observado en los últimos tiempos en esta serie de muestras en relación con el contenido de materia orgánica indica claramente el cambio ecológico experimentado por esta laguna desde la segunda mitad del siglo XX, básicamente debido al aumento de la población humana y de la agricultura, así como otras actividades humanas.

12.5. Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de la Fundación Séneca a través de la financiación del proyecto 12038/PI/09, así como la colaboración de J.J. Saura, M. Saura, J.M. Peñas, D. Sánchez, B.J. Muñoz and B. Villaescusa, quienes ayudaron en la realización de este estudio.

12.6. Bibliografía

- Abdallah, M.A.M., Mohamed, A.A.** 2015. Assessment of heavy metals by sediment quality guideline in surficial sediments of Abu Qir Bay southeastern mediterranean sea, Egypt. *Environ. Earth Sci.* 73, 3603-3609. DOI: 10.1007/s12665-014-3646-2
- Alcolea, A., Ibarra, I., Caparrós, A., Rodríguez, R.** 2010. Study of the MS response by TG-MS in an acid mine drainage effluence. *J. Therm. Anal. Calorim.* 101, 1161-1165. DOI: 10.1007/s10973-009-0556-8
- Bautista, E.G., Sánchez-Badorrey, E., Díez-Minguito, M., Losada, M. A., Baraza, F.** 2007. Modelo de gestión integral del Mar Menor (I): modelo de circulación de la laguna y tramo litoral próximo. IX Jornadas Españolas de Costas y Puertos, San Sebastián, Spain.
- Bilkovic, D.M., Roggero, M.M.** 2008. Effects of coastal development on near-shore estuarine nekton communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358, 27-39. DOI: 10.3354/meps07279
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O.** 2009. Anthropogenic disturbances on nursery function of estuarine areas for marine fish species. *Estuar. Coast. Shelf S.* 81, 179-190. DOI: 10.1016/j.ecss.2008.10.017
- Das, S.K., Routh, J., Roychoudhury, A.N., Val Klump, J.** 2008. Major and trace element geochemistry in Zee-koevlei, South Africa: A lacustrine record of present and past processes. *Appl. Geochem.* 23, 2496-2511. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2008.02.011
- Dassenakis, M., Garcia, G., Diamantopoulou, E., Girona, J.D., Garcia-Marin, E.M., Filippi, G., Fioraki, V.** 2010. The impact of mining activities on the hypersaline Mar Menor. *Desalin. Water Treat.* 13, 282-289. DOI: 10.5004/dwt.2010.1036
- De León, A.R., Guerrero, J., Farazo, F.** 1982. Evolution of the pollution of the coastal lagoon of Mar Menor. *Vies Journées Étud. Pollutions, Cannes, C.I.E.S.M.* 355-358.
- Díaz del Río, V., Somoza, L.** 1993. Mapa fisiográfico del Mar Menor. *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía* 14. 22 pp.
- Fujita, M., Ide, Y., Sato, D., Kench, P.S., Kuwahara, Y., Yokoki, H., Kayanne, H.** 2014. Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments: Fongafale Islet, Funafuti Atoll, Tuvalu. *Chemosphere* 95, 628-634. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.023
- García, C.** 2004. Impacto y riesgo medioambiental en los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión, Ph.D. Thesis. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Spain.
- García, G., Muñoz-Vera, A.** 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin* (in press). <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.042>
- González-Fernández, O., Jurado-Roldán, A.M., Queralt, I.** 2010. Geochemical and mineralogical features of overbank and stream sediments of the Beal wadi (Cartagena-La Unión mining district, SE Spain): Relation to former lead-zinc mining activities and its environmental risk. *Water Air Soil Poll.* 215 (1-4), 55-65. DOI: 10.1007/s11270-010-0458-1
- Hodgkin, E.P.** 1994. Estuaries and coastal lagoons. In: Hammond, L.S., Synnot, R.N., (Eds.), *Marine biology* (pp. 315-322). Longman Cheshire, Melbourne, Australia.
- Jiménez de Gregorio, F.** 1957. El municipio de San Javier en la historia del Mar Menor y su ribera. Ayuntamiento de San Javier, Murcia. 185 pp.
- Kouassi, N.L.B., Yao, K.M., Trokourey, A., Soro, M.B.** 2015. Distribution, sources, and possible adverse biological effects of trace metals in surface sediments of a tropical estuary. *Environ. Forensics* 16, 96-108. DOI: 10.1080/15275922.2014.991433
- Ladakis, M.** 2000. Study of physical and chemical parameters in the marine park of Alonnisos Island. National and Kapodestrian University of Athens, Department of Chemistry, PhD Thesis, Athens.
- Lovley, D.R., Anderson, R.T., 2000. Influence of dissimilatory metal reduction on fate of organic and metal contaminants in the subsurface. *Hydrogeol. J.* 8, 77-88. DOI: 10.1007/PL00010974
- Lovley, D.R.** 1993. Dissimilatory metal reduction. *Annu. Rev. Microbiol.* 47, 263-90. DOI: 10.1146/annurev.micro.47.1.263
- Lozano, F.** 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). *Bol. Inst. Esp. Oceanog.* 66.
- Lu, H.Y., An, Z.S.** 1997. The influence of pre-treatment to grain size analysis results of loess. *Chinese Sci. Bull.* 42: 2535-2538.
- Manteca Martínez, J.I., Ovejero Zapino, G.** 1992. Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de la La Unión-Cartagena, Bética Oriental. *Recursos Minerales de España*, 1085-1102
- Margui, E., Queralt, I., Van Grieken, R.** 2009. Sample Preparation for X-Ray Fluorescence Analysis. In: Meyers, R.A., (Ed.) *Encyclopedia of analytical chemistry: Applications, theory, and instrumentation*. Wiley Interscience, New York, USA.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vita, R.** 2005. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas* 31, 413-428.
- Muñoz-Vera, A., García, G., García, A.** 2015. Metal bioaccumulation pattern by jellyfish *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Science of the Total Environment* (in press). DOI: 10.1007/s11356-015-5119-x
- Navarro, F. de P.** 1927. Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). *Notas y Resúmenes. Inst. Esp. Oceanog. Ser. II* (16), 63 pp.
- Nor, Y.M.** 1987. Ecotoxicity of copper to aquatic biota: a review. *Environ. Res.* 43, 274-282. DOI: 10.1016/S0013-9351(87)80078-6
- Oen, I.S., Fernández, J.C., Manteca, J.I.** 1975. The lead-zinc and associated ores of La Unión, Sierra de Cartagena, Spain. *Econ. Geol.* 70, 1259-1278.
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I., García-Charton, J.A.** 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550, 11-27. DOI: 10.1007/s10750-005-4356-2
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Ros, J.D.** 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología* 12 (Biología Ambiental, 3), 53-65.
- Rae, J.E., Allen, J.R.L.** 1993. The significance of organic matter degradation in the interpretation of historical pollution trends in depth profiles of estuarine sediment. *Estuaries* 16, 678-82. DOI: 10.2307/1352804
- Rapti, K.** 2000. Research for the conditions of the use of the resin Chelex-100 for the recovery and measurement of the trace metals Mn, Zn and Cu in seawater. National and Kapodestrian University of Athens, Department of Chemistry, MSc Thesis, Athens.
- Reizopoulou, S., Thessalou-Legaki, M., Nicolaidou, A.** 1996. Assessment of disturbance in Mediterranean lagoons: an evaluation of methods. *Mar.*

Biol. 125, 189–197. DOI: 10.1007/BF00350773

Remmler, M., Kopinke, F.D., Stottmeister, U. 1995. Thermoanalytical methods for characterizing hydrocarbon-sludge-soil mixtures. *Thermochim. Acta* 263: 101-112. DOI: 10.1016/0040-6031(94)02421-J

Sanger, D.M., Holland, A.F., Hernandez, D.L. 2004. Evaluation of the impacts of dock structures and land use on tidal creek ecosystems in South Carolina estuarine environments. *Environ. Manage.* 33 (3), 385–400. DOI: 10.1007/s00267-003-0019-0

Silva, E.M., da Navarro, M.F.T., Barros, A.F., Mota, M.F.V., Chastinet,

C.B.A. 2000. Metals in the sediments of Juau Lake (Camaçari Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. *Aquat. Ecosyst. Health* 3, 509-514.

Simonneau, J. 1973. *Mar Menor: évolution sédimentologique et géochimique récente du remplissage.* Ph.D. Thesis, Université de Toulouse. 172 pp.

Timmermans, K.R. 1992. Ecotoxicity of trace metals for chironomids. *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 26, 2-4.

Vasconcelos, R.P., Resi-Santos, P., Fonseca, V., Maia, A., Ruano, M., França, S., Vinagre, C., Costa, M.J., Cabral, H. 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish

nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Sci. Total Environ.* 374, 199–215. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.048

Vilar, J.B., Egea Bruno, P.M., Fernández Gutiérrez, J.C. 1991. *La minería murciana contemporánea: 1930-1985.* Instituto Tecnológico Geominero de España, 256 pp.

Vilar, J.B., Egea Bruno, P.M. 1990. *La minería murciana contemporánea (1840-1930).* Universidad de Murcia, Academia Alfonso X El Sabio, Excmo. Ayuntamiento de Cartagena, CajaMurcia (Eds.), Spain, 389 pp.

Capítulo 13. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor

Chapter 13. Legacy and Emerging Organic Pollutants In the Mar Menor Lagoon

Víctor M. León, Rubén Moreno-González y Juan A. Campillo

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. C/Varadero 1, San Pedro del Pinatar, 30740 Murcia. Correo electrónico de contacto: victor.leon@mu.ieo.es

- 13.1. La contaminación en sistemas costeros: particularidades del Mar Menor
- 13.2. Distribución espacial y estacional de contaminantes orgánicos en aire
- 13.3. Entrada de contaminantes orgánicos a través de la Rambla del Albujón
- 13.4. Distribución estacional de PAHs, Plaguicidas y PCBs en la laguna
- 13.5. Distribución estacional de fármacos y tensioactivos en el Mar Menor
- 13.6. Principales conclusiones y retos futuros
- 13.7. Agradecimientos
- 13.8. Bibliografía

Resumen

La laguna costera del Mar Menor está sometida a la entrada de contaminantes de distinta naturaleza asociados principalmente a las actividades antropogénicas que tienen lugar en su entorno como la agricultura, el turismo, el desarrollo urbano, la minería, la navegación, el transporte, etc. Además de los nutrientes y metales traza, es muy relevante el aporte de contaminantes orgánicos como consecuencia de dichas actividades. De hecho en este trabajo se ha determinado la entrada de plaguicidas clorados y de uso actual, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), fármacos y tensioactivos al Mar Menor a través de la rambla del Albuñón (principal cuenca colectora del Campo de Cartagena). Esta entrada se ha caracterizado atendiendo a su variabilidad espacial, diaria y estacional durante el periodo 2009-2011, con el objetivo de identificar las fuentes de contaminación y estimar la entrada total anual a la laguna. La entrada anual para el grupo de fármacos y plaguicidas analizados se ha estimado en 29 kg, de los cuales 18 kg correspondieron a plaguicidas y 11 kg a fármacos. A nivel individual destacó la entrada del insecticida clorpirifós (5,6 kg) y el antibiótico azitromicina (4,2 kg). Esta entrada fue superada por algunos tensioactivos (fracción activa de los detergentes), como el alquilbenceno lineal sulfonato que ascendió a 406 kg por año. Una vez que acceden al Mar Menor los contaminantes se distribuyeron en la laguna heterogéneamente. La distribución observada de los contaminantes en agua ha permitido constatar la descarga a la laguna de plaguicidas y otros contaminantes asociados no solo por la rambla del Albuñón, sino también asociadas a las descargas de aguas subterráneas (plaguicidas), a las actividades urbanas y náuticas (tensioactivos), a las actividades recreativas y de baño en meses cálidos (fármacos), etc. Otra vía de entrada identificada es la deposición atmosférica, ya que se han detectado tanto hidrocarburos aromáticos policíclicos como plaguicidas en aire, mostrando en este último caso una asociación directa a los periodos de su aplicación agrícola. También se ha constatado la importancia de los episodios de riadas en el transporte de plaguicidas a la laguna, tanto de uso actual como de plaguicidas organoclorados ya en desuso asociados a los suelos agrícolas. A pesar del esfuerzo realizado solo se han estudiado un grupo reducido de los muchos posibles contaminantes presentes en el medio, por lo que habría que ampliar el estudio realizado para identificar qué contaminantes orgánicos de uso actual pueden constituir una amenaza, sobre para este tipo de sistemas costeros semiconfinados y especialmente vulnerables. Otro reto pendiente sería la estimación de los flujos de entrada de plaguicidas y otros contaminantes a la laguna a través de las aguas subterráneas, que pueden tener especial interés sobre todo ahora que ha aumentado la reutilización de aguas residuales para riego agrícola.

Abstract

The Mar Menor coastal lagoon is subject to different inputs of pollutants mainly associated with human activities taking place in their environment such as agriculture, tourism, urban development, mining, shipping, transportation, etc. Besides nutrients and trace metals, it is very relevant the contribution of organic pollutants as a result of such activities. In fact, in this work it has been determined the entry of organochlorinated pesticides and current used pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, pharmaceuticals and surfactants to the Mar Menor through El Albujón watercourse (main catchment area of El Campo de Cartagena). This entry has been characterized according to its spatial, daily, and seasonal variability during the period of 2009-2011, with the aim of identifying pollution sources and estimating the total annual entrance to the lagoon. The annual input for the group of drugs and pesticides analyzed has been estimated at 29 kg, which corresponded to 18 kg of pesticides and 11 kg to pharmaceuticals. Individually, it has been stressed the importance of the input of the insecticide chlorpyrifos (5.6 kg) and the antibiotic azithromycin (4.2 kg). This entry was surpassed by some surfactants (active fraction of detergents) such as linear alkyl benzene sulfonate which reached 406 kg per year. Once the pollutants entered the Mar Menor lagoon, contaminants were distributed heterogeneously in the lagoon. The observed distribution of contaminants in water has revealed the discharge to the lagoon of pesticides and other pollutants associated not only with El Albujón watercourse, but also associated with groundwater discharge (pesticides) urban and water activities (surfactants), recreational and bathing activities during warm months (pharmaceuticals), etc. Another identified input source was the atmospheric deposition, since both PAHs and pesticides have been detected in air, showing the latter a direct association with their agricultural application periods. It has also been confirmed the importance of flood episodes in the transport of pesticides to the lagoon, both current use pesticides as organochlorine pesticides, no longer in use associated with agricultural practices. Despite the efforts made in this regard, only a small number of the many possible contaminants present in the environment have been studied, therefore, the study should be extended to identify which organic contaminants of current use may constitute a threat, particularly for these semiconfined coastal systems, especially vulnerable. Another pending challenge would be the estimation of pesticides and other pollutants inputs into the lagoon through groundwater, which may be of particular interest especially now that the reuse of wastewater for irrigation has increased.

13.1. La contaminación en sistemas costeros: particularidades del Mar Menor

Las áreas costeras albergan la mayor parte de la población en Europa (46% reside a menos de 50 km de la costa en España según el informe de Eurostat 2010), estando sometidas a una fuerte presión antrópica derivada de actividades como el turismo, la industria, la agricultura, etc., que junto a las marítimas (transporte, pesca, etc.) favorecen la llegada a los sistemas costeros de un elevado volumen de residuos y contaminantes químicos. Entre los grupos de contaminantes más relevantes se encuentran derivados del petróleo, plaguicidas, detergentes, fármacos, productos de cuidado e higiene personal, etc. Desafortunadamente su elevado y continuo uso, o su resistencia a la degradación, facilitan su acceso al medio ambiente (aire, agua o partículas) de forma continua y consecuentemente también sus efectos adversos en los ecosistemas marinos. Una parte de estos contaminantes puede acceder al medio marino a través de vertidos directos (aguas residuales, vertidos incontrolados desde buques, etc.) o por vías indirectas como los ríos, escorrentías superficiales, aguas subterráneas, deposición atmosférica, etc. Por tanto el medio marino, y especialmente los sistemas costeros, reciben no solo los contaminantes liberados en su entorno, sino también los procedentes de zonas remotas por su capacidad para recorrer largas distancias.

Esta presión se ve multiplicada en espacios costeros semi-confinados donde la capacidad de dilución es más limitada, como el Mar Menor. En el entorno de esta laguna son muy importantes actividades como el turismo o la agricultura intensiva (Figura 13.1A), que junto con otras presiones hacen especialmente relevante el estudio de la contaminación por las repercusiones que puede tener sobre la salud de sus ecosistemas. En este contexto, desde hace décadas, diversos grupos de investigación e instituciones han caracterizado el impacto de nutrientes (Velasco *et al.*, 2006) asociados a su uso agrícola y fuentes urbanas (García-Pintado *et al.*, 2007), así como de los metales traza (Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006; Dassenakis *et al.*, 2010) procedentes de las minas de la Unión-Cartagena en desuso desde hace décadas (ver capítulo correspondiente). Sin embargo ha recibido menos atención la presencia de contaminantes orgánicos, como los plaguicidas, los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los productos de cuidado e higiene personal o los fármacos. Un estudio pionero en este sentido fue realizado el año 1995 por Pérez-Ruzafa *et al.* (2000) que caracterizaron la presencia en sedimento y biota de plaguicidas organoclorados junto a dos ramblas del sur del Mar Menor (El Albuñón y La Carrasquilla). El endosulfán fue el pesticida más abundante en los sedimentos seguido del p,p'-DDE (metabolito de degradación del p,p'-DDT), especialmente en el área de influencia de la rambla del Albuñón. Además en trabajos más recientes se evaluó la entrada de algunos plaguicidas a través de la rambla del Albuñón (Fenoll-Serrano y Sáez Sironi, 2009). Sin embargo estos estudios se limitaron a un grupo reducido de plaguicidas y a áreas concretas, siendo necesario un estudio más amplio atendiendo a las particularidades de este sistema.

El Mar Menor tiene una profundidad media de 3-4 m y solo está comunicado con el Mediterráneo a través de 3 canales someros (Las Encañizadas, El Estacio y Marchamalo). De hecho, se ha estimado que el agua en esta laguna tiene tiempo hidráulico de retención de 1 año (Arévalo *et al.*, 1988; Pérez-Ruzafa, 1989). Estas particularidades favorecen que existan

diferencias estacionales muy relevantes, variando por ejemplo la temperatura del agua desde los 15 °C en invierno a 30 °C en verano. Además se trata de un sistema heterogéneo, con una mayor influencia del agua mediterránea en el norte por la influencia de los dos principales canales que los comunican (Las Encañizadas y el canal del Estacio) y un mayor aislamiento e influencia terrestre al sur de las islas, mostrando un gradiente creciente de salinidad nortesur. La zona central recibe la descarga de la Rambla del Albujón (Figura 13.1B), a través de la que se produce una entrada continua de agua procedente del exceso del agua de riego (subida del nivel freático), de los efluentes de la depuradora de Los Alcázares (hasta diciembre de 2013 momento en que empezó a reutilizarse también para riego) y de otras fuentes. En este contexto se propuso el proyecto DECOMAR, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CTM2008-01832), con el objetivo de estimar la entrada estacional de contaminantes orgánicos regulados y de uso actual a través del aire y de la principal escorrentía superficial (Rambla del Albujón), así como caracterizar su distribución estacional en el agua y sedimento del Mar Menor. Recientemente con el objetivo de ampliar el estudio de contaminantes emergentes y de sus efectos se está desarrollando el proyecto coordinado IMPACTA (CTM2013-48194-C3).

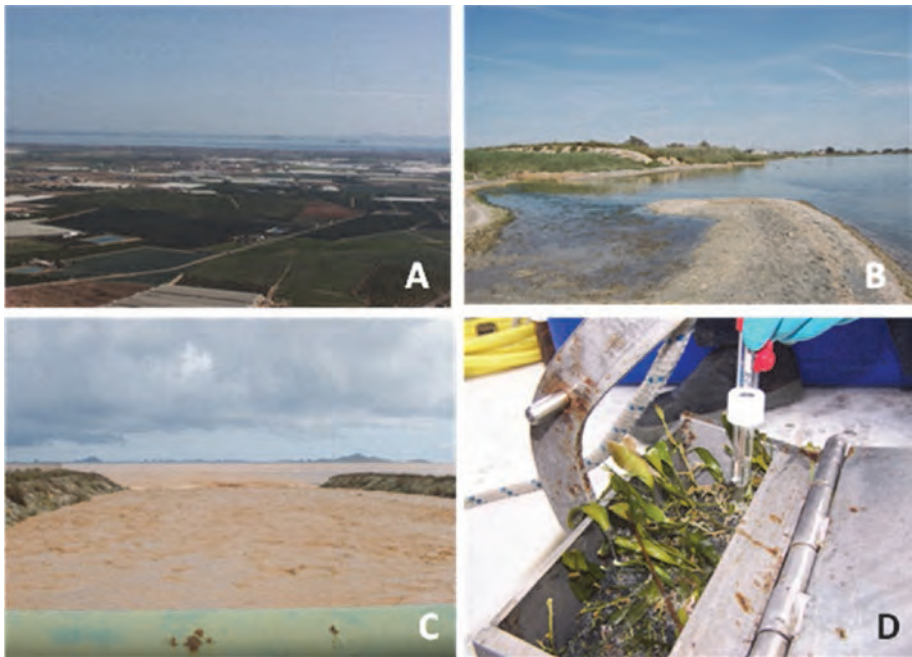


Figura 13.1. Fotografías del Campo de Cartagena con el Mar Menor al fondo (A), de la desembocadura de la Rambla del Albujón en situación normal (B) y durante una riada (C) y de la medida de potencial rédox en el sedimento.

13.2. Distribución espacial y estacional de contaminantes orgánicos en aire

Muchos de los contaminantes orgánicos tienen un carácter volátil o semivolátil, que les permite ser transferidos directamente al aire y/o pueden asociarse a las partículas y ser transportados a largas distancias. La distribución de los contaminantes orgánicos en aire se ha determinado en 6 puntos situados en el perímetro del Mar Menor utilizando muestreadores pasivos (compuestos por espuma de poliuretano) (Figura 13.2A) expuestos durante 1 mes en cada estación del año. Este trabajo se hizo en colaboración con investigadores de la Universidad de Alicante. Las concentraciones en aire se obtuvieron calibrando los dispositivos pasivos con un muestreador activo DIGITEL-D80 (Figura 13.2B) bajo condiciones de flujo de aire controladas, que además permitió considerar separadamente la fracción de contaminantes disuelta de aquella que aparecía en forma particulada. Concretamente se detectaron en aire 32 contaminantes, incluyendo PAHs, plaguicidas organoclorados y de uso actual, encontrándose la mayor parte de ellos tanto en la fase disuelta como en la particulada.

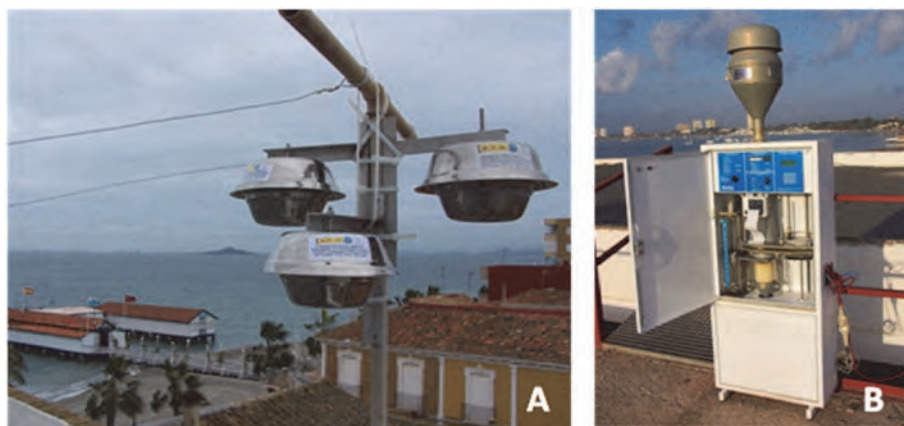


Figura 13.2. Fotografía de muestreadores pasivos con espuma de poliuretano (A) y de muestreador activo DIGITEL-80 (B) utilizados en este estudio.

Las mayores concentraciones correspondieron al clorpirifós (insecticida de amplio espectro y uso) en primavera y otoño y a los PAHs, particularmente al fenantreno en otoño y sobre todo en invierno. El clorpirifós fue detectado en todas las muestras y otros contaminantes se encontraron en más del 75% de las muestras como el metil-clorpirifós, p,p'DDE, fluoranteno, dimetil-clortal, fluoreno y terbutilazina (Tabla 13.1, Moreno-González, 2016). Estos datos evidencian su continua presencia y potencial transferencia al medio marino.

La distribución de estos contaminantes fue heterogénea en la laguna, alcanzándose las mayores concentraciones de PAHs cerca del aeropuerto y de plaguicidas de uso actual en las áreas próximas a áreas de cultivo. La deposición de estos compuestos vía aérea se suma al resto de vías de acceso de estos contaminantes a los sistemas costeros.

Compuesto (grupo)	Estación año	>LOD (%)	Media	S.D.	Mínimo	Máximo
Acenaftileno (PAHs)	Primavera	17	0,1 ^a	0,3	n.d.	0,8)
	Verano	33	13,3 ^a	26,8	n.d.	66,9
	Otoño	0	n.d. ^a	–	n.d.	0,0
	Invierno	100	65,7 ^b	26,3	33,1	101,1
Fenantreno (PAHs)	Primavera	100	596,6	1338,6	26,1	3328,4
	Verano	83	340,8	674,6	n.d.	1704,0
	Otoño	100	1107,2	2419,4	4,8	6041,6
	Invierno	100	1188,5	1378,0	378,6	3981,9
Fluoranteno (PAHs)	Primavera	50	57,1 ^a	101,9	n.d.	261,1
	Verano	100	48,9 ^a	49,8	5,0	122,5
	Otoño	100	154,3 ^a	128,0	39,5	402,9
	Invierno	100	563,4 ^b	326,8	240,4	1183,2
p,p'-DDE (Pest. Organoclorado)	Primavera	83	8,3	5,0	n.d.	14,2
	Verano	83	7,5	6,9	n.d.	19,8
	Otoño	100	10,1	4,3	3,8	14,8
	Invierno	83	17,7	12,7	n.d.	33,8
Terbutilazina (Herbicida)	Primavera	67	15,5 ^a	13,1	n.d.	31,6
	Verano	33	4,3 ^a	7,7	n.d.	18,9
	Otoño	100	42,6 ^a	26,7	23,9	95,2
	Invierno	100	105,2 ^b	61,4	29,7	202,3
Clorpirifós (Insecticida)	Primavera	100	2355,0 ^a	1583,7	449,1	4410,5
	Verano	100	821,0 ^{ab}	787,9	142,5	2044,6
	Otoño	100	2530,6 ^a	1576,7	519,9	4902,4
	Invierno	100	263,7 ^b	213,8	73,2	568,4
Propizamida (Herbicida)	Primavera	0	n.d.	–	n.d.	n.d.
	Verano	0	n.d.	–	n.d.	n.d.
	Otoño	100	1609,9 ^a	870,6	632,7	3207,7
	Invierno	17	31,8 ^b	77,9	n.d.	190,9
Clortal-dimetilo (Herbicida)	Primavera	100	47,8	25,3	19,2	94,3
	Verano	50	9,4	18,8	n.d.	47,5
	Otoño	100	722,8	577,8	346,5	1889,5
	Invierno	100	1368,1	1049,1	513,9	3134,2
Cyprodinil (Fungicida)	Primavera	0	n.d.	–	n.d.	n.d.
	Verano	0	n.d.	–	n.d.	n.d.
	Otoño	33	15,0 ^a	27,0	n.d.	66,7
	Invierno	83	48,0 ^b	34,1	n.d.	101,8

n.d.: no detectado (concentración inferior al límite de detección del método)

Tabla 13.1. Porcentaje de concentraciones en aire que superan el límite de detección (LOD), concentración media en cada estación del año ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, n=6) y otros parámetros estadísticos para hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), el intermedio de degradación del pesticida prohibido p,p'-DDT, p,p'-DDE, y plaguicidas de uso actual determinados mediante muestreadores pasivos (espumas de poliuretano), indicando cuando las diferencias estacionales son estadísticamente significativas.

13.3. Entrada de contaminantes orgánicos a través de la Rambla del Albuñón

El Albuñón es la rambla principal que desemboca en el Mar Menor, con una cuenca de drenaje de 441 km². Como consecuencia de los aportes de la agricultura intensiva que se desarrolla en el Campo de Cartagena se produce una elevación del nivel freático que permite que esta rambla mantenga ahora un flujo continuo en su tramo final. Además de estos aportes, hasta el primer trimestre de 2015 recibía también el efluente depuradora de aguas residuales (EDAR) de Los Alcázares (que ahora se reutiliza para uso agrícola), concretamente a través del canal de drenaje D-7. Por ello se diseñó una estrategia de muestreo durante 2 años (primavera 2009 a invierno de 2011) para determinar la descarga de contaminantes orgánicos a través de esta rambla, caracterizando su variación diaria y estacional, así como las distintas fuentes a lo largo de su tramo final. Concretamente se realizó un muestreo trimestral en 7 puntos distribuidos desde aguas arriba de la descarga de la depuradora en el canal D-7 hasta la propia desembocadura de la Rambla del Albuñón (Figura 13.3) y cuatro muestreos intensivos (2-3 veces al día durante una semana) en la desembocadura. Esta última serie de muestreos permitió evaluar con mayor precisión la entrada de contaminantes en cada una de las estaciones del año.



Figura 13.3. Mapa mostrando la ubicación de los puntos de muestreo considerados en este estudio a lo largo del tramo final de la Rambla del Albuñón y del canal de drenaje D7.

El análisis de PAHs, bifenilos policlorados (PCBs) y plaguicidas en las muestras de agua se realizó mediante barras magnéticas recubiertas de polidimetilsiloxano (*SBSE, Stir Bar Sorptive Extraction*) acoplada a la cromatografía de gases con espectrometría de masas (Moreno-González *et al.*, 2013a). Los fármacos en agua se determinaron por extracción en fase sólida seguida de cromatografía líquida de alta resolución (Moreno-González *et al.*, 2014). El insecticida clorpirifós, el fungicida flutolanil y los herbicidas terbutilazina, terbumeton, promizamida y clortal dimetil fueron detectados en la mayoría de las muestras como consecuencia de amplio uso en diferentes aplicaciones agrícolas. El tributilfosfato es un aditivo que suelen llevar algunos plaguicidas también estuvo presente en la mayoría de las muestras, aunque a menores concentraciones que los anteriores. Con respecto a los fármacos se detectaron habitualmente antibióticos (azitromicina, sulfametoxazol, trimetropina, etc.), fármacos psiquiátricos (carbamazepina), antihipertensivos (hidroclorotiazida, valsartán, etc), antiinflamatorios (diclofenaco, ketoprofeno, etc.), entre otros.

Las mayores concentraciones para muchos plaguicidas se detectaron aguas arriba de la descarga de la EDAR de Los Alcázares, asociadas al agua agrícola percolada y a aguas de rechazo de desaladoras (salinidad en este punto varió de 6.6 a 8.4 psu) (Fig. 13.4). En otros casos se observó también un aumento de concentración en el tramo final de la rambla, probablemente como consecuencia de otros aportes como la surgencia de aguas subterráneas y/o la descarga directa en RA7 del encauzamiento de la rambla del Miranda, constituida en gran parte por salmueras de rechazo de desaladoras como muestra el intervalo de salinidad observada en este punto (12-14 psu).

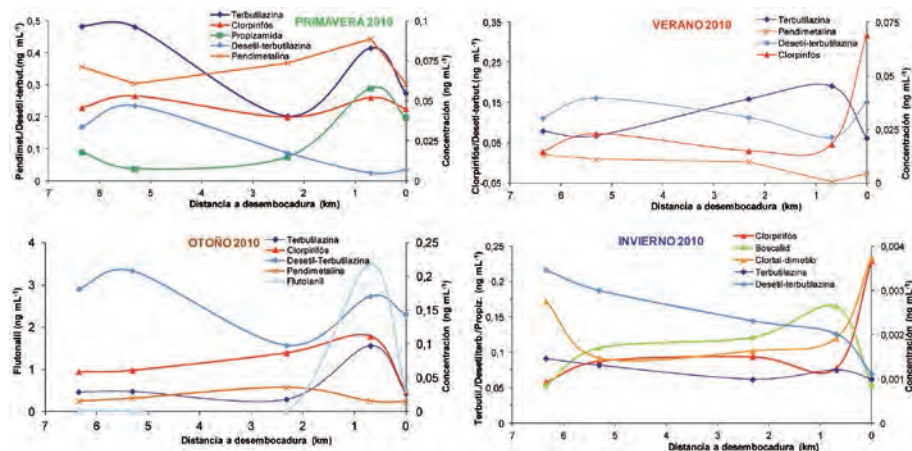


Figura 13.4. Evolución de la concentración de algunos plaguicidas representativos a lo largo del canal de drenaje D-7 y el tramo final de la Rambla del Albuñón en las cuatro estaciones del año de 2010.

Por el contrario los efluentes de la EDAR son la principal vía de entrada de los fármacos, tal y como muestra el aumento de concentración en RA2 en todas las estaciones del año (Figura 13.5.). Una vez que los contaminantes acceden al cauce se han detectado distintos comportamientos dependientes de las propiedades del compuesto y del medio. Así, para algunos contaminantes como la azitromicina y el diltiazem disminuyen su concentración a lo largo del cauce (Fig. 13.5) por su degradación, adsorción, volatilización, etc. Sin embargo, en otros casos

(clorpirifós, pendimetalina, valsartán, carbamazepina, hidroclorotiazida, etc.) la concentración se mantenía a lo largo de todo el cauce por ser más persistentes (Fig. 13.4 y 13.5), favoreciendo su acceso a la laguna.

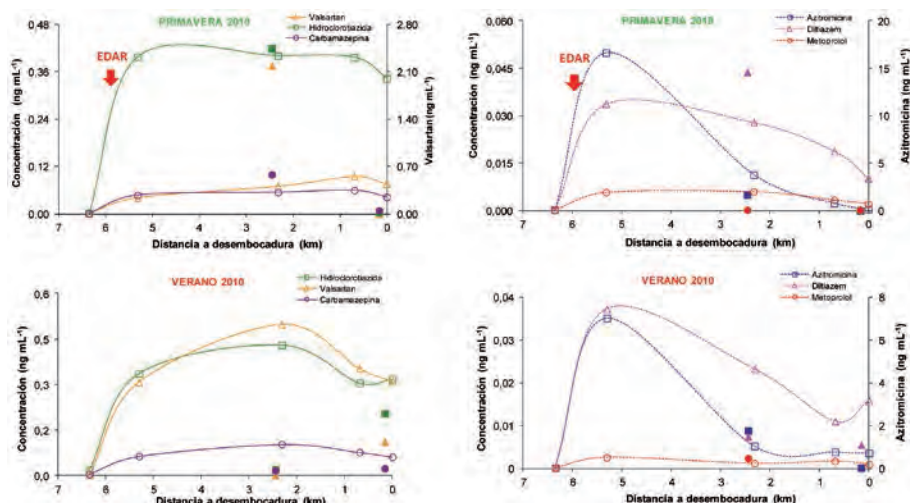


Figura 13.5. Evolución de la concentración de algunos fármacos representativos a lo largo del canal de drenaje D-7 y el tramo final de la Rambla del Albuñón en primavera y verano de 2010.

Con el objetivo de obtener datos representativos del sistema, caracterizado por una alta variabilidad espacio-temporal, se realizaron muestreos intensivos distintos días de la semana y estaciones del año en la desembocadura (RA6). Concretamente la entrada anual de contaminantes orgánicos se estimó tomando 2-3 muestras diarias durante 1 semana en cada estación del año (verano 2009, invierno, primavera y otoño de 2010). Como se puede apreciar en las Figuras 13.6 y 13.7, existe una gran variabilidad temporal en cualquiera de las estaciones del año, por lo que una sola muestra puntual de agua no es representativa en este tipo de sistemas, tal y como se observaron para un número limitado de plaguicidas Fenoll-Serrano y Sáez Sironi (2009). Considerando todos los datos disponibles, la entrada anual se estimó en 29 kg (18 kg de plaguicidas y 11 kg de fármacos). Los insecticidas y herbicidas supusieron un 26,9% y un 27% del total de contaminantes evaluados, y los antibióticos un 19%. A nivel individual las principales entradas se detectaron para los plaguicidas clorpirifós (5,6 kg) y terbutilazina junto con su intermedio de degradación la desetil-terbutilazina (2,7 kg en total) (Tabla 13.2) y el antibiótico azitromicina (4,2 kg) (Tabla 13.3). También se estimó la entrada de tensioactivos (fracción activa de los detergentes) en la laguna, asociada preferentemente a la descarga de aguas residuales (Traverso-Soto *et al.*, 2015). La mayor entrada correspondió al tensioactivo aniónico alquilbenzeno lineal sulfonato (LAS) y sus intermedios de degradación con 406 kg y 482 kg al año, respectivamente, que es un componente común en los detergentes domésticos. Esta entrada fue inferior para los tensioactivos no iónicos, los alcohol etoxilados (AEOs) (1 kg) y nonilfenoles etoxilados (NPEOs) (9 kg) (Traverso-Soto *et al.*, 2015). Estas descargas en el Mar Menor evidencian la influencia tanto de la actividad agrícola como la urbana en la laguna.

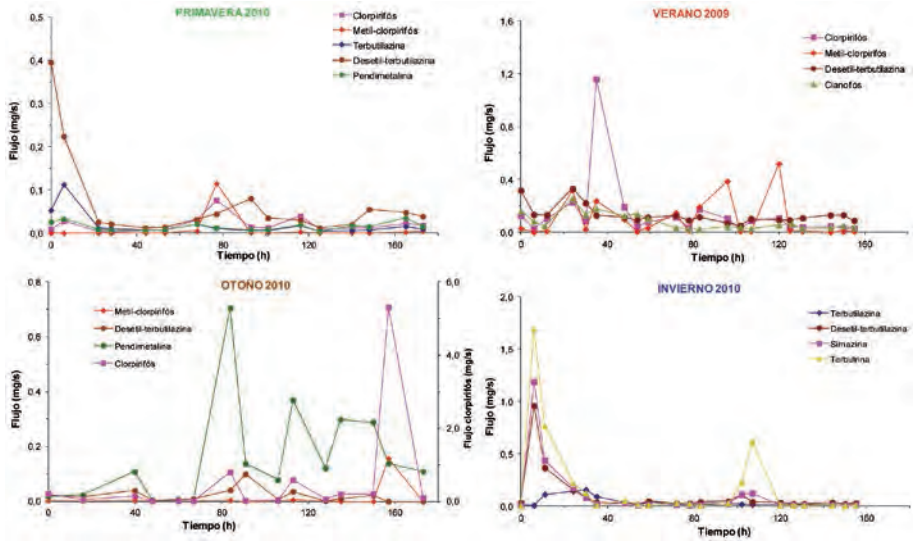


Figura 13.6. Evolución del flujo de los plaguicidas de uso actual más abundantes en la desembocadura de la Rambla del Albujón durante una semana de primavera, verano, otoño e invierno.

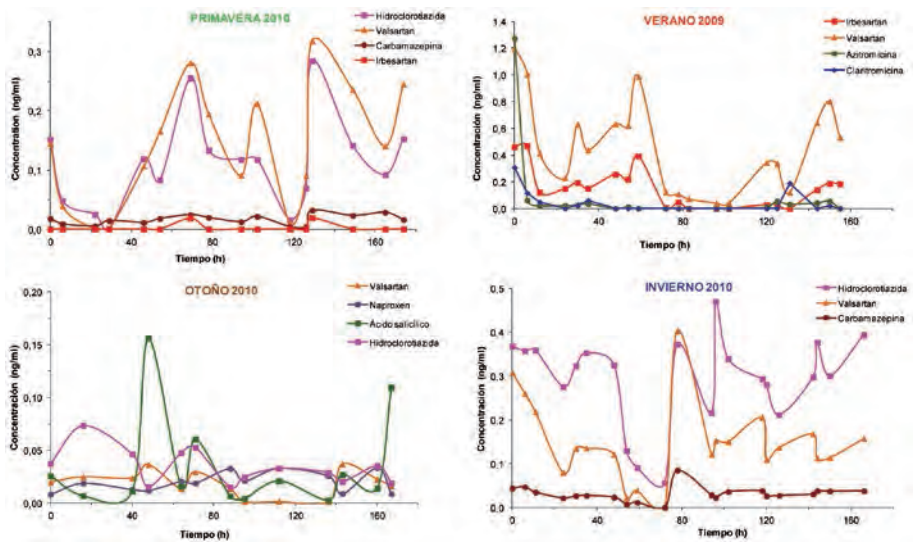


Figura 13.7. Evolución de la concentración de los fármacos más abundantes en la desembocadura de la Rambla del Albujón durante una semana de primavera, verano, otoño e invierno.

La entrada principal de herbicidas se produjo en invierno, excepto el pendimetalina que accedió principalmente durante el otoño. La entrada de insecticidas se detectó fundamentalmente en verano, excepto el clorpirifós que entró preferentemente durante el otoño. Sin embargo, en el caso de los fungicidas la máxima descarga estacional se produjo durante el

invierno. Por tanto hay una clara relación entre las épocas de principal aplicaciones agrícolas de los plaguicidas (insecticidas en primavera y verano, herbicidas y fungicidas en otoño e invierno) y su detección en la rambla del Albuñón, probablemente con cierto desfase temporal aún por determinar.

En cuanto a los fármacos, se observaron distintos comportamientos, los analgésicos entraron de forma regular durante todo el año, mientras que los antihipertensivos y los psicofármacos lo hicieron preferentemente en verano, coincidiendo con el aumento poblacional durante la época estival (10 veces superior que en invierno). Por último, la entrada de antibióticos, especialmente de azitromicina, se detectó mayoritariamente en primavera.

Grupo	Analito	APORTE TRIMESTRAL (g)				ENTRADA
		Primavera 2010	Verano 2009	Otoño 2010	Invierno 2010	ANUAL (kg)
Herbicidas	Terbutilazina	140,8	32,5	34,3	305,5	0,5
	Terbutrina	13,1	0,0	3,8	1316,9	1,3
	Simazina	15,4	0,0	0,0	740,9	0,8
	Terbumeton	38,0	189,7	10,8	14,4	0,3
	Desetil-Terbutilaz.	418,6	936,3	184,9	705,6	2,2
	Propizamida	60,0	0,0	29,8	241,0	0,3
	Oxifluorfen	0,0	0,0	2,1	162,9	0,2
	Pendimetalina	119,2	0,0	1635,3	2,9	1,8
	Subtotal	805,1	1158,4	1901,1	3490,1	7,4
Insecticidas	Clorpirifós	161,5	1133,6	4309,3	11,6	5,6
	Metil-clorpirifós	78,2	858,9	97,5	0,0	1,0
	Cianofós	0,0	574,3	0,0	0,0	0,6
	Subtotal	239,7	4547,5	4406,8	11,6	7,2
Fungicidas	Flutolanil	49,2	44,3	47,2	8,6	0,1
	Boscalid	2,0	25,5	9,4	187,2	0,2
	Benalaxil	0,0	0,0	0,0	175,9	0,2
	Procimidona	0,0	0,0	0,0	177,7	0,2
	Subtotal	51,2	69,8	56,6	549,4	0,7
Aditivo	Tributilfosfato	54,1	25,5	12,1	243,0	0,3

Tabla 13.2. Entrada estacional de plaguicidas al Mar Menor a través de la desembocadura de la Rambla del Albuñón, expresada en gramos y total anual expresado en kilogramos.

Las concentraciones observadas en la rambla se han comparado con los criterios de calidad ambiental disponibles (EQS, Environmental Quality Criteria) establecidos por la Unión Europea y por el Gobierno de España para los sistemas hídricos (Real Decreto 60/2011). El 29% de las muestras analizadas en verano de 2009 presentaron unos valores para el clorpirifós superiores

a los EQS. Sin embargo, para la mayoría de los plaguicidas y fármacos analizados existe un vacío en la legislación sobre sus riesgos ambientales, por lo que no pueden valorarse los efectos de las concentraciones detectadas sobre este ecosistema.

Grupo Terapéutico	Análito	APORTE TRIMESTRAL (g)				ENTRADA
		Primavera 2010	Verano 2009	Otoño 2010	Invierno 2010	ANUAL (kg)
Analgésicos / antiinflam.	Paracetamol	0	2	69	58	0,1
	Codeína	27	1	2	6	0,0
	Diclofenaco	10	41	12	24	0,1
	Ibuprofeno	0	13	15	25	0,1
	Ketoprofeno	27	35	36	37	0,1
	Naproxeno	39	67	61	51	0,2
	Fenazona	18	25	9	20	0,1
	Ácido Salicílico	111	72	64	159	0,4
Total por estación	232	260	270	380	1,1	
Reguladores lipídicos	Gemfibrozil	18	14	1	36	0,1
Psicofármacos	Carbamazepina	62	176	18	78	0,3
	Lorazepam	5	108	0	52	0,2
	Total por estación	73	288	20	131	0,5
Diuréticos/ Antihipertens.	Hidroclorotiazida	307	856	101	716	2,0
	Irbesartan	9	304	0	160	0,5
	Valsartán	425	957	44	369	1,8
	Total por estación	434	1261	44	529	2,3
Antibióticos	Azitromicina	3863	126	51	166	4,2
	Claritromicina	535	76	0	263	0,9
	Eritromicina	3	0	0	0	0,0
	Sulfametoxazol	30	11	0	27	0,1
	Trimetroprina	7	4	6	6	0,0
	Total por estación	4437	218	57	462	5,2

Tabla 13.3. Entrada estacional de fármacos al Mar Menor a través de la desembocadura de la Rambla del Albuñón, expresada en gramos y total anual expresado en kilogramos.

Además de estimar la entrada regular de contaminantes, se tomaron muestras durante dos riadas que tuvieron lugar en septiembre de 2009 (Figura 13.1C). El análisis de dos muestras puntuales permitió evidenciar la importancia de las lluvias torrenciales en la entrada de contaminantes, ya que más del 90% del total anual de la entrada de contaminantes de uso agrícola (en desuso o aplicados actualmente) se produce durante estos eventos. Más

del 80% de la entrada total de plaguicidas organoclorados, PCBs y para los PAHs de más de 3 anillos aromáticos se produjo asociada a los sólidos en suspensión durante las riadas (León *et al.*, 2015). La cantidad total (disueltos y asociados al material en suspensión) que accedió de los contaminantes orgánicos estudiado fue de 41 kg, correspondiendo a PAHs, OCPs, PCBs (León *et al.*, 2015), triazinas, plaguicidas organofosforados y otros (Moreno-González, 2016) 1,0; 1,3; 0,3; 1,6; 9,3 y 6,8 kg respectivamente. Estos resultados mostraron la relevancia de las riadas por su capacidad para erosionar el suelo agrícola y transportar los contaminantes retenidos en los suelos en los años en los que tienen lugar estos fenómenos meteorológicos.

13.4. Distribución estacional de PAHs, Plaguicidas y PCBs en la laguna

La distribución de contaminantes en agua se caracterizó trimestralmente tomando muestras en 31 puntos durante dos años (primavera, verano, otoño e invierno) y también en un área próxima de referencia situada en el Mediterráneo. En el caso de los sedimentos se muestrearon semestralmente (primavera y otoño) en 18 puntos y uno de referencia durante el mismo periodo (Figura 13.8).

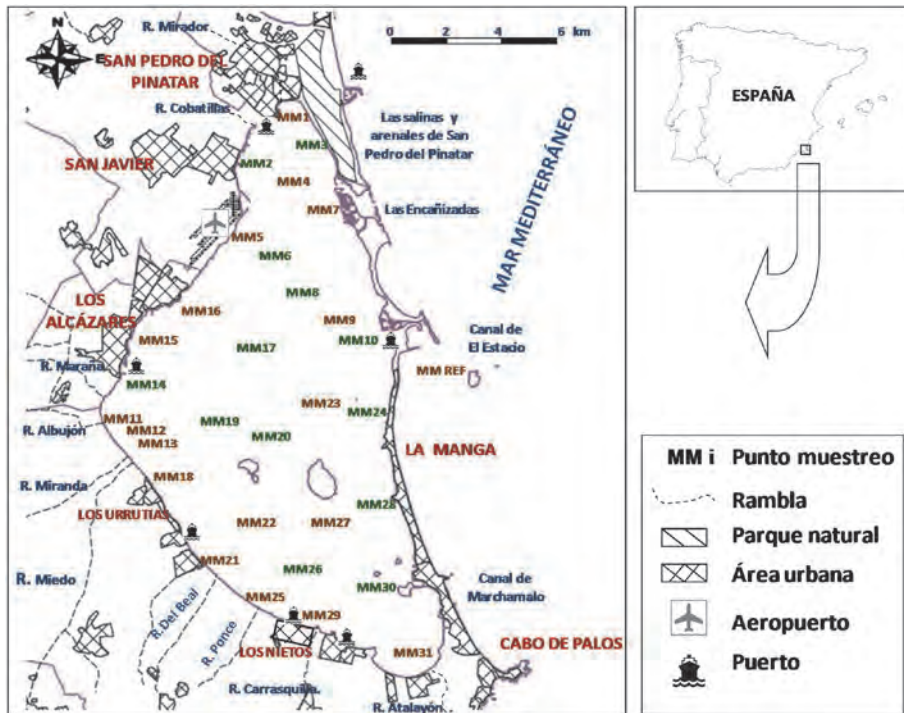


Figura 13.8. Mapa indicando la ubicación de los puntos de muestreo de agua (color verde) y agua y sedimento (color marrón) de las campañas de primavera de 2009 a invierno de 2011.

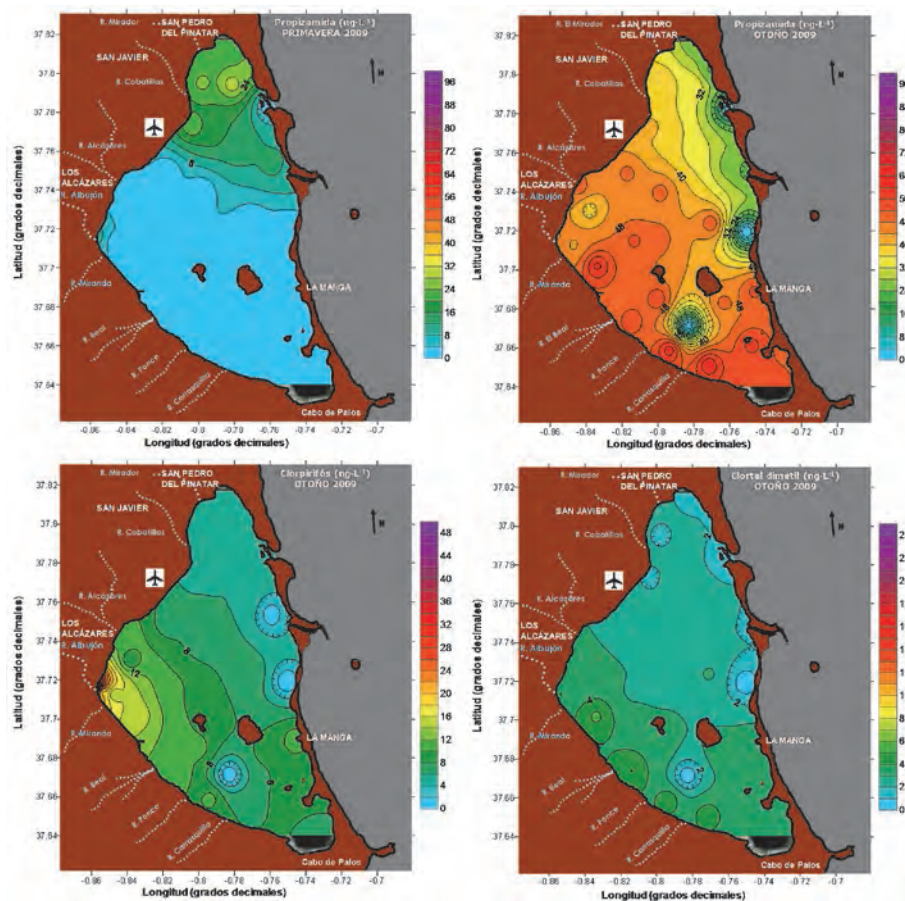


Figura 13.10. Distribución de la concentración en agua superficial ($\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) de los herbicidas propizamidá (primavera y otoño) y clortal-dimetilo en otoño, y del insecticida clorpirifós en otoño.

al detectar estos contaminantes en las muestras de aire tomadas en la periferia del Mar Menor. Sin embargo, en el caso de PAHs (Moreno-González *et al.*, 2013b) y de tensioactivos en agua (Traverso-Soto *et al.*, 2015) sus concentraciones muestran que su acceso tiene lugar también desde los principales núcleos urbanos y portuarios.

Es necesario reseñar que las distribuciones espaciales observadas en agua corresponden a valores puntuales por su extrema variabilidad, con una representatividad ambiental limitada. De hecho, se observó esta gran variabilidad de la concentración de contaminantes orgánicos en el agua de mar analizando 2 muestras diarias durante una semana en 4 puntos distintos de la laguna (Campillo *et al.*, 2013), al igual que se constató en aguas superficiales. Estos resultados confirman la importancia de considerar muestras capaces de integrar la carga contaminante a lo largo del tiempo como sedimento, biota o muestreadores pasivos, si se pretende evaluar la calidad ambiental de contaminantes hidrofóbicos en sistemas costeros, tal y como se aplica en los programas de seguimiento internacionales (CEMP y MEDPOL).

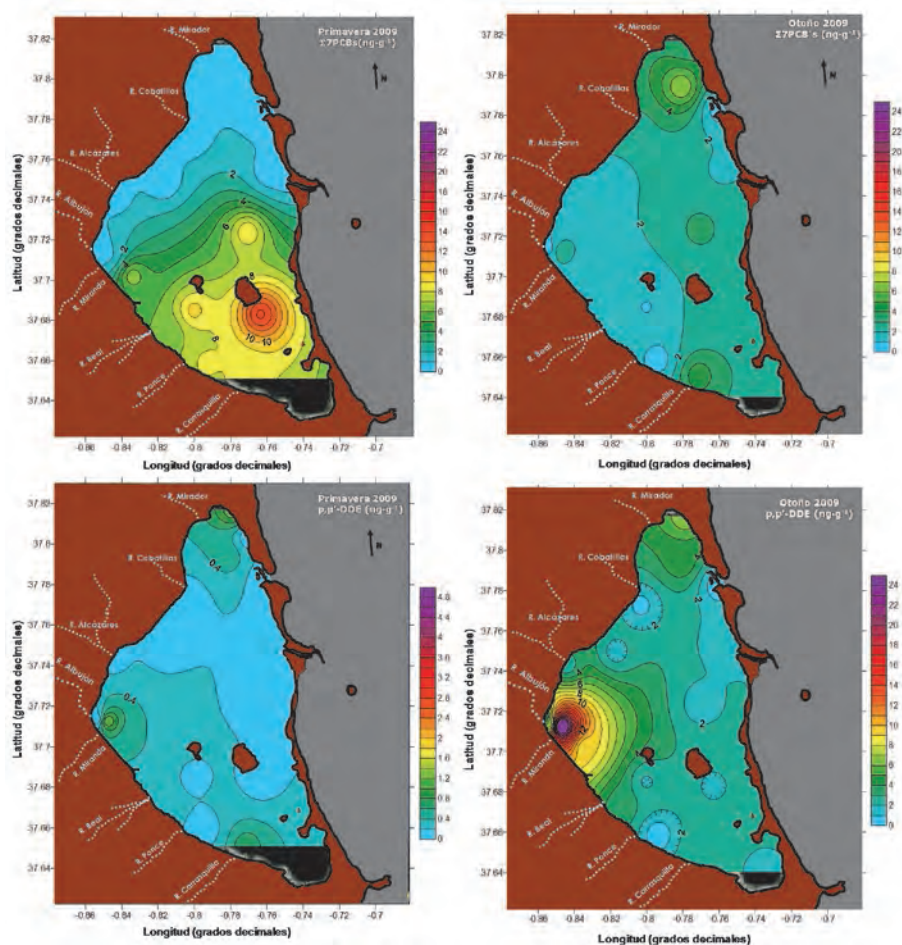


Figura 13.11. Distribución de la concentración en sedimento (ng g^{-1}) de la suma de 7 bifenilos policlorados (PCBs) y del p,p'-DDE (intermedio de degradación del p,p'-DDT) en primavera y otoño de 2009 (antes y después de las riadas respectivamente).

Considerando las 4 estaciones del año los plaguicidas y PAHs más ubicuos en el agua de mar fueron el insecticida clorpirifós (77%), los herbicidas clortal dimetil (68%), terbutilazina (68%) y propizamida (56%) y los PAHs naftaleno y fluoreno, presentes en el 63% y 50% de las muestras respectivamente (Moreno-González *et al.*, 2013b; 2015). La mayor presencia y concentraciones de plaguicidas en agua se observaron en otoño de 2009, debido probablemente a su desorción de los materiales terrígenos que accedieron a la laguna como consecuencia de las riadas que tuvieron lugar en septiembre de ese año. La máxima concentración que se detectó correspondió a la desetil-terbutilazina ($84 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$) en ese periodo.

La mayoría de los contaminantes detectados en este estudio presentaron variaciones estacionales significativas, relacionadas con los usos preferentes de cada compuesto, sus particulari-

dades físico-químicas y las condiciones ambientales en cada época del año. Así en el agua de mar el clorpirifós y los herbicidas (propizamida y terbutilazina) predominaron en primavera y verano, sin embargo los fungicidas (flutolanil, boscalid y ciprodinil) lo hicieron en otoño e invierno (Moreno-González *et al.*, 2013b).

Con respecto a los contaminantes regulados (PAHs, PCBs y plaguicidas organoclorados) se analizaron en sedimento 36 compuestos y en las muestras del Mar Menor se detectaron 33 (León *et al.*, 2015). Los PAHs se detectaron en todas las muestras, el p,p'-DDE, intermedio de degradación del p,p'-DDT, en el 96% de ellas y los PCBs (CB101, CB153 y CB180) estuvieron presentes en más del 80% de los sedimentos. El origen de los PAHs detectados es eminentemente pirogénico (procesos de combustión) atendiendo a las relaciones fenantreno/antraceno y fluoranteno/pireno, excepto cerca de las zonas urbanas y puertos donde su origen fue petrogénico (vertidos de derivados del petróleo). Las concentraciones del intermedio de degradación del p,p'-DDT, el p,p'-DDE, en sedimento fueron del mismo orden de magnitud que las detectadas 15 años antes por Pérez-Ruzafa *et al.*, (2000). Sin embargo estos autores detectaron el aldrín, endrín aldehído y hexaclorociclohexano (HCH) cerca de las ramblas del Albuñón a concentraciones muy superiores a la de nuestro estudio.

Además, se pudo evaluar la influencia de las riadas de septiembre de 2009 en la distribución de plaguicidas y PCBs en sedimentos superficiales en la laguna. De hecho después de la riada se apreció un aumento significativo de la concentración de p,p'-DDE en las zonas central y sur de la laguna (Tabla 13.4) (León *et al.*, 2015). También aumentó la frecuencia de detección del p,p'-DDT y del hexaclorobenceno (HCB), plaguicidas prohibidos desde hace más de 30 años pero que todavía persisten en los suelos arrastrados por las riadas. Sin embargo la deposición de materiales terrígenos redujo la concentración media de PCBs en la zona sur de la laguna con respecto a la detectada en la primavera de 2009. En el caso de los PAHs no se apreciaron variaciones estadísticamente significativas relacionadas con los episodios de lluvias torrenciales.

Aunque las concentraciones detectadas en agua no superaron los criterios ambientales (*Environmental Quality Standard*, EQS) establecidos por la Directiva Marco de Agua, la entrada continua o irregular de contaminantes orgánicos conduce a una exposición crónica de estos ecosistemas a mezclas complejas de contaminantes, especialmente en el sur, que pueden afectar al ciclo de vida de determinadas especies. Este impacto añadido al de la eutrofización y la entrada de metales pesados que se producen principalmente a través de la rambla del Albuñón (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2006) y la rambla del Beal (Marín-Guirao *et al.*, 2005) respectivamente han contribuido a modificar la naturaleza del sedimento y los ecosistemas presentes en el área (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Por otro lado, las concentraciones de PAHs y compuestos organoclorados en sedimento se compararon con los criterios ambientales de calidad (Effect Range Low, ERL) aceptados por los convenios regionales OSPAR y Barcelona. Las concentraciones de PAHs fueron inferiores a estos criterios en todas las muestras, pero no fue así para el p,p'-DDE, ya que hasta un año después de las riadas superaron este criterio el 39% de las muestras de sedimento (León *et al.*, 2015).

	Estación año	ZONA NORTE		ZONA CENTRAL		ZONA SUR	
		Concentración (mg·kg ⁻¹ p.s.)					
		Media	S.D.	Media	S.D.	Media	S.D.
Fracción<63mm (%)	Primavera 2009	57,29	31,70	54,71	36,48	61,58	28,50
	Otoño 2009	60,85	21,55	58,63	28,32	57,26	32,82
	Primavera 2010	57,47	30,04	55,42	31,05	67,48	15,09
	Otoño 2010	46,94 ^A	22,87	81,09 ^B	15,33	63,69 ^{AB}	17,57
Carbono Orgánico Total (%)	Primavera 2009	6,66	6,47	2,38	2,36	2,94	2,03
	Otoño 2009	4,59	2,24	2,97	3,54	3,89	3,37
	Primavera 2010	6,75	4,12	2,13	2,24	5,49	3,07
	Otoño 2010	5,93	4,64	4,12	3,02	4,78	2,61
Potencial redox (mV)	Primavera 2009	-260,88	82,81	-186,83	129,96	-285,00	81,74
	Otoño 2009	-331,00	34,02	-187,17	130,09	-296,67	119,15
	Primavera 2010	-318,67	118,60	-252,83	119,16	-306,50	71,53
	Otoño 2010	-269,00	137,08	-241,67	146,23	-332,40	35,87
PAHs	Primavera 2009	73,47	60,85	29,18	26,03	84,37	72,84
	Otoño 2009	94,83 ^{AB}	92,46	19,48 ^A	18,69	61,43 ^B	16,85
	Primavera 2010	66,04	52,18	22,12	15,95	62,13	23,64
	Otoño 2010	67,78	62,53	65,94	88,54	61,17	9,78
p,p'-DDE	Primavera 2009	0,27	0,39	0,32 ^a	0,46	0,25 ^a	0,25
	Otoño 2009	2,52	2,59	8,46 ^b	11,60	1,95 ^b	1,11
	Primavera 2010	1,86	3,39	6,53 ^b	6,19	1,37 ^b	0,89
	Otoño 2010	0,47 ^A	0,29	7,04 ^{AB}	5,58	2,33 ^{AB}	2,32
p,p'-DDD	Primavera 2009	0,14	0,16	0,09 ^a	0,11	0,08	0,04
	Otoño 2009	1,08	1,35	0,36 ^b	0,23	0,19	0,17
	Primavera 2010	n.d.	b.q.l.	0,10 ^{ab}	0,12	n.d.	
	Otoño 2010	b.q.l.		b.q.l. ^a	b.q.l.	n.d.	
p,p'-DDT	Primavera 2009	0,44	1,25	n.d.	0,45	n.d.	0,56
	Otoño 2009	0,26	0,15	0,33	0,15	0,23	0,28
	Primavera 2010	0,13	0,13	0,31	0,16	0,41	0,33
	Otoño 2010	0,14	0,15	0,32		0,30	
ΣDDXs	Primavera 2009	0,85	1,35	0,42 ^a	0,56	0,33 ^a	0,25
	Otoño 2009	3,86	3,73	9,14 ^b	12,26	2,37 ^b	1,52
	Primavera 2010	1,98	3,49	6,94 ^b	6,43	1,77 ^b	0,72
	Otoño 2010	0,61 ^A	0,42	7,43 ^B	5,77	2,64 ^{AB}	2,20
ΣPCBs	Primavera 2009	0,29 ^{aA}	0,29	2,75 ^A	3,90	9,28 ^{aB}	2,98
	Otoño 2009	3,63 ^b	2,77	2,29	1,43	2,64 ^b	1,87
	Primavera 2010	0,70 ^a	0,76	1,17	0,99	0,63 ^c	0,33
	Otoño 2010	0,39 ^a	0,39	1,10	0,88	0,74 ^c	0,48

n.d.: no detectado (concentración inferior al límite de detección del método)

b.q.l.: concentración inferior al límite de cuantificación

Tabla 13.4. Valores medios y desviación estándar de parámetros fisicoquímicos concentraciones de contaminantes orgánicos en sedimento (ng g⁻¹ p.s.) en las zonas norte, central y sur del Mar Menor (n=5-8) en los 4 periodos de muestreo considerados. Los datos con diferentes superíndices indican que hay diferencias estadísticamente significativas al nivel del 95% (León *et al.*, 2015); con mayúsculas se muestran las diferencias entre zonas y en minúsculas las diferencias estacionales en cada zona.

13.5. Distribución estacional de fármacos y tensioactivos en el Mar Menor

En el caso de los fármacos se detectaron en todas las muestras de agua azitromicina, trimetoprina y xilacina; en más del 90% de las muestras metoprolol, claritromicina y el producto de degradación del ácido acetil-salicílico (ácido salicílico) (Moreno-González *et al.*, 2015). En el caso de los tensioactivos aniónicos (LAS) y no iónicos (AEOs y NPEOs) se detectaron también en la práctica totalidad de las muestras de agua (Traverso-Soto *et al.*, 2015). Sin embargo, en los sedimentos los fármacos más comúnmente detectados fueron hidroclorotiazida y ácido salicílico. Los únicos tensioactivos detectados en esta matriz fueron los LAS y los AEOs, con intervalos de concentración de 833-3818 ng L⁻¹ y 7-85 ng L⁻¹, respectivamente.

La distribución de fármacos confirmó la presencia de otras vías de acceso de estos contaminantes al medio además de los efluentes de la EDAR de Los Alcázares (Figura 13.12), probablemente asociados a vertidos residuales no controlados y a la contaminación difusa provocada por los bañistas durante los meses cálidos. De hecho, las mayores concentraciones para la azitromicina (164 ng L⁻¹) se registraron durante el verano cerca de los principales núcleos turísticos (playas) y concentraciones superiores a 50 ng L⁻¹ para la eritromicina, el sulfametoxazol y el losartán (Moreno-González *et al.*, 2015). En invierno, sin embargo, las mayores concentraciones se detectaron en el área de influencia de la rambla del Albuñón, a través de la cual acceden los efluentes de la EDAR de Los Alcázares. Esta entrada ha debido reducirse recientemente a partir de la reutilización por parte de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena de ese efluente para riego agrícola.

Por último, la distribución espacial de los tensioactivos en agua y sedimento de la laguna mostró que además de la entrada a través de la rambla del Albuñón, las mayores concentraciones para algunos de ellos se alcanzaban en la cuenca norte de la laguna (Traverso-Soto *et al.*, 2015), debido a la mayor concentración de población y actividad náutico-pesquera en este área.

13.6. Principales conclusiones y retos futuros

El Mar Menor es un espacio especialmente vulnerable a la contaminación por su carácter somero y semiconfinado. Por ello, la entrada de contaminantes a través de la rambla del Albuñón, las aguas subterráneas u otras vías puede afectar a los ecosistemas que alberga. La rambla del Albuñón canaliza el exceso de agua de riego, las salmueras de rechazo de desaladoras, efluentes de EDARs y otros vertidos, lo que conduce a que accedan anualmente 11 kg de fármacos y 18 kg de plaguicidas y PAHs. En primavera predominan los insecticidas y antibióticos, en verano herbicidas y antihipertensivos, y en otoño e invierno herbicidas y analgésicos. Se trata de aportes muy variables en el tiempo para todos los contaminantes estudiados, por lo que una muestra puntual no es representativa. Así en su desembocadura se han superado puntualmente los límites de calidad para el clorpirifós, pero se han observado pulsos de concentración para contaminantes no regulados que podrían estar relacionados con los episodios periódicos de mortalidad de peces que se han detectado en dicho punto.

y para los plaguicidas son las parcelas agrícolas más próximas. Por tanto es necesario potenciar unas buenas prácticas agrícolas y un control integrado de las plagas.

La distribución de insecticidas y herbicidas en el agua del Mar Menor ha evidenciado que las aguas subterráneas son una fuente importante de estos compuestos, y que la mejora de la calidad ambiental del Mar Menor pasa también por la reducción de estos aportes. En este sentido sería necesario mejorar el conocimiento sobre los flujos subterráneos hacia la laguna, realizando una caracterización espacial y temporal de su volumen y de la carga de contaminantes inorgánicos y orgánicos que transporta.

A pesar del importante esfuerzo de análisis realizado son muchos los grupos de contaminantes que no se han estudiado, asociados a su uso agrícola (plaguicidas, plásticos...), doméstico (productos de cuidado e higiene personal, plásticos...), urbano (retardantes de llama, ftalatos...), náutico (antiincrustantes), industrial, etc. Por lo que será necesario profundizar en este tipo de estudios para identificar qué contaminantes pueden presentar un mayor riesgo ambiental para los ecosistemas del Mar Menor. En esta línea de trabajo se avanzará con el proyecto IMPACTA recientemente concedido por el Ministerio de Economía y Competitividad (CTM2013-48194-C3), pero será necesario profundizar más debido a los efectos que pueden ocasionar sobre los organismos de esta laguna.

13.7. Agradecimientos

Este estudio ha sido posible gracias a la financiación del proyecto DECOMAR (CTM2008-01832) y de una beca de Formación de Personal Investigador (BES-2009-014713) por parte del Ministerio de Ciencia e Innovación, y del proyecto BIOMARO (15398/PI/10) por la Fundación Séneca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. También ha sido fundamental la implicación y colaboración del personal científico y técnico del Centro Oceanográfico de Murcia que han apoyado el intenso trabajo desarrollado, así como del personal científico de otras instituciones con las que se ha colaborado como la Universidad de Alicante, la Universidad de Cádiz y el Institut Català de la Recerca de l'Aigua.

13.8. Bibliografía

Arévalo, L. 1988. El Mar Menor como sistema forzado por el Mediterráneo. Control hidráulico y agentes fuerza. Boletín del Instituto Español de Oceanografía 5, 63-95.

Campillo, J.A., Albentosa, M., Valdés, N.J., Moreno-González, R., León, V.M. 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. Aquatic Toxicology, 142-143, 365-379.

Dassenakis, M., García, G., Diamantopoulou, E., Girona, J.D., García-Marín, E.M., Filippi, G., Fioraki, V.

2010. The impact of mining activities on the hypersaline Mar Menor lagoon. Desalination and Water Treatment 13, 282-289.

Fenoll-Serrano, J., Sáez-Sironi, J. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. En El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia.

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nu-

trient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. Science of the Total Environment. 373, 220-239.

Jiménez-Cárceles, F., Egea, C., Rodríguez-Caparrós, A.B., Barbosa, O.A., Delgado, M.J., Ortiz, R., Álvarez-Rogel, J. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor Lagoon (SE Spain). Fresenius Environmental Bulletin. 15, 370-378.

León, V.M., González-Mazo, E. 2003. Biodegradation of linear alkylbenzene sulfonates in the marine environment. En Analysis and Fate of Surfactants in

the Aquatic Environment. T.P. Knepper, D. Barceló and P. de Voogt (Eds). Series Comprehensive Analytical Chemistry XL. Elsevier Science B.V., 591-605.

León, V.M., Moreno-González, R., González, E., Martínez, F., García, V., Campillo, J.A. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *The Science of the Total Environment*, 463-464, 975-987.

León, V.M., Moreno-González, R., García, V., Campillo, J.A. 2015. Impact of flash flood events on the distribution of organic pollutants in surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research* (en prensa 15 mayo de 2015).

Moreno-González, R. 2016. Fuentes y distribución de microcontaminantes orgánicos regulados y emergentes en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., García, V., León, V.M. 2013a. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., León, V.M. 2013b. Influence of an intensive agricultural drainage basin on seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 77, 400-411.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Pérez-Cánovas, E., Barceló, D., León, V.M. 2014. Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): sources and seasonal variations. *The Science of the Total Environment*, 490, 59-72.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Barceló, D., León, V.M. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.

Pérez-Ruzafa, A. 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis de Doctorado. Universidad de Murcia.

Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Cámara, M.A., Salas, F., Gutiérrez, J.M. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*. 2000; 40: 140-151.

Traverso-Soto, J.M., Lara-Martín, P.A., González-Mazo, E., León, V.M. 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 503-504, 87-96.

Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Marín, A., Barahona, J., Abellán, P., Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into Mar Menor Lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*. 176, 37-56.

Capítulo 14. Bioacumulación de contaminantes orgánicos en moluscos y peces del Mar Menor y sus efectos biológicos

Chapter 14. Bioaccumulation of Organic Pollutants: Biological Effects on Molluscs and Fish in the Mar Menor Lagoon

Juan Antonio Campillo González, Marina Albentosa Verdú, Rubén Moreno González y Víctor Manuel León León

Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía (IEO), Varadero, 1, 30740, San Pedro del Pinatar (Murcia).

Correo electrónico de contacto: juan.campillo@mu.ieo.es

- 14.1. Bioacumulación y efectos biológicos de contaminantes orgánicos en organismos marinos
- 14.2. Bioacumulación de PAHs y contaminantes organoclorados en bivalvos del Mar Menor
 - 14.2.1. Distribución espacial de PAHs, POCs y PCBs en bivalvos
 - 14.2.2. Variación estacional de pahs, pocs y pcbs en bivalvos
- 14.3. Bioacumulación de fármacos en moluscos y peces de la laguna
- 14.4. Efectos biológicos de los vertidos urbanos y de la agricultura sobre los organismos de la laguna
 - 14.4.1. Exposición a contaminantes orgánicos de la almejas fondeadas
 - 14.4.2. Respuesta metabólica
 - 14.4.3. Respuestas bioquímicas
 - 14.4.4. Respuestas fisiológicas
- 14.5. Conclusiones y recomendaciones
- 14.6. Bibliografía

Resumen

Los contaminantes orgánicos están presentes en los sistemas costeros, tanto en agua como en sedimento, tal y como se ha mostrado en el capítulo anterior, por lo que una porción de ellos puede estar disponible para los organismos que allí habitan. Por ello es necesario evaluar la bioacumulación de los contaminantes regulados y emergentes y sus efectos biológicos en diferentes especies, para identificar los mejores indicadores para cada grupo de contaminantes, utilizándose tradicionalmente organismos filtradores como los bivalvos y los peces. Concretamente en este capítulo se describe la bioacumulación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas organoclorados (POCs), bifenilos policlorados (PCBs) y fármacos en berberecho, ostra y nacra del Mar Menor, y la de fármacos en caracola, galupe y zorro. Teniendo en cuenta todas las muestras de bivalvos, las concentraciones de PAHs oscilaron entre 8,98 y 370 $\mu\text{g kg}^{-1}$, los de PCBs entre 0,15 y 42,36 $\mu\text{g kg}^{-1}$ y los de POCs como compuestos diclorodifenilos (DDXs) desde valores indetectables hasta 240,6 $\mu\text{g kg}^{-1}$, donde p,p'-DDE mostró ser la fracción principal. Las concentraciones de fármacos en moluscos y peces fueron de pocos $\mu\text{g kg}^{-1}$, detectándose más compuestos en galupe que en el resto de especies, particularmente en músculo. Los más relevantes fueron la carbamazepina y la hidroclorotiazida, ya que se detectaron en todas las especies consideradas en este estudio. Solo existieron variaciones estacionales significativas en las concentraciones de estos contaminantes en algunos casos y áreas específicas. Los niveles de p,p'-DDE detectados en ostra y nacra muestreados cerca de la rambla del Albuñón fueron los únicos que superaron los criterios de evaluación ambiental de OSPAR/MED POL. Para muchos contaminantes cuya presencia fue detectada no existen valores ecotoxicológicos que permitan evaluar la toxicidad de sus concentraciones ambientales. Se detectaron importantes diferencias de bioacumulación entre especies en función de la cercanía de las fuentes, la fisiología y hábitos de la especie, etc., por lo que se propone el uso de ostra como bioindicador de PAHs y contaminantes organoclorados y el músculo de galupe para los fármacos.

Los efectos biológicos de la contaminación agrícola y urbana en la laguna se evaluaron a partir de la medida de distintos biomarcadores (efectos neurotóxicos, capacidad de biotransformación de xenobióticos, estrés oxidativo y fisiológico) en almejas trasplantadas desde una zona poco expuesta a la contaminación a cuatro sitios de la laguna (dos sitios de referencia y dos sitios afectados por la dispersión del efluente de la rambla de El Albuñón), durante períodos de exposición de 7 y 22 días. Las almejas trasplantadas en las proximidades de la rambla tenían bajos niveles de AChE y SFG, así como altos valores de las actividades GR y GST, confirmando neurotoxicidad y estrés oxidativo. Además, se caracterizaron los perfiles metabólicos en estos organismos trasplantados, identificándose las alteraciones producidas por la exposición a los contaminantes agrícolas y/o urbanos, sobre las rutas metabólicas relacionadas con la obtención de energía en la célula, el metabolismo proteico y el equilibrio osmótico.

Abstract

Organic pollutants are present in the waters and sediment of coastal systems, as revealed in the previous chapter of this book, and consequently a certain proportion of these substances will be available for uptake by resident organisms. It is therefore essential to evaluate the bioaccumulation of legacy and current-use pollutants and their biological effects on different species in order to identify the best indicators for each pollutant group, a task traditionally performed by filtering organisms such as bivalves and fish. This chapter thus describes the bioaccumulation in samples taken from the Mar Menor lagoon of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in cockles, oysters and noble pen shells; and of pharmaceuticals in clams, sea snails, noble pen shells, cockles, golden grey mullet and flathead mullet. In the case of the former, and considering all bivalve samples, PAH concentrations ranged from 8.98 to 370 $\mu\text{g kg}^{-1}$; those of PCBs were between 0.15 and 42.36 $\mu\text{g kg}^{-1}$; and those of OCPs, such as dichlorodiphenyl compounds (DDXs) went from below the limit of detection to as high as 240.6 $\mu\text{g kg}^{-1}$, *p,p'*-DDE being the main fraction. Pharmaceutical concentrations in mollusks and fish, expressed in $\mu\text{g kg}^{-1}$, were very low, with more compounds being found in flathead mullet than in other species, particularly in muscle tissue. The most relevant compounds were carbamazepine and hydrochlorothiazide, which were detected in all the species analyzed in this study. By and large there were no significant seasonal variations in concentrations of these pollutants, except in a few cases and in specific areas. *p,p'*-DDE levels detected in oyster and noble pen shell sampled close to the El Albuñón watercourse were the only ones to exceed the OSPAR/MED POL environmental assessment criteria. Large differences in bioaccumulation were found between species depending on factors such as source proximity, physiology and habits, and therefore the oyster was proposed as a bioindicator for PAHs and organochlorine pollutants, and the flathead mullet for pharmaceuticals.

The biological effects of agricultural and urban pollution on the lagoon were evaluated by measuring a variety of biomarkers (neurotoxic effects, xenobiotic biotransformation capacity and oxidative and physiological stress) in clams from a zone that is a priori subject to low levels of exposure to pollutants to four points in the lagoon (two reference sites and two sites affected by the dispersion of the El Albuñón watercourse outflow), during exposure periods lasting 7 and 22 days. The transported clams at the sites close to the watercourse had low acetylcholinesterase levels and a low growth capacity, contrasting with high glutathione-reductase and glutathione-S-transferase values, confirming the existence of neurotoxicity and oxidative stress. The metabolomic profiles of these transplanted organisms were also characterized, revealing the modifications to the metabolic pathways relating to cell energy production, protein metabolism and osmotic balance resulting from exposure to agricultural and/or urban pollutants.

14.1. Bioacumulación y efectos biológicos de contaminantes orgánicos en organismos marinos

La presión de la contaminación terrestre tiene un impacto sobre el medio marino mayor en las zonas costeras ya que es allí donde se concentran muchas actividades humanas, y son por tanto receptoras de muchos vertidos directos o indirectos de sustancias químicas. Esta situación es de especial relevancia en bahías y lagunas costeras, como el Mar Menor, por su alto valor ecológico y también vulnerabilidad al tener una capacidad de dilución limitada. En el caso del Mar Menor los impactos derivan fundamentalmente de las presiones derivadas de la agricultura intensiva del Campo de Cartagena, una alta presión urbanística, el turismo de temporada, las actividades recreativas y episodios de lluvias torrenciales que facilitan el transporte de contaminantes asociados a los suelos de la agricultura y de la minería. Cada una de estas actividades provoca la entrada de contaminantes de distinta naturaleza al medio.

Entre los contaminantes más estudiados en el medio marino, debido a su amplia distribución y persistencia, se encuentran los compuestos organoclorados, muchos de ellos usados hace décadas en la agricultura como pesticidas (POCs) o en la industria (PCBs), pero que aún siguen siendo relevantes ambientalmente por su larga vida media, y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs). En general, son sustancias que tienden a acumularse en los tejidos de los organismos marinos por su carácter hidrofóbico. A través de numerosos estudios se conoce cómo se distribuyen en la columna de agua (Martí *et al.*, 2011; Pérez-Carrera *et al.*, 2007), en sedimentos (Viñas *et al.*, 2002) y en organismos marinos (Deudero *et al.*, 2007; León *et al.*, 2012). En cambio son más escasos los estudios sobre la bioacumulación de otros contaminantes, como los fármacos, menos persistentes pero que por su continuo uso y no eliminación con tratamientos convencionales de aguas residuales (Gros *et al.*, 2010) acceden al medio ambiente y tienen una importante presencia. La acumulación de los contaminantes orgánicos depende de las propiedades fisicoquímicas del compuesto y del medio marino, así como de las particularidades de cada especie. Así, los bivalvos son utilizados para caracterizar la presencia de PAHs, PCBs, POCs y metales en el medio marino (Baumard *et al.*, 1998; Soriano *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2010a; Guitart *et al.*, 2012; León *et al.*, 2012), ya que son capaces de filtrar grandes volúmenes de agua acumulando en sus tejidos los contaminantes disueltos o los asociados a las partículas que ingieren. El análisis químico de sus tejidos refleja la contaminación de su hábitat, integrando el nivel de exposición que existe en una ventana limitada y reciente de tiempo, con independencia de las fluctuaciones de concentraciones de contaminantes que se producen en las masas de agua (Andral *et al.*, 2004). Aquellos organismos que ocupan un nivel más bajo en la cadena trófica presentan menores concentraciones de estas sustancias, siendo las concentraciones en sus tejidos reguladas por un equilibrio con los niveles presentes en el agua y en su alimento (por ejemplo fitoplancton), así como la capacidad de las distintas especies para metabolizarlas y excretarlas. Así, diferentes factores biológicos dependientes de la especie, como son los niveles de lípidos que varían a lo largo del año, su hábitat o su estrategia de alimentación afectan a la dinámica del proceso de acumulación de contaminantes en invertebrados (Wang *et al.*, 2008) y que deben de ser considerados cuando se utilizan estos organismos como bioindicadores de la contaminación marina. Además, en programas de seguimiento internacionales también se utilizan peces demersales, por su exposición a los contaminantes acumulados en el sedimento, y que por su mayor movilidad son indicadores de un

área más amplia que los bivalvos. De hecho el salmonete de fango (*Mullus barbatus*) se utiliza como indicador en el Mediterráneo de la presencia de PCBs y POCs, (Martínez-Gómez *et al.*, 2012) y no para PAHs por la gran capacidad de los vertebrados de metabolizarlos y eliminarlos. En el caso de los contaminantes no regulados legalmente, de los que no se dispone información *a priori*, como los fármacos, es fundamental evaluar su bioacumulación en moluscos y peces, para identificar qué especie puede ser una buena indicadora de su presencia ambiental.

Los bivalvos marinos no sólo se han usado por la capacidad de sus tejidos para reflejar los niveles de contaminantes, sino también para estudiar sus efectos biológicos que, en muchos casos, son tóxicos y afectan a su salud. Hay que tener en cuenta que la concentración de contaminantes *per se* no proporciona información directa de sus efectos nocivos en los organismos marinos. Numerosas investigaciones han validado el uso de diferentes técnicas biológicas y bioquímicas para evaluar los efectos biológicos de la contaminación química en bivalvos y otras especies. Estos métodos varían desde medidas a nivel sub-celular (estrés oxidativo, inhibición de la actividad acetilcolinesterasa, etc.) hasta medidas de respuestas producidas en organismos (enfermedades, potencial de crecimiento, alteraciones endocrinas, etc.).

La inhibición de la AChE se considera un biomarcador de exposición a compuestos neurotóxicos en invertebrados, como son los organofosforados y carbamatos usados en la agricultura intensiva (Bocquené y Galgani, 1998; Cooper y Bidwell, 2006). La toxicidad de los organofosforados resulta de su capacidad para inhibir las colinesterasas, enzimas que catalizan la hidrólisis del neurotransmisor acetilcolina después de su liberación en la sinapsis de las neuronas, afectando así a la transmisión del impulso nervioso.

El estrés oxidativo es otra vía común de toxicidad de muchas clases de contaminantes que producen un incremento de especies derivadas del oxígeno (ROS) en los tejidos vivos (Winston y Di Giulio, 1991). Estas ROS son tóxicas para los organismos acuáticos ya que dañan la célula al reaccionar con los lípidos de las membranas celulares, alterando el estatus redox celular y dañando macromoléculas como por ejemplo el ADN o los lípidos (Lemaire y Livingstone, 1993). Los organismos aerobios han desarrollado durante la evolución un sistema de protección frente a estas moléculas, compuesto por moléculas que actúan directamente eliminando las especies oxidantes y enzimas antioxidantes. La medida de las actividades enzimáticas implicadas en la detoxificación de los ROS y de daños producidos por el incremento de los ROS, como es el grado de peroxidación lipídica (LPO), han sido propuestos como biomarcadores de este estrés oxidativo en moluscos bivalvos expuestos a distintos tipos de contaminantes (Fernández *et al.*, 2010a; Vidal-Liñán *et al.*, 2010). Algunos de estos biomarcadores incluyen la determinación de los niveles enzimáticos como catalasa (CAT), glutatión-S-transferasa (GST), glutatión reductasa (GR) que se inducen para la dextoxificación de las ROS y la LPO.

El potencial de crecimiento del organismo (SFG) es otro marcador biológico medido a nivel del individuo y que tiene un alto grado de relevancia ecológica (SIME, 2007). Esta técnica implica el cálculo de la energía disponible para el crecimiento bajo condiciones de laboratorio normalizadas. Evalúa la energía adquirida por un organismo después de absorber el alimento que ha ingerido y la energía que ha perdido en la respiración y la excreción. La diferencia entre energía adquirida y perdida es la energía que el organismo tiene disponible para su crecimiento y reproducción. La presencia de contaminantes en el medio marino altera este equilibrio energético disminuyendo la

energía disponible para desarrollarse, haciendo valido al SFG como un marcador de estrés tóxico a nivel fisiológico. SFG ha sido aplicado con éxito en los programas de vigilancia de la contaminación del medio marino tanto crónica (Albentosa *et al.*, 2012; Widdows *et al.* 2002) como aguda, tras un derrame de petróleo en el medio marino (Fernández *et al.*, 2010b).

Dentro del campo de la toxicología acuática, la metabolómica supone un nuevo enfoque para evaluar el estado de salud de los organismos y el impacto de la contaminación marina. Se trata del estudio en un tejido de un organismo de una serie completa de metabolitos celulares de bajo peso molecular. El perfil de concentraciones de metabolitos varía de acuerdo con la fisiología, el desarrollo o el estado patológico de la célula, tejido, órgano u organismo. La metabolómica ambiental se encarga de caracterizar las respuestas metabólicas de un organismo ante las variaciones en los factores naturales o los factores de estrés antropogénicos que pueden ocurrir en su entorno (Viant, 2007), siendo un poderoso enfoque para descubrir perfiles de biomarcadores que identifiquen la exposición a compuestos tóxicos y enfermedades, y para identificar las vías metabólicas involucradas en dichos procesos (Robertson, 2005). Este enfoque ha demostrado ser altamente sensible para la detección de efectos asociados con fármacos y tóxicos ambientales; de hecho, las perturbaciones de los perfiles metabólicos están presentes mucho antes de otras respuestas inducidas por los contaminantes (Jones *et al.*, 2008a).

La entrada de nutrientes a través de los cursos de agua superficiales al Mar Menor se ha caracterizado ampliamente durante los últimos años (García-Pintado *et al.*, 2007; Lloret y Marín, 2011), siendo una de las principales consecuencias de la agricultura intensiva que se lleva a cabo en el área circundante. La presencia y la bioacumulación de algunos metales pesados se han caracterizado también en los sedimentos y moluscos de la laguna (Marín-Guirao *et al.*, 2008; María-Cervantes *et al.*, 2009). Sin embargo, la información disponible sobre la bioacumulación de contaminantes orgánicos, como los pesticidas organoclorados se restringía a un solo estudio realizado de forma puntual en las desembocaduras de las ramblas de El Albujón y La Carrasquilla en 1995 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000). Esta información se ha ampliado y actualizado recientemente con estimaciones de la entrada y distribución estacional de contaminantes orgánicos regulados y emergentes al Mar Menor (Moreno-González *et al.*, 2013, 2014, 2015), descrita en el capítulo anterior. También se ha caracterizado espacial y estacionalmente la bioacumulación de estos contaminantes y sus efectos en organismos representativos de esta laguna (León *et al.*, 2013; Moreno-González *et al.*, 2016), que se describirá en el presente capítulo. Con respecto a los efectos biológicos provocados en organismos sólo se habían realizado estudios de toxicidad de sedimentos por el alto contenido de metales (Marín-Guirao *et al.*, 2005), por lo que se carecía de estudios del impacto de otros contaminantes en el Mar Menor.

Por ello, los objetivos específicos de este estudio fueron, en una primera fase: a) caracterizar la bioacumulación de PAHs, PCBs y POCs en berberecho (*Cerastoderma glaucum*), ostra (*Ostrea edulis*) y nacra (*Pinna nobilis*) de la laguna del Mar Menor, b) determinar la concentración de fármacos en las tres especies de bivalvos citadas, así como en caracola y en dos especies de peces (zorro y galupe), c) evaluar la variación en las concentraciones de estos contaminantes (primavera y otoño) asociadas a los cambios estacionales en las actividades humanas y ambientales; y d) identificar las especies más apropiadas como bioindicadoras de la presencia de contaminantes orgánicos en las lagunas costeras del Mediterráneo.

En una segunda fase se planteó el estudio de la bioacumulación y sus efectos biológicos en organismos fondeados en distintos puntos de la laguna mediante el uso de diferentes biomarcadores. Estos estudios se realizaron con almeja (*Ruditapes decussatus*), ya que son también útiles como organismos centinelas para la detección de los efectos de la contaminación ambiental en las aguas costeras (Bebiano *et al.*, 2004; Nasci *et al.*, 1999). Concretamente se trata de utilizar poblaciones nativas de bivalvos que son trasplantadas de un sitio de referencia a un área contaminada (Tsangaris *et al.*, 2010), caracterizando la variación de los niveles de contaminantes químicos y/o parámetros biológicos en organismos tras un periodo de tiempo fondeada en la zona donde se quiere determinar el estrés ambiental. En este estudio se usó el biomonitorio activo con poblaciones de almeja que fueron fondeadas en el área de influencia de la rambla del Albuñón para estudiar los efectos biológicos de la contaminación orgánica, usando biomarcadores bioquímicos y fisiológicos y mediante técnicas más novedosas como es la metabolómica.

14.2. Bioacumulación de PAHs y contaminantes organoclorados en bivalvos del Mar Menor

La bioacumulación de contaminantes orgánicos se estudió en 9 zonas del Mar Menor (ver Fig. 14.1) expuestas a distintos tipos y niveles de contaminación y una estación de referencia localizada en el Mediterráneo. En cada zona se intentaron recoger las tres especies de bivalvos (berberecho, ostra y nacra) (ver Mapa de la Figura 14.1). Sin embargo, no fue posible este muestreo conjunto en varias de las áreas, bien porque los tres bivalvos seleccionados no estaban presentes simultáneamente o bien porque la nacra no mostró suficiente densidad de población, de acuerdo con las limitaciones impuestas para su estudio (licencia expedida por la Protección y Conservación de la Naturaleza Servicio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia) por tratarse de una especie protegida (Directiva Europea 92/43/CEE).

El muestreo se realizó en primavera (junio) y otoño (noviembre) de 2010 para evaluar si existían variaciones estacionales como consecuencia de las actividades humanas predominantes y de las condiciones ambientales en cada periodo. Concretamente se determinaron 14 PAHs, 9 PCBs y 13 pesticidas organoclorados. El listado completo de todos ellos así como las metodologías empleadas se detallan en artículos científicos publicados por el Grupo de Contaminación Marina y sus efectos biológicos del Centro Oceanográfico de Murcia (Fernández *et al.*, 2010a; León *et al.*, 2012). Las concentraciones de PAHs se calcularon como la suma de los congéneres analizados, la de los DDXs como la suma de DDT y sus metabolitos de degradación (pp'-DDE y pp'-DDD), y la de los PCBs como la suma de los 7 congéneres recomendados por ICES (n^o 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180). Todas las concentraciones de contaminantes en biota de este capítulo están expresadas en peso seco.

14.2.1. Distribución espacial de PAHs, POCs y PCBs en bivalvos

Las concentraciones de PAHs, PCBs y pesticidas organoclorados (POCs) fueron heterogéneas en los bivalvos del Mar Menor (Tabla 14.1), consecuencia fundamentalmente de las particularidades del área de estudio (hidrodinámica y fuentes de contaminación) y la biología

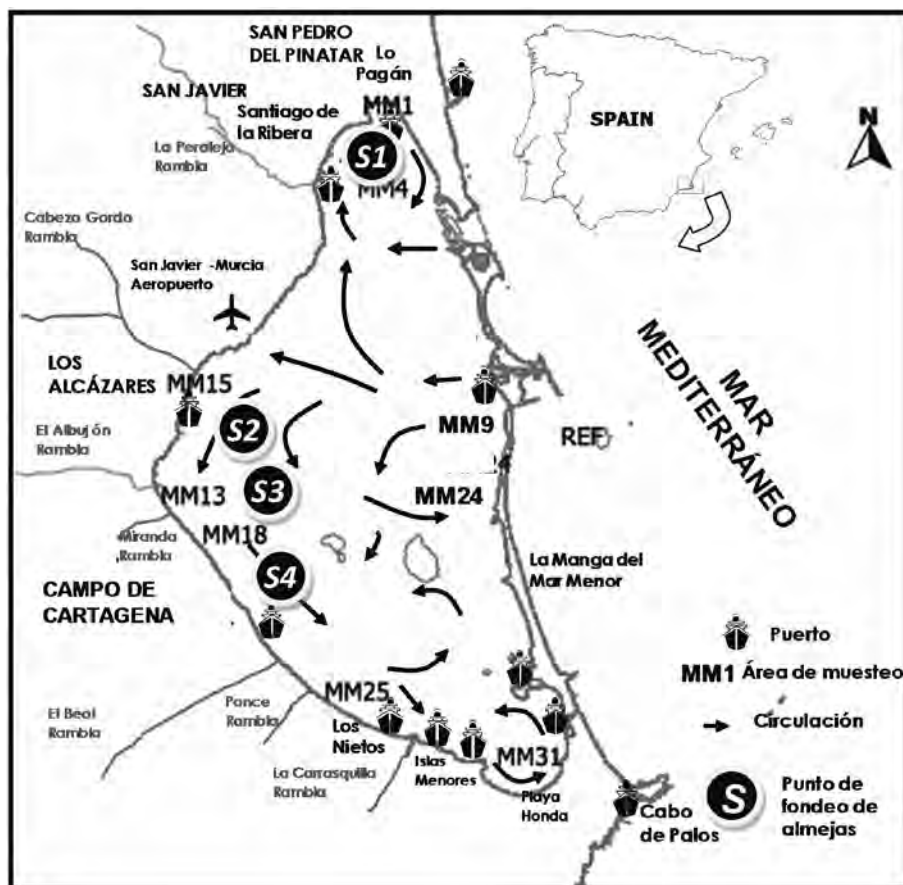


Figura 14.1. Mapa con la localización de los puntos donde se muestrearon los moluscos en el Mar Menor y donde se fondearon las almejas usadas en los estudios de bioacumulación y efectos biológicos.

propia de cada especie considerada. Se detectaron un total de 27 contaminantes regulados, lo que confirma su presencia y biodisponibilidad para las tres especies, como consecuencia de su entrada a través de la rambla del Albuñón (Moreno-González *et al.*, 2013), la deposición atmosférica, los derrames de barcos, etc. En general, las concentraciones de PAHs (suma de 14 congéneres) en los tejidos de bivalvos oscilaron 8,98 a 370 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s., las de PCBs entre 0,15 y 42,36 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. y las de los DDXs desde valores próximos a cero no cuantificables hasta 240,6 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. En el último caso, en más del 97% de las muestras el compuesto más abundante fue el p,p'-DDE, que es un metabolito originado por la degradación en condiciones aeróbicas del DDT vertido.

En general, existe una gran variabilidad en las concentraciones de los diferentes grupos de contaminantes (Figura 14.2.) lo que indica la existencia de diversos factores que influyen en su bioacumulación, fundamentalmente la biología de la especie que determina la capacidad para captar los contaminantes del medio ambiente en el que vive; la estación del año; la situación de

Berberecho	Estación	Media	S.D.	Mínimo	Máximo	Mediana	n
PCBs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	2,16	1,63	0,15	4,95	2,14	7
	Otoño	3,13	1,15	2,43	4,84	2,62	4
DDXs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	1,73	1,56	n,d	3,95	1,49	7
	Otoño	2,89	1,15	1,37	3,82	3,18	4
PAHs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	21,51	10,99	8,98	36,24	23,09	7
	Otoño	116,11	169,48	19,54	370,00	37,44	4
Lípidos ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Primavera	35,57	20,52	8,63	72,54	30,92	7
	Otoño	43,02	26,12	22,49	81,27	34,16	4
Peso carne (g p.s.)	Primavera	0,07	0,02	0,04	0,11	0,07	7
	Otoño	0,12	0,04	0,09	0,18	0,12	4
Longitud (cm)	Primavera	2,04	0,21	1,74	2,31	1,97	7
	Otoño	2,29	0,13	2,10	2,38	2,33	4
Ostra	Estación	Media	S,D,	Mínimo	Máximo	Mediana	n
PCBs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	8,78	4,36	4,43	14,58	7,97	5
	Otoño	11,12	10,98	4,38	35,54	8,32	7
DDXs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	21,56	16,42	6,96	49,01	20,10	5
	Otoño	48,93	77,93	10,93	224,50	21,05	7
PAHs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	51,29	18,83	36,52	78,58	40,89	5
	Otoño	39,43	9,91	26,53	54,05	35,78	7
Lípidos ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Primavera	106,28	18,43	80,01	127,39	111,27	5
	Otoño	98,46	29,88	61,97	152,56	89,98	7
Peso carne (g p.s.)	Primavera	1,28	0,64	0,48	1,95	1,54	5
	Otoño	1,49	1,26	0,44	3,75	0,97	7
Length (cm)	Primavera	7,47	1,03	6,37	8,88	7,35	5
	Otoño	7,19	1,58	5,03	9,56	7,00	7
Nacra	Estación	Media	S,D,	Mínimo	Máximo	Mediana	^a n
PCBs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	3,10	1,69	1,32	5,38	3,10	3
	Otoño	13,11	19,51	3,55	42,36	3,60	3
DDXs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	5,85	5,90	2,12	14,32	5,40	3
	Otoño	64,09	117,70	2,94	240,59	9,09	3
PAHs ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.s.)	Primavera	39,94	17,61	21,53	61,93	45,25	3
	Otoño	74,13	58,92	47,41	162,23	48,70	3
Lípidos ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Primavera	71,19	11,67	60,25	82,74	79,70	3
	Otoño	90,19	17,84	77,99	110,94	98,94	3
Peso carne (g p.s.)	Primavera	3,86	1,88	1,55	5,75	3,17	3
	Otoño	5,89	4,47	3,30	12,59	3,97	3
Longitud (cm)	Primavera	32,22	9,34	21,00	43,50	30,13	3
	Otoño	33,93	9,33	24,50	46,50	30,20	3

n.d.: no detectado; b.q.l.: inferior al límite de cuantificación

^a Fueron usados los valores medios para las nacras analizadas en cada estación.

Tabla 14.1. Parámetros estadísticos de los principales grupos de concentración en berberecho (*Cerastoderma glaucum*), ostra (*Ostrea edulis*), nacra (*Pinna nobilis*) del Mar Menor en cada estación.

las fuentes de contaminantes dada la heterogeneidad de la laguna; las propiedades fisicoquímicas del medio de cada área de muestreo (tipo de sedimentos, nutrientes, etc.); y, finalmente, las específicas de cada sustancia química.

Las concentraciones más altas de PAHs se detectaron en los bivalvos que habitaban cerca de puertos (Lo Pagán, Tomás Maestre-La Manga y Los Nietos) y de la desembocadura de la rambla de El Albujión (Figura 14.2). Estas concentraciones fueron similares a las de mejillones del Mediterráneo procedentes de zonas donde se ha comprobado que existe un bajo nivel de aportes difusos de PAHs (Baumard *et al.*, 1998; León *et al.*, 2012). Los niveles de PAHs más altos de todo el estudio se detectaron en berberecho próximo a Los Nietos (MM25) y en la nacra muestreada cerca de El Albujión (MM13) en otoño (370 y 257 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s., respectivamente), siendo estas concentraciones similares a las detectadas en mejillones de grandes puertos y ciudades de la costa mediterránea (Baumard *et al.*, 1998; León *et al.*, 2012). Fenantreno, fluorantreno y pireno fueron los congéneres de PAHs más abundantes en berberecho y ostra, mientras que el pireno fue el hidrocarburo predominante en la nacra (>25% de PAHs en todas las muestras), lo que parece indicar una acumulación preferencial de este contaminante en esta especie, ya que su concentración no se correlaciona con la del sedimento de las zonas en las que habita. Las mayores concentraciones de pireno se detectaron en nacra recogida cerca de la desembocadura de El Albujión (99,7-209,1 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s., MM13) y en berberecho de Los Nietos (MM25) (Figura 14.2.), constituyendo el pireno más del 70% y 20% del total de PAHs analizados, respectivamente. La mayor acumulación del pireno en algunas zonas puede ser debida a los derrames no controlados de aceites usados o de combustible cerca de este puerto, que presenta un aumento significativo de la actividad en verano. El origen pirolítico o petrogénico de los PAHs se evaluó teniendo en cuenta la relación entre fenantreno y antraceno (Soclo *et al.*, 2000). En más del 50% de las muestras la relación detectada en los bivalvos del Mar Menor indicó un origen pirolítico, como en mejillones costeros del Mediterráneo (León *et al.*, 2012). Sin embargo, se determinó un origen petrogénico cerca de la zona de influencia de los principales puertos (MM9, MM4) y en el área próxima a la desembocadura de El Albujión, donde probablemente se producen vertidos directos derivados del petróleo que afectan al perfil de distribución de los PAHs analizados en los bivalvos. En las zonas restantes el origen era petrogénico o pirogénico, sin que exista una prevalencia de uno sobre el otro.

En relación a los compuestos organoclorados, nueve PCBs y cuatro plaguicidas (p,p'-DDE, p,p'-DDD, hexaclorobenceno y trans-nonaclor) se detectaron en las tres especies de bivalvos, mientras que otros POCs, como p,p'-DDT, o,p DDT y dieldrin sólo fueron detectados en ostra y nacra. Aunque el uso de p,p'-DDT está prohibido desde hace varias décadas, el p,p'-DDE resultante de su biodegradación aeróbica (Charles y Hites, 1987) se detectó en todas las muestras de sedimento y biota analizadas de la laguna, debido a su gran persistencia en el medio marino. De hecho, p,p'-DDE fue el más abundante de los POCs, representando su concentración más del 90% del total de POCs en todos los bivalvos y en todas las áreas. Las mayores concentraciones de p,p'-DDE se detectaron en ostras (219 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) y nacras (235,6 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) muestreadas en el área de influencia de la rambla del Albujión, que parece ser la vía más importante de acceso de DDXs y PCBs a la laguna (Moreno-González *et al.*, 2013). El p,p'-DDT fue detectado, sobre todo, en ostra y nacra de la zona de influencia de dicha rambla (Figura 14.2) y en el canal de El Estacio, consecuencia probablemente de la resuspensión de sedimentos profundos en los que pueden estar albergados y del dragado regular de dicho canal. En 1995, el p,p'-DDE fue el principal metabolito detectado en el sedimento, mientras que el p,p'-DDD lo fue en las algas de los cursos de agua, no siendo detectados los DDXs en la biota de la laguna del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000). Sin embargo, en nuestro estudio el metabolito del

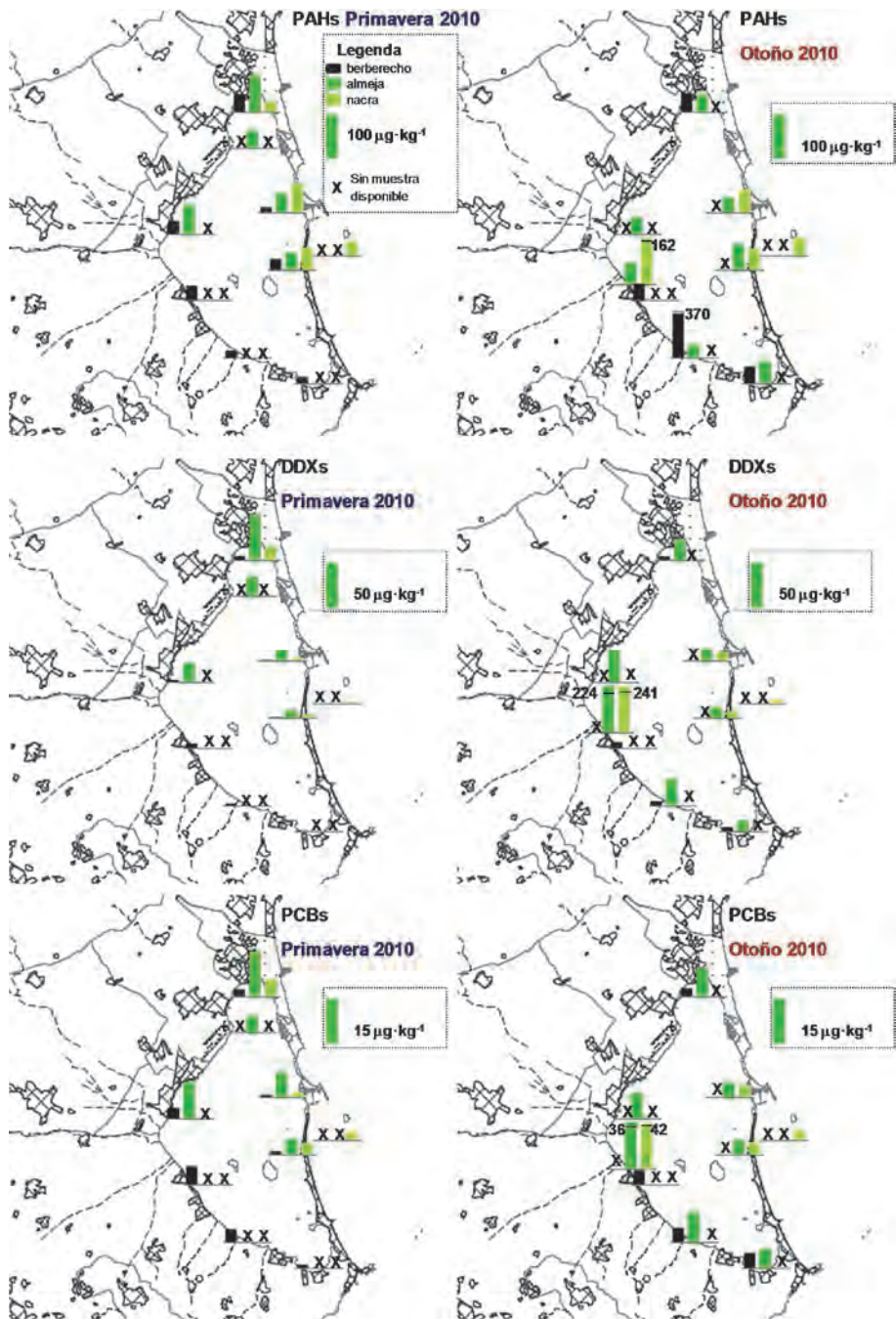


Figura 14.2. Distribución espacial y variación de los contaminantes orgánicos persistentes en berberecho, ostra y naera recogidos de diferentes zonas del Mar Menor en primavera y otoño de 2010. Los números de la figura representan concentraciones que exceden la escala usada.

p,p'-DDT predominante fue el p,p'-DDE en todas las matrices (agua, sedimento y bivalvos), lo que nos confirma su persistencia e indica que no hay aportes recientes de DDT (León *et al.*, 2013). En mejillones procedentes de zonas lejanas a fuentes puntuales de contaminación de la costa mediterránea española, las concentraciones de DDXs fueron inferiores a $10 \mu\text{g kg}^{-1}$ p.s. (Fernández *et al.*, 2010). Sin considerar las concentraciones en los bivalvos procedentes de las inmediaciones de El Albuñón (MM13), las concentraciones de DDXs en berberecho y nacra fueron inferiores a este valor de referencia. Sin embargo, las concentraciones en ostra fueron mayores de $10 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (valor de la mediana 20,1 y 21,05, respectivamente), y similares a los niveles encontrados en zonas urbanas e industriales de la costa mediterránea como Barcelona, Tarragona, Valencia o el Delta del Ebro. Por otra parte, las concentraciones DDX en ostra ($224,5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) y nacra ($240,59 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) de MM13 eran más altas que los encontrado en los mejillones de puntos donde existe una contaminación crónica del mar Mediterráneo (Martínez-Gómez *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2010) y similares a los niveles más altos detectados en el Delta del Ebro para las especie *O. edulis* ($3-66 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de peso húmedo), *Crassostrea gigas* ($10-104 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de peso húmedo) y *M. galloprovincialis* ($2-144 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de peso húmedo) (Solé *et al.*, 2000).

Los PCBs son el segundo grupo de compuestos de esta familia considerando su abundancia, siendo especialmente predominante congénere CB153 en las tres especies de bivalvos (Tabla 14.1). Este congénere fue el mayoritario en las mezclas usadas comercialmente en España de PCBs. Con la excepción de las concentraciones detectadas en los bivalvos recogidos cerca de la desembocadura de El Albuñón (MM13), los niveles de PCBs detectados en los bivalvos fueron similares a los mejillones recogidos lejos de zonas urbanas e industriales de la costa mediterránea española, donde las concentraciones de la suma de los 7 congéneres recomendados para monitorizar estos compuestos por el ICES son inferiores a $15 \mu\text{g kg}^{-1}$ ps (Fernández *et al.*, 2010). Solamente las concentraciones de PCBs medidas en otoño en nacra y ostra en la estación MM13 fueron similares a los niveles detectados en bivalvos de áreas del Mediterráneo próximas a fuentes puntuales o difusas de entrada de este tipo de compuestos.

El resto de POCs analizados también se detectaron aunque a concentraciones muy bajas. Hexaclorobenceno (HCB) estaba presente en la mayoría de las muestras para las tres especies de bivalvos. Sin embargo, trans-nonaclor solo se detectó en ostras y nacra. No se detectó lindano (γ HCH) ni tampoco pesticidas tipo ciclodieno en bivalvos, a excepción del dieldrín, que estuvo presente en todas las muestras de ostra y la mayoría de nacras. En un estudio anterior realizado en 1995 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000), hexaclorociclohexano (HCH) y algunos pesticidas ciclodienicos se detectaron en pequeños organismos filtradores. Después de 15 años, estos compuestos presentaron concentraciones en los bivalvos por debajo del límite de detección (a excepción de dieldrín en ostra y nacra) como consecuencia de las prohibiciones de uso.

La relación DDXs/PCB obtenida en ostra y nacra indicó el predominio de las actividades agrícolas frente a las industriales, como se ha observado también en zonas eminentemente agrícolas del Mediterráneo ibérico como es el Delta del Ebro (Solé *et al.*, 1994). La entrada de DDXs a la laguna en las últimas décadas ha tenido lugar través de las aguas subterráneas o absorbidos en el suelo, erosionado donde se había aplicado el p,p'-DDT (cursos de agua superficiales, deposición seca y/o eventos de inundación). Por ello, los DDXs están presentes en

los sedimentos de esta laguna que es un sistema semicerrado con una capacidad de dispersión limitada, y por lo tanto el sedimento puede actuar a la vez como un depósito y fuente de estos contaminantes para los organismos que allí habitan.

14.2.2. Variación estacional de PAHs, POCs y PCBs en bivalvos

El Mar Menor está sometido a grandes variaciones estacionales, como consecuencia de su carácter semi-confinado, relacionadas con las condiciones fisicoquímicas (temperatura, salinidad, turbidez, etc.) y las actividades antropogénicas (turismo, cultivos agrícolas de temporada, actividad náutica, etc). Estas variaciones afectan a las condiciones fisiológicas de los bivalvos que viven en la laguna, así como a la biodisponibilidad de los contaminantes en cada temporada. Las concentraciones de PAHs son, en la mayoría de los casos, del mismo orden de magnitud en las tres especies de bivalvos estudiados en primavera y otoño, como sucedió en el Delta del Ebro con otras especies (Solé *et al.*, 2000). Al final de la primavera, las concentraciones más altas de PAHs en berberecho se detectaron cerca de las zonas con mayor actividad urbana y puertos pesqueros (Figura 14.2). Sin embargo, a pesar del alto nivel de turismo y de actividades náuticas durante el verano-otoño no aumentaron significativamente las concentraciones de PAHs en los bivalvos en el estudio de otoño con respecto al de primavera. Puntualmente se detectó un aumento en las concentraciones de PAHs en berberecho de MM25 y MM31 en otoño, probablemente por los derrames directos de derivados del petróleo y el mayor confinamiento de la cuenca sur. En el caso de PAHs en nacra y ostra no se detectaron variaciones estacionales significativas. En verano las temperaturas más altas favorecen los procesos de volatilización y degradación de los PAHs, suavizando el aumento predecible en otoño por la mayor actividad humana del verano.

En general, se detectaron pequeñas variaciones estacionales para los organoclorados en berberecho, aunque no se observó una tendencia general común para todas las áreas. En algunas, tales como MM31, hubo un aumento de las concentraciones de DDXs y PCBs después del verano. Sin embargo, en otros puntos como en MM1 se detectó una disminución. En ostra, no se observaron variaciones estacionales significativas para DDXs y PCBs. En la nacra, sólo la concentración de DDXs mostró un aumento en otoño cerca de los grandes núcleos urbanos y desembocadura de las ramblas (Lo Pagán y Los Alcázares), aunque con un bajo nivel de significación estadística. En el caso de HCB las concentraciones más altas se detectaron en primavera.

Teniendo en cuenta los Criterios de Evaluación Ambiental (EACs) propuestos por la Comisión OSPAR (Law *et al.*, 2010) para las concentraciones de estos compuestos, concentraciones que marcan el límite a partir del cual estos contaminantes puede tener un efecto tóxico sobre los organismos marinos, sólo las concentraciones de p,p'-DDE en ostra ($219,2 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) y nacra ($133\text{-}434 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.s.) de MM13 fueron superiores a los valores propuestos como EAC en mejillón y ostra. Este punto de muestreo está cerca de la desembocadura de El Albuñón a través de la cual se produce una entrada continua de algunos contaminantes orgánicos debido al drenaje del agua de riego, a las aguas residuales tratadas y a otras actividades. En las muestras restantes, los niveles de POCs y PAHs fueron inferiores a estos valores de EAC, con concentraciones de p,p'-DDE próximas al valor EAC en MM1.

Las concentraciones de PAHs fueron similares en las tres especies de bivalvos estudiados, tanto en el muestreo de otoño como el de primavera. Sin embargo, la acumulación de PCBs y POCs en los tejidos de los berberechos fue sensiblemente inferior a la observada en ostra o nacra, entre 3-5 veces más bajas. Las concentraciones de contaminantes orgánicos regulados en ostra y nacra fueron similares. La menor capacidad de acumular contaminantes del berberecho podría estar relacionada con su menor longevidad, menor contenido lipídico o por diferencias en las tasas de filtración y en sus mecanismos de regulación. Según datos existentes en bibliografía, la ostra presenta una mayor capacidad filtradora que el berberecho (Baudrimont *et al.*, 2005) y que la nacra (Berry y Schleyer, 1983). Sin embargo, se han descrito menores tasas de filtración en la nacra que en el berberecho (Molenberg y Riisgard, 1979) lo que no explicaría las diferencias en la bioacumulación entre ambos bivalvos. Por tanto, deben existir otros factores, no valorados en este estudio, como las condiciones tróficas o la selección pre-ingestiva de las partículas filtradas, factores que pueden ser particulares de cada grupo. Por último, el hábitat que ocupa cada especie es diferente ya que el berberecho suele vivir enterrado en los primeros centímetros del sedimento, mientras que, tanto la ostra como la nacra, son bivalvos superficiales que se fijan a la superficie del sedimento. El tipo de alimento y los contaminantes que pueden estar adheridos a las partículas alimenticias podría ser distinto en ambos casos. En este sentido cabe señalar que aunque los niveles de la mayoría de los PCBs son superiores en ostras y nacras, los niveles del congénere CB52 fueron superiores en berberechos, lo que podría guardar una relación con la especificidad con la que los contaminantes se adsorben a los diferentes tipos de partículas del medio, tal y como se ha sido descrito previamente (Thomson *et al.*, 1999).

14.3. Bioacumulación de fármacos en moluscos y peces de la laguna

La bioacumulación de 20 fármacos (β -bloqueadores, psicofármacos, analgésicos, diuréticos, etc.) se determinó en berberecho, ostra, nacra, caracola, zorro y galupe muestreados, siempre que fue posible, en las 9 áreas descritas previamente (Figura 14.1). Para ello se aplicó un método desarrollado para peces (Huerta *et al.*, 2013) que consistió en la extracción con disolventes presurizados, purificación del extracto con GPC y extracción en fase sólida y posterior análisis mediante cromatografía líquida con espectrometría de masas. El mayor número de fármacos se detectó en peces, concretamente 18 de los 20 compuestos analizados se detectaron en músculo de galupe, mientras que solo se detectaron 7 en caracola y 6 en el resto de especies (Tabla 14.2, Moreno-González *et al.*, 2016). Entre los compuestos que se detectaron en moluscos y peces están psicofármacos como la carbamazepina, el citalopram y la venlafaxina, analgésicos como la codeína y el diclofenaco, el diurético hidroclorotiazida y, solo en el músculo de peces, se encontraron varios β -bloqueadores. El psicofármaco carbamazepina y el diurético hidroclorotiazida se detectaron en todas las especies consideradas (Tabla 14.2). Las mayores concentraciones de fármacos se obtuvieron en especímenes muestreados en las zonas de influencia de la rambla del Albuñón y de los principales núcleos turísticos y urbanos. Esta situación ha debido mejorar recientemente ya que los efluentes de la EDAR de Los Alcázares, una de las principales fuentes de fármacos al medio, se reutilizan en su totalidad para el riego agrícola desde el año 2015. Sin embargo, nuevos estudios serán necesarios para confirmar la presencia de fármacos u otros contaminantes en los efluentes actuales (tratamiento terciario), su persistencia en el suelo agrícola sobre el que se utiliza y si se produce o no transferencia hacia las aguas subterráneas de los mismos.

Otra de las aportaciones más novedosas de este estudio es la identificación de los mugílidos como especie indicadora de la presencia de fármacos en zonas costeras, como consecuencia de la mayor frecuencia de detección de estos compuestos en galupe del Mar Menor frente al resto de especies estudiadas. Sin embargo, serán necesarios más estudios que confirmen estos resultados en otras zonas y especies.

Fármaco	Almeja fondeada		Berebercho		Nacra		Caracola		Galupe (hígado)		Galupe (músculo)		Zorro	
	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo	LOQ (%)	Máximo
β-bloqueadores														
Atenolol	0	n.d.	0	n.d.	-	-	0	n.d.	0	n.d.	-	-	-	-
Carazolol	0	b.q.l.	0	n.d.	0	n.d.	-	-	0	n.d.	22	1,7	0	b.q.l.
Metropolol	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	b.q.l.	5	0,7	0	n.d.
Nadolol	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	28	0,6	0	n.d.
Propanolol	5	0,3	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	11	0,5	0	n.d.
Sotalol	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	-	-	0	n.d.	-	-	-	-
Psicofármacos														
Carbamazepina	17	0,7	15	1,5	10	0,2	7	2,3	33	2,6	83	6,3	1	0,4
Citalopram	17	0,5	45	2,3	-	-	-	-	0	n.d.	-	-	-	-
Diazepam	0	n.d.	0	b.q.l.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	15	1,8	1	3,5
10,11-EpoxyCBZ	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	5	0,2	0	n.d.
2-HydroxyCBZ	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	4	0,3	0	n.d.
Lorazepam	-	-	-	-	0	n.d.	-	-	0	n.d.	-	-	-	-
Sertralina	0	n.d.	0	0	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.
Venlafaxina	5	0,3	22	1,1	37	2,7	7	0,4	22	3,1	-	-	-	-
Anticoagulantes														
Clopidrogel	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	0	b.q.l.	5	0,2	0	n.d.
Analgésicos/ anti-inflamatorios														
Codeína	0	n.d.	0	n.d.	-	-	-	-	0	n.d.	-	-	-	-
Diclofenaco	-	-	-	-	-	-	-	-	22	2,2	5	1,3	0	n.d.
Diuréticos														
Hidroclorotiazida	100	1,8	87	1,6	63	3,2	36	1,8	-	-	19	10,5	-	-
Antihelmínticos														
Levamisol	0	n.d.	8	0,2	91	2,1	0	b.q.l.	9	0,5	-	-	-	-
Trat. Asma														
Salbutamol	-	-	-	-	0	n.d.	0	n.d.	0	n.d.	5	0,6	0	n.d.

Tabla 14.2. Porcentaje de muestras cuya concentración de fármacos superan la concentración mínima cuantificable y concentración máxima (ng g⁻¹ d.w.) encontrada en cada una de las especies analizadas en el Mar Menor.

14.4. Efectos biológicos de los vertidos urbanos y de la agricultura sobre los organismos de la laguna

A la hora de estudiar el efecto de los vertidos de contaminantes sobre el medio marino hay que tener en cuenta que el Mar Menor es una laguna aislada del Mediterráneo, siendo así más vulnerable a los impactos derivados de la actividad antropogénica, por ver disminuida su ca-

pacidad para dispersarlos. En el apartado anterior se han resumido los estudios realizados por nuestro grupo (Moreno-González *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2016; León *et al.*, 2013) en donde se demostró y cuantificó la importancia de la entrada de contaminantes orgánicos en el Mar Menor, especialmente, a través de la rambla de El Albujón. Los estudios de bioacumulación de contaminantes en bivalvos de la laguna demuestran que los organismos que habitan próximos a esta puerta de entrada acumulan las mayores concentraciones de muchos de los contaminantes persistentes que se han detectado en la laguna.

Para evaluar el impacto ecológico de la entrada de contaminantes a través de la rambla del Albujón sobre los organismos de la laguna se diseñó un experimento usando bivalvos que fueron trasplantados desde una zona limpia de la laguna (La Encañizada) a 4 zonas diferentes del Mar Menor. Tras un periodo de fondeo de 7 y 22 días en jaulas, se valoró el efecto de la calidad de las aguas mediante el estudio de biomarcadores moleculares (metabolomas), enzimáticos (estrés oxidativo) y fisiológicos (potencial de crecimiento). Se transplantaron almejas de la especie *Ruditapes decussatus* a dos sitios afectados por la dispersión de contaminantes procedentes de la Rambla de El Albujón, y a otros dos sitios no afectados directamente por los aportes de plaguicidas, los cuales se usaron como áreas de referencia. Como la mayor concentración de pesticidas en la rambla se produce en otoño (Moreno-González *et al.*, 2013) se seleccionó el otoño de 2010 para evaluar el impacto del efluente de la rambla sobre la calidad del agua de la laguna. En la Figura 14.1 se muestra la ubicación de los puntos seleccionados para este estudio: S3 y S4 se ubicaron cerca de la desembocadura de la rambla de El Albujón, a una distancia de 0,5 y 1,5 km, respectivamente. De acuerdo con las principales corrientes de esta zona, los dos puntos, S3 y S4, se ven directamente afectados por la descarga de la rambla. Como sitios de referencia se usaron: S1 situado en la cuenca norte cerca de Lo Pagán, y S2 situado al sur de Los Alcázares (frente a Base Militar).

En las siguientes secciones se va a describir la exposición de contaminantes a que han estado expuestas las almejas fondeadas en este estudio y posteriormente las alteraciones biológicas observadas, incluyendo sus respuestas metabólicas, bioquímicas y fisiológicas.

14.4.1. Exposición a contaminantes orgánicos de la almejas fondeadas

Los análisis de 71 contaminantes orgánicos semivolátiles en el agua del Mar Menor efectuados durante los primeros 8 días en los 4 puntos de fondeo de las almejas (S1, S2, S3 y S4), permitieron caracterizar la exposición diaria a PAHs y pesticidas a que estaban expuestas. Los valores medios de concentración durante una semana en otoño se muestran en la Tabla 14.3.

Las concentraciones de plaguicidas más altas se encontraron en S3 y S4, debido a la influencia directa de las aportaciones de la rambla del Albujón (ver Tabla 14.3). De hecho, los compuestos más importantes transportados a través del curso de agua de El Albujón, tales como clorpirifós y propizamida, fueron los que alcanzaron las concentraciones más altas, expresadas como valores medios, en S3 y S4. Las altas desviaciones estándar mostraron la importante variabilidad temporal que se observó, con pulsos de entrada de contaminantes que elevaban puntualmente su concentración, especialmente en el área de influencia de la rambla del Albujón, tal y como

	S1	S2	S3	S4
	Media±S.D.	Media±S.D.	Media±S.D.	Media±S.D.
CB 28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
CB 52	n.d.	0,4±1,7	n.d.	n.d.
p,p-DDE	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Endrin-aldehído	n.d.	2,8±9,1	2,1±8,5	n.d.
Naftaleno	18,6±10,3	23,9±30,6	19,4±15,4	16,4±19,6
Acenaftileno	2,2±2,8	1,5±2,0	1,3±1,8	0,7±1,4
Acenafteno	0,3±0,8	1,4±3,7	0,5±1,7	1,3±3,3
Fluoreno	2,5±1,7	3,7±6,2	2,7±2,7	3,1±6,2
Fenantreno	4,6±2,9	3,1±1,7	3,6±1,9	2,7±1,7
Fluoranteno	1,3±0,8	0,6±0,3	0,6±0,4	0,6±0,4
Pireno	1,2±0,9	0,5±0,3	0,6±0,4	0,4±0,2
Criseno	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(e)pireno	0,3±0,3	0,3±0,3	0,2±0,2	0,2±0,2
Benzo(b)fluoranteno	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(k)fluoranteno	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)pireno	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(ghi)perileno	n.d.	n.d.	n.d.±n.d.	n.d.±0,2
Simazina	n.d.	n.d.	n.d.±3,3	n.d.
Atraton	n.d.±1,4	1,4±5,2	n.d.	1,4±5,1
Propazina	4,3±4,3	3,4±4,1	3,8±3,4	2,9±3,6
Atrazina	n.d.	n.d.±1,5	n.d.	n.d.
Prometrina	n.d.±0,6	n.d.	n.d.	0,3±1,1
Prometon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.±1,2
Terbutilazina	3,9±2,0	4,4±2,5	5,5±3,2	4,4±2,9
Diazinon	0,5±1,3	n.d.±0,2	n.d.	n.d.
Clorpirifós	7,5±4,2	10,2±7,6	52,1±48,7	26,6±26,0
Tokution	1,1±4,4	n.d.	n.d.	n.d.
m-paration	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Clorpirifós-metil	4,7±3,3	7,6±8,0	13,0±8,3	10,3±8,0
Terbutilazina-desetil	n.d.±5,5	n.d.±4,9	6,8±9,7	5,3±7,2
Flutolanil	n.d.	n.d.	0,5±0,5	0,6±0,5
Tributilfosfato	11,4±7,0	9,4±7,2	12,2±7,6	7,6±5,2
Propizamida	15,1±9,9	15,3±12,2	23,9±15,7	16,5±15,1
Pendimetalin	n.d.	1,5±1,6	5,1±6,2	5,3±8,3
Clortal-dimetil	1,4±0,9	1,6±1,1	2,3±1,3	2,1±1,6
Ciprodinil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Piperonil butóxido	n.d.±1,1	n.d.	n.d.	n.d.

n.d.: no detectado b.q.l.: inferior al límite de detección

Tabla 14.3. Concentración de contaminantes orgánicos (ng L⁻¹) en las muestras de agua recogidas en los puntos de fondo de las almejas en otoño de 2010 (Campillo *et al.*, 2013; 2015). Dos muestras fueron recogidas diariamente a diferentes tiempos (n=16).

también se observó en la propia rambla (véase capítulo anterior). Así se observaron valores máximos de 199 ng·L⁻¹ para el insecticida clorpirifós, 110 ng·L⁻¹ para naftaleno y 47 ng·L⁻¹ para el herbicida propizamida. Estos pulsos de concentración de muchos de los contaminantes presentes en la rambla (pesticidas, hidrocarburos, fármacos, tensioactivos u otros no analizados) pueden estar afectando a las especies presentes en esta zona.

14.4.2. Respuesta metabólica

Se estudió el metaboloma de las células de la glándula digestiva de las almejas fondeadas en la laguna. Las almejas expuestas a la rambla del Albuñón presentaron una respuesta bifásica: muchos metabolitos incrementaron sus concentraciones después de 7 días, sin embargo, sus concentraciones disminuyeron a los 22 días de exposición. Como se puede ver en la Figura 14.3, los contenidos de ciertos aminoácidos, como alanina, glutámico, leucina, carnitina y taurina, disminuyeron de forma significativa con respecto a S1 a los 22 días (usada como referencia). Las concentraciones de estos metabolitos fueron de un orden de magnitud superior a las detectadas a los 7 días de exposición. Considerando el papel de las branquias en la captación de solutos directamente del agua de mar, la disminución detectada de aminoácidos libres en los tejidos de los organismos expuestos a contaminantes puede estar relacionada con la disminución de la actividad fisiológica de las branquias (tasas de aclaramiento) a los 22 días. Además, la exposición a la mezcla ambiental de pesticidas y contaminantes presentes en las zonas próximas a la rambla de El Albuñón produjo en las almejas una reducción de los niveles de la enzima acetilcolinesterasa (AChE), fundamental para el correcto funcionamiento del sistema ciliar de las branquias. La reducción de la ingesta que se produce al reducir las tasas de aclaramiento puede llevar asociado una disminución del metabolismo de proteínas (Viarengo *et al.*, 1980).

En general, las concentraciones de la mayoría de los aminoácidos fueron modificadas por la exposición, por lo que se podrían ver afectados distintos procesos celulares en los que participan. Por ejemplo, la alanina juega un papel fundamental en el metabolismo energético de estos organismos y también, junto con glutámico, en el mantenimiento del volumen celular. Por ello, la disminución de sus niveles se relaciona con una alteración de las vías celulares implicadas en el metabolismo energético. Otros compuestos como la taurina y la carnitina también disminuyeron en las almejas expuestas 22 días al efluente de la rambla del Albuñón. Estudios previos han demostrado la capacidad de pesticidas, metales y otros compuestos para reducir los niveles de moléculas como la taurina o la betaina que actúan como protectores osmóticos en bivalvos (Ji *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2011; Tuffnail *et al.*, 2009). Por tanto, la exposición a largo plazo que supuso una disminución de las concentraciones de estos aminoácidos (alanina, glutámico y taurina) es un claro indicativo de la existencia de un estrés osmótico. En general, los cambios en el metaboloma de las almejas tras un tres semanas de exposición *in situ* en la proximidad de la desembocadura de la rambla del Albuñón, demostraron la capacidad del efluente para alterar el metabolismo energético, proteico y generar un estrés osmótico en estos bivalvos.

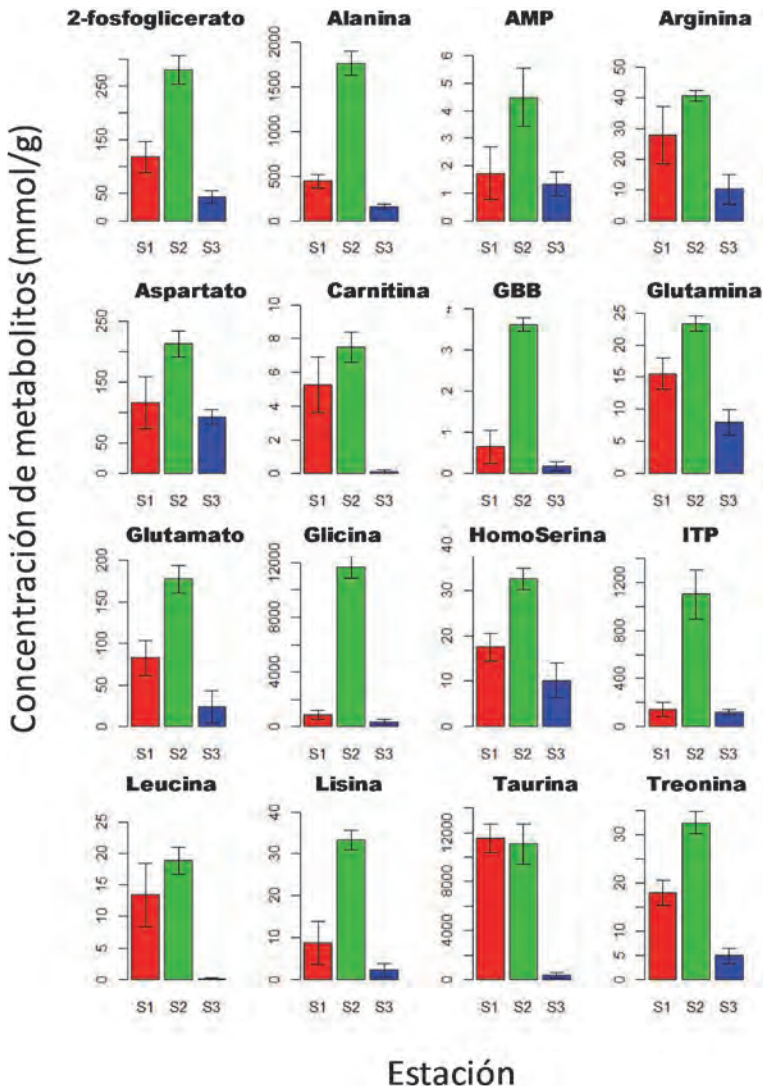


Figura 14.3. Concentración de metabolitos (nmol/g) en las almejas trasplantadas a 3 puntos diferentes del Mar Menor.

14.4.3. Respuestas bioquímicas

Después de 22 días de exposición, los organismos de los puntos S3 y S4 mostraron un grado significativo de inhibición de la actividad AChE (Figura 14.4), lo que vuelve a evidenciar la utilidad de esta actividad enzimática como biomarcador de los efectos neurotóxicos ocasionados por pesticidas organofosforados y carbamatos (Fulton y Key, 2001). En estos puntos, los análisis de agua revelan las mayores concentraciones de plaguicidas, siendo el

más abundante el clorpirifós, con concentraciones que oscilaron entre 1,5 hasta 199,3 ng L⁻¹ durante el estudio (Tabla 14.3). Esta concentración es superior a la que marca la Directiva de calidad para aguas superficiales para este pesticida (Directiva 2008/105/EC). La inhibición por acción de organofosforados y carbamatos de la actividad enzimática colinesterasa puede conducir a graves alteraciones fisiológicas y el deterioro de la salud de los animales marinos (Yaqin *et al.*, 2011).

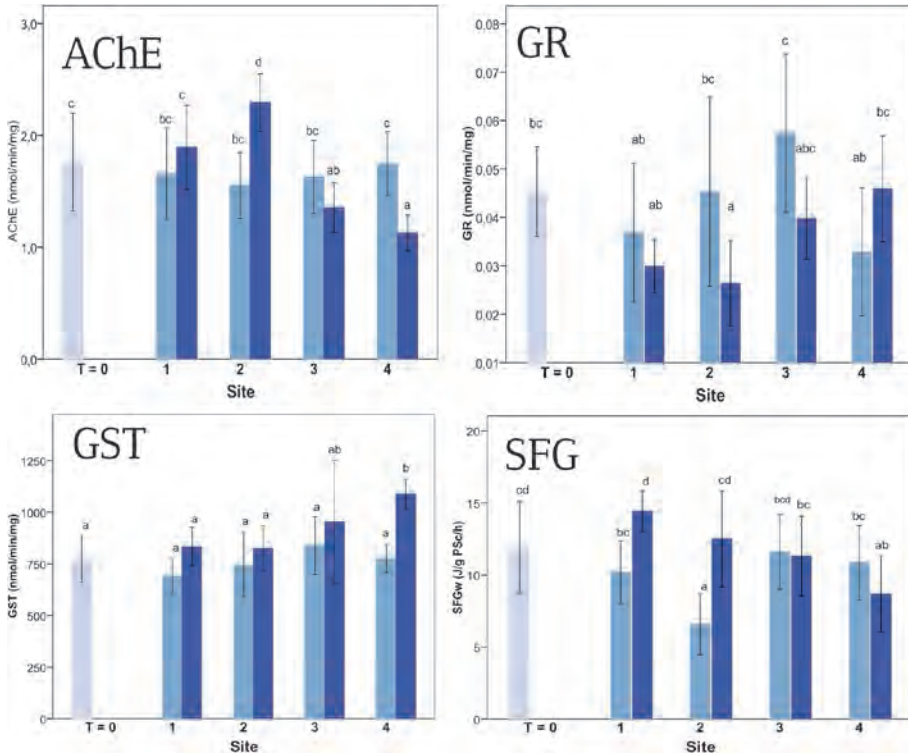


Figura 14.4. Niveles de AChE, GR, GST y SFG en las almejas trasplantadas a 4 puntos diferentes del Mar Menor.

Las almejas fondeadas en la parte central de la laguna (S2, S3 y S4) mostraron niveles significativamente más bajos de catalasa (CAT) que las de S1 después de 22 días. Los niveles de peroxidación lipídica LPO, es decir de lípidos celulares atacados por las especies de ROS, fueron más altos en S2, S3 y S4 que en S1, aunque las diferencias de LPO solamente eran estadísticamente significativas en S2 y S3. Estos resultados sugieren que los organismos fondeados en la parte central están expuestos a contaminantes capaces de disminuir la actividad de CAT y su capacidad para defenderse de los efectos de los ROS, haciéndolos más sensibles sufrir daños ocasionados por el estrés oxidativo (mayores niveles de LPO). Estudios previos (Bagchi *et al.*, 1995) han puesto en evidencia que los compuestos clorpirifós y fentión pueden provocar, *in vitro* e *in vivo*, la producción de radicales y especies derivados del oxígeno, tales como H₂O₂, radical superóxido (O^{2•-}) y el radical hidroxilo (HO•) y, consecuentemente,

aumentar la peroxidación lipídica. Por lo tanto, la presencia de compuestos organofosforados puede estar relacionada con el estrés oxidativo detectado y con las alteraciones del metabolismo del glutatión, tal y como señalan Peña-Llopis *et al.*, (2002). De hecho, en nuestros estudios, hemos encontrado los mayores niveles de GR, actividad enzimática relacionada con el metabolismo de GSH, en almejas de los puntos con mayores niveles de organofosforados (Fig. 14.4). También encontramos mayores niveles de actividad GST en las almejas S3 y S4, lo que indica la activación de una de las enzimas que participan en los procesos de desintoxicación y eliminación de compuestos tóxicos en los organismos. Además, los niveles de la actividad GST se correlacionaron negativamente con la AChE ($r = -0,418$, $p < 0,007$, $N = 40$). Estos resultados sugieren que el aumento de la GST puede atribuirse a su exposición a los pesticidas que provoca la inhibición de la AChE.

14.4.4. Respuestas fisiológicas

Las respuestas a la exposición de los contaminantes vertidos por la rambla, a nivel fisiológico, fueron más tardías que las observadas a nivel molecular o bioquímico, ya que sólo se detectaron a los 22 días de exposición. Consistieron en una reducción en la tasa de aclaramiento (capacidad para captar partículas alimenticias del medio) y, consecuentemente, en la ingesta de alimento. Aunque las tasas de respiración fueron similares en los cuatro grupos de almejas, la reducción en el proceso de adquisición de energía supuso un descenso de hasta el 40% en la disponibilidad de energía para el crecimiento (SFG) en aquellas almejas más afectadas por el vertido.

Resulta de especial interés las relaciones que encontramos en ciertas actividades enzimáticas como la AChE y los parámetros fisiológicos. En este sentido, detectamos correlaciones positivas entre los niveles de AChE y la tasa de aclaramiento de las almejas ($r = 0,4375$, $p < 0,01$, $N = 40$), y también con los niveles de SFG ($r = 0,4130$, $p < 0,01$, $N = 40$). Es decir, parece que existe una disminución de la capacidad para alimentarse ocasionada por la disminución de los niveles de AChE. De hecho, el estudio estadístico de las respuestas bioquímicas y fisiológicas obtenidas a los 22 días de fondeo, realizada mediante un Análisis de Componentes Principales, agrupó y diferenció las almejas de S3 y S4 de las fondeadas en los puntos de referencia, presentando las primeras niveles más bajos de AChE y SFG junto con niveles más altos de GR y GST (Fig. 14.4).

14.5. Conclusiones y recomendaciones

La bioacumulación y distribución de PAHs, PCBs y pesticidas clorados ha sido caracterizada en la laguna del Mar Menor usando berberecho, ostra y nacra. Las concentraciones de estos contaminantes en los bivalvos variaron en relación con las particularidades de la zona de muestreo (hidrodinámica, fuentes de contaminación etc.), la biología de la especie considerada y, en menor medida, en relación a las variaciones estacionales. La bioacumulación de los PAHs, similar en los berberechos, ostras y nacra, fue mayor cerca de los puertos y efluentes de depuradoras (aportes recibidos a través de la rambla de El Albuñón). Sin embargo, la concentración de DDXs y la bioacumulación de PCBs fue significativamente mayor en la ostra que en berberecho ($p < 0.01$). La mayor bioacumulación de PCBs y DDXs

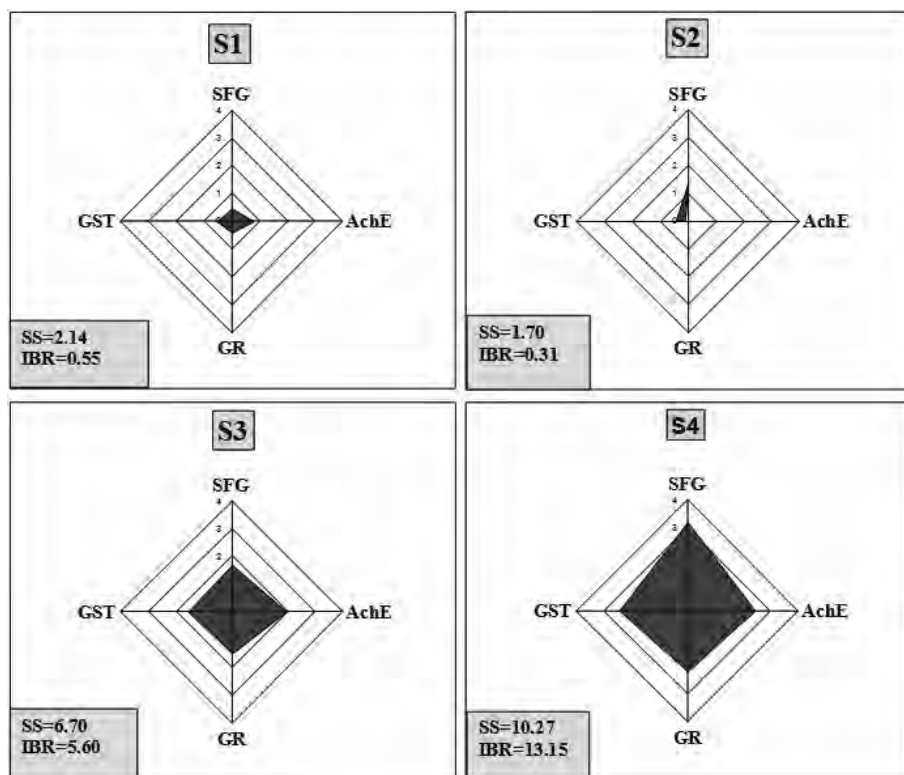


Figura 14.5. Índice (IBR) que integra en un solo valor los valores de los biomarcadores que permitieron discriminar entre los sitios de referencia e impactados de acuerdo con el análisis de componentes principales: AchE, GR, GST y SFG.

se detectó en ostra y nacra de la zona muestreada en la proximidad de la desembocadura de El Albuñón, con concentraciones de organoclorados en sus tejidos que alcanzaron niveles más altos que los valores de EAC propuestos para valorar las concentraciones de estos compuestos desde el punto de vista de sus efectos tóxicos en bivalvos. En vista de los resultados obtenidos, la ostra podría ser una especie adecuada para valorar el nivel de contaminación de la laguna, ya que no es una especie protegida, presenta una mayor capacidad de bioacumulación de compuestos organoclorados y su muestreo es más fácil que berberecho. De hecho, la ostra también ha sido propuesta como bioindicador de contaminación en otras zonas costeras (Francia, EE.UU., etc.) donde los mejillones no están presentes (Beliaeff *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2008).

En el caso de los fármacos sin embargo los mejores indicadores son los mugilidos, y no los moluscos como ocurre para otros contaminantes, probablemente por su mayor exposición como consecuencia de sus hábitos de alimentación, que les llevan a aproximarse a puertos y zonas de vertido en busca de alimento. El mayor número de fármacos se detectaron en músculo de galupe, que podría sugerirse como bioindicador adecuado para estos compuestos. Evidente-

mente serían necesarios estudios en otras zonas que confirmaran las evidencias observadas en el Mar Menor.

Por otro lado, los biomarcadores moleculares, bioquímicos y fisiológicos usados en organismos característicos de la laguna, demuestran la incidencia y los efectos biológicos de las sustancias químicas que entran por la rambla de El Albuñón. A pesar de ser las concentraciones de pesticidas disueltos en agua, excepto para clorpirifós, inferiores a las especificadas por los criterios de calidad ambiental para las aguas superficiales (Directiva 2008/105/CE), las almejas próximas a la desembocadura del Albuñón mostraron un alto grado de estrés como demuestran los biomarcadores estudiados. Los altos niveles de clorpirifós vertidos por la rambla junto con los otros contaminantes detectados en concentraciones más bajas y la más que probable existencia de otros contaminantes que no han sido analizados, deben estar actuando de manera conjunta lo que provoca un aumento de su toxicidad. De ahí, la relevancia ambiental de la valoración de la calidad del medio marino a partir del análisis de los efectos biológicos que la presencia de todos los contaminantes existentes, analizados o no, provocan en los organismos y consecuentemente, en los ecosistemas marinos. Los resultados obtenidos muestran que la vigilancia biológica activa, usando almejas como un organismo indicador, puede ser también una estrategia útil para evaluar el impacto de la contaminación orgánica sobre los organismos del Mar Menor.

14.6. Bibliografía

Albentosa, M., Viñas, L., Besada, V., Franco, A., González-Quijano, A. 2012. First measurements of the scope for growth (SFG) in mussels from a large scale survey in the North-Atlantic Spanish coast. *The Science Total Environment*, 435-436, 430-445.

Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F. 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 704-712.

Baudrimont, M., Schäfer, J., Marie, V., Maury-Brachet, R., Bossy, C., Boudou, A. 2005. Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France). *The Science of the Total Environment*, 337:265-280.

Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot, T., Bellocq, J. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine Coastal Shelf*, 47, 77-90.

Bagchi, D., Bagchi, M., Hassoun, E.A., Stohs, S.J. 1995. In vitro and in vivo generation of reactive oxygen species, DNA damage and lactate dehydrogenase leakage by selected pesticides. *Toxicology*, 104, 129-140.

Bebianno, M.J., Geret, F., Hoarau, P., Serafim, M.A., Coelho, M.R., Gnassia-Barelli, M., Roméo, M. 2004. Biomarkers in *Ruditapes decussatus*: A potential bioindicator species. *Biomarkers*, 9, 305-330.

Berry, P.F., Schleyer, M.H. 1983. The brown mussel *Perna perna* on the Natal coast, South Africa: utilization of available food and energy budget. *Marine Ecology Progress Series*, 13, 201-210.

Bocquené, C., Galgani, F. 1998. Biological effects of contaminants: Cholinesterases inhibition by organophosphate and carbamate compounds. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 22, 1-13.

Campillo, J.A., Albentosa, M., Valdés, N.J., Moreno-González, R., León, V.M. 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143, 365-379.

Campillo J.A., Sevilla A., Albentosa M., Bernal C., Lozano A.B., Cánovas M., León, V.M. 2015. Metabolomic responses in caged clams, *Ruditapes decussatus*, exposed to agricultural and urban inputs in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *The Science of The Total Environment*, 524-525, 136-147.

Charles M.J., Hites, R.A. 1987. Sediment as archives of environmental pollution trends. In *Advances in Chemistry Series 216*, ed. R.A. Hites and S.J. Eisenreich; pp. 365-389.

Cooper, N.L., Bidwell, J.R. 2006. Cholinesterase inhibition and impacts on behavior of the Asian clam, *Corbicula fluminea*, after exposure to an organophosphate insecticide. *Aquatic Toxicology*, 76, 258-267.

Deudero, S., Box, A., March, D., Valencia, J.M., Grau, A.M., Tintoré, J. 2007. Organic compounds temporal trends at some invertebrate species from the Balearics, Western Mediterranean. *Chemosphere*, 68, 1650-1659.

Fernández, B., Campillo, J.A., Martínez-Gómez, C., Benedicto, J. 2010a. Antioxidant responses in gills of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) as biomarkers of environmental stress along the Spanish Mediterranean coast. *Aquatic Toxicology*, 99, 186-197.

Fernández, B., Albentosa, M., Viñas, L., Franco, A., González, J.J., Campillo, J.A. 2010b. Integrated assessment of water quality of the Costa da Morte (Galicia, NW Spain) by means of mussel chemical, biochemical and physiological parameters. *Ecotoxicology*, 19, 735-750.

Fulton, M.H., Key, P.B. 2001. Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of

organophosphorus insecticide exposure and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 37-45.

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *The Science of Total Environment*, 373, 220-239.

Gros M, Petrović M, Ginebreda A, Barceló D. 2010. Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environmental International*, 36,15-26.

Guitart, C., Hernández-Del-Valle, A., Marín, J.M., Benedicto, J. 2012 Tracking temporal trend breaks of anthropogenic change in mussel watch (MW) databases. *Environmental Science and Technology*, 46, 11515-11523.

Huerta B, Jakimska, A., Gros, M., Rodríguez-Mozaz, S., Barcelo, D. 2013. Analysis of multi-class pharmaceuticals in fish tissues by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1288, 63-72.

Law, R., Hanke, G., Angelidis, M., Batty, J., Bignert, A., Dachs, J. 2010. Marine Strategy Framework Directive - Task Group 8 Report Contaminants and pollution effects. EUR 24335 EN - Joint Research Centre Scientific and Technical Reports. Luxembourg: Office for official Publications of the European Communities. Scientific and Technical Research series, DOI 10.2788/85887; 161 pp.

Lemaire, P., Livingstone, D.R. 1993. Prooxidant/antioxidant processes and organic xenobiotic interactions in marine organisms, in particular the flounder *Platichthys flesus* and the mussel *Mytilus edulis*. *Trends. Comparative Biochemistry and Physiology*, 1, 1119-1150.

Lloret, J., Marín, A. 2011. The contribution of benthic macrofauna to the nutrient filter in coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2732-2740.

León, V.M., Martínez-Gómez, C., García, I., Campillo, J.A., Benedicto, J. 2012. Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Mytilus galloprovincialis* from the Iberian Mediterranean coast. *Environmental Monitoring Assessment*, 185, 1055-1070.

León, V.M., Moreno-González, R., González, E., Martínez, F., García, V., Campillo, J.A. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *The Science of Total Environment*, 463-464, 975-987.

María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and molluscs (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water Air Soil Pollution*, 200, 289-304.

Manduzio, H., Rocher, B., Durand, F., Galap, C., Leboulenger, F. 2005. The point about oxidative stress in molluscs. *Invertebrate Survival Journal*, 2, 91-104.

Marín-Guirao L., Cesar A., Marín A., Vita, R. 2005. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure [Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónicas. *Ciencias Marinas*, 31 (2), 413-428.

Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A. 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *The Science of Total Environment*, 393, 118-130.

Martí, N., Aguado, D., Segovia-Martínez, L., Bouzas, A., Seco, A. 2011. Occurrence of priority pollutants in WWTP effluents and Mediterranean coastal waters in Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 615-625.

Martínez-Gómez, C., Benedicto, J., Campillo, J.A., Moore, M. 2008. Application and evaluation of the neutral red retention (NRR) assay for lysosomal stability in mussel populations along the Iberian Mediterranean coast. *Journal of Environmental Monitoring*, 10, 490-499.

Martínez-Gómez, C., Fernández, B., Benedicto, J.M., Valdés, J., Campillo, J.A., León, V.M., Vethaak, D. 2012. Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 77, 50-59.

Mohlenberg, F., Riisgard, H.U. 1979. Filtration rate, using a new indirect technique, in thirteen species of suspension-feeding bivalves. *Marine Biology*, 54, 143-148.

Moreno-González, R., Campillo, J. A., García, V., León, V. M. 2013. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Pérez-Cánovas, E., Barceló, D., León, V.M. 2014. Input of pharmaceuticals through coastal sur-

face watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): sources and seasonal variations. *The Science of the Total Environment*, 490, 59-72.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Barceló, D., León, V.M. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.

Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Huerta, B., Barceló, D., León, V.M. 2016. Do pharmaceuticals bioaccumulate in marine mollusks and fish from a coastal lagoon? *Environmental Research*, 146, 282-298.

Nasci, C., Da Ros, L., Campesan, G., Van Vleet, E.S., Salizzato, M., Spérni, L., Pavoni, B. 1999. Clam transplantation and stress-related biomarkers as useful tools for assessing water quality in coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 39, 255-260.

Pérez-Carrera, E., León, V.M., Gómez-Parrá, A., González-Mazo, E. 2007. Analysis of pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in marine water samples by stir bar sorptive extraction-thermal desorption-gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1170, 82-90.

Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Cámara, M.A., Salas, F. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40, 140-151.

Porte, C., Albaigés, J. 1993. Bioaccumulation patterns of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in bivalves, crustacean and fishes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 273-281.

SIME 2007. Working group on concentrations, trends and effects of substances in the marine environment. OSPAR Convention. Hamburg (Germany), 6-8 March.

Soclo, H.H., Garrigues, P., Edwald, M. 2000. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 387-396.

Solé, M., Porte, C., Pastor, D., Albaigés, J. 1994. Long-term trends of polychlorinated biphenyls and organochlorinated pesticides in mussels from the Western Mediterranean coast. *Chemosphere*, 28, 897-903.

Solé M, Porte C, Barcelo D, Albaigés J. 2000. Bivalves residue analysis for the assessment of coastal pollution in the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 40, 746-753.

Thomson, S., Budzinski, H., Garrigues, P., Narbonne, J.F. 1999. Comparison of PCB and DDT distribution between water-column and sediment-dwelling bivalves in Arcachon Bay, France. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 655-662.

Tsangaris, C., Kormas, K., Strogyloudi, E., Hatzianestis, I., Neofitou, C., Andral, B., Galgani, F. 2010. Multiple biomarkers of pollution effects in caged mussels on the Greek coastline. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology and Pharmacology*, 151, 369-378.

Vidal-Liñán, L., Bellas, J., Campillo, J. A., Beiras, R. 2010. Integrated use of antioxidant enzymes in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring pollution in highly productive coastal areas of Galicia (NW Spain). *Chemosphere*, 78, 265-272.

Viñas, L., Franco, A., González, J.J. 2002. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surficial sediments of the Vigo Estuary, Spain, central axis and adjacent shelf. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 22, 161-173.

Wang, Y., Wang, T., Li, A., Fu, J., Wang, P., Zhang, Q., Jiang, G. 2008. Selection of bioindicators of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in mollusks in the Chinese Bohai Sea. *Environmental Science and Technology*, 42, 7259-7165.

Widdows, J., Donkin, P., Staff, F.J., Matthiessen, P., Law, R.J., Allen, Y.T., Thain, J.E., Alchinn, C.R., Jones, B.R. 2002. Measurement of stress effects (scope for growth) and contaminant levels in mussels (*Mytilus edulis*) collected

from the Irish Sea. *Marine Environmental Research*, 53, 327-356.

Winston, G.W., Livingstone, D.R., Lips, F. 1990. Oxygen reduction metabolism by the digestive gland of the common mussel, *Mytilus edulis* L. *Journal of Experimental Zoology*, 255, 296-308.

Winston, G.W., Di Giulio, R.T. 1991. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*, 19, 137-161.

Yaqin, K., Lay, W.L., Riani, E., Masud, Z.A., Hansen, P.D. 2011. Hot spot bio-monitoring of marine pollution effects using cholinergic and immunity biomarkers of tropical green. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*, 3, 356-366.

Epílogo. Conocer, cuidar y conservar nuestro Mar Menor, tarea de todos

Víctor M. León y Jose M^a Bellido

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.

C/Varadero 1, San Pedro del Pinatar, 30740 Murcia.

E-mail: victor.leon@mu.ieo.es ; josem.bellido@mu.ieo.es

Aunque es cierto que es mucho el conocimiento científico disponible sobre distintos aspectos de la laguna, todavía no es suficiente para comprender la mayor parte de los procesos físicos, químicos y biológicos que alberga. Por ello es fundamental avanzar en el conocimiento del sistema, sus límites y su capacidad de recuperación, en el caso de que se adopten medidas para disminuir el impacto que sufre. En este sentido se hacen cada vez más necesarios los estudios multidisciplinares que aborden de forma integral los problemas que afectan al Mar Menor, de modo que permitan optimizar los esfuerzos económicos para paliarlos y realizar su seguimiento. Por tanto, es fundamental disponer de un programa de vigilancia multidisciplinar que permita conocer su estado y evolución, siendo necesario para ello identificar una serie de indicadores físicos, químicos y ecológicos que den respuesta a esta necesidad. En esta línea se han aprobado en las últimas décadas dos directivas europeas (Directiva Marco de Agua y Directiva Marco de Estrategia Marina) que pretenden evaluar la calidad ambiental de las masas de agua continentales y marinas europeas utilizando indicadores ambientales que incluyen aspectos físicos, químicos, ecológicos y socioeconómicos. Su aplicación en el Mar Menor requiere la identificación los indicadores más adecuados partiendo de los propuestos para dar cumplimiento a estas directivas y completando éstos con algunos indicadores específicos que atiendan a su singularidad, si fuera necesario. El seguimiento periódico de este conjunto de indicadores constituiría el plan de vigilancia del Mar Menor que debería servir para alertar sobre las afecciones que se produzcan, de modo que aplicando estudios específicos puedan corregirse cualquier impacto aplicando las medidas correspondientes. Evidentemente esta estrategia deberá armonizarse y coordinarse a través de una estrategia global, por ejemplo de un plan integral de gestión del Mar Menor, que desafortunadamente se está haciendo esperar más de lo necesario dada la delicada situación de este ecosistema singular de la Región de Murcia.

Así, confiando en la capacidad de los profesionales que trabajan y trabajarán en este ámbito esperamos y deseamos que la calidad ambiental, social y paisajística del Mar Menor mejore en las próximas décadas. Esto será posible si somos capaces de reaccionar a tiempo para optimizar su valor ambiental, ecológico, socioeconómico y turístico, mejorando a su vez la calidad de vida de los habitantes de su entorno y preservando esta laguna para generaciones futuras en el mejor estado posible.

Por último, queremos expresar nuestro agradecimiento a los autores que han contribuido con sus trabajos científicos a la elaboración de este libro. Ellos son los verdaderos responsables de que este conocimiento salga a la luz y esté disponible para futuros estudios, consultas y gestión del espacio del Mar Menor. También queremos expresar nuestro más profundo agradecimiento al Patronato Conde-Oliver y a nuestro amigo y gran fotógrafo Jose Luis Villaescusa por la cesión de sus obras artísticas para embellecer este libro. Muchas gracias a todos y hasta la próxima.



Temas de Oceanografía, es una colección de textos de referencia, que el Instituto Español de Oceanografía (IEO) publica con el fin de mejorar la difusión de la información científica relativa a las ciencias del mar dentro de la propia comunidad científica y entre los sectores interesados en estos temas.

