

INFORME ANUAL

RED DE SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN DE MURCIA: SÍNTESIS DE RESULTADOS

OCTUBRE 2019



UNIÓN EUROPEA
FONDO EUROPEO MARÍTIMO
Y DE PESCA (FEMP)

Región de Murcia

INSTITUTO
ESPAÑOL DE
OCEANOGRAFÍA

Informe de proyecto
Anualidad 2018

**Red de seguimiento científico de las praderas de
Posidonia oceanica y cambio climático en la Región
de Murcia: síntesis de resultados**

Octubre 2019

Proyecto Financiado por:

Servicio de Pesca y Acuicultura. Dirección General de Ganadería, Pesca y Acuicultura. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Fondo Europeo Marítimo y de la Pesca (FEMP)

Proyecto POSINET2. Instituto Español de Oceanografía

Este documento debe ser citado de la siguiente forma:

GEAM-IEO. 2019. *Red de seguimiento científico de las praderas de Posidonia oceanica y cambio climático en la Región de Murcia: síntesis de resultados*. Informe científico-técnico de la anualidad 2018. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. 148 pp.

Está absolutamente prohibido el uso del contenido de este informe sin autorización previa de los autores y las entidades financiadoras del proyecto. Los datos contenidos en el informe no pueden ser empleados en ningún tipo de publicación científica y técnica sin autorización expresa de los autores.

EQUIPO DE TRABAJO 2018

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)

GRUPO DE ECOLOGÍA DE ANGIOSPERMAS MARINAS (GEAM)

Centro Oceanográfico de Murcia (COMU)

Juan M. Ruiz Fernández (Dirección y Coordinación)

Lázaro Marín-Guirao

Jaime Bernardeau Esteller

Rocío García Muñoz

Aránzazu Ramos Segura

María Dolores Belando

ENTIDADES COLABORADORAS

ASOCIACIÓN DE CENTROS DE BUCEO DE LA REGIÓN DE MURCIA

FEDERACIÓN DE ACTIVIDADES SUBACUÁTICAS DE LA REGIÓN DE MURCIA

Centros y Clubes colaboradores en la actualidad:

C.B.PLANETA AZUL

C.B. ISLAS HORMIGAS

C.B. RIVEMAR

C.B. LA ALMADRABA

C.B. BUBBLES

C.B. NARANJITO

C.B. ESTELA

Otros Centros y Clubes que han colaborado en ediciones anteriores:

C.B. VILLA DE SAN PEDRO

C.B. ATURA

C.B. ÁGUILAS

C.B. ESTRELLA SUB

C.B. ZOEAL ÁGUILAS

CLUB CORMORÁN

OCEANO ALFA

NAVE KA

CASCO ANTIGUO

BUCEO XXI

C.B. HESPÉRIDES

C. B. AMIGOS DEL AZUL

ENTIDADES DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA

Grupo de investigación de “Ecología e Investigación Marina”. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

Grupo de investigación “Funcionamiento del ecosistema bentónico”. Centro de Estudios Avanzados de Blanes. CEAB-CSIC.

INDICE GENERAL

1 Presentación	5
2 Antecedentes	7
3 Introducción y Objetivos	9
3.1 Objetivos generales	14
3.2 Objetivos específicos	14
4 Estructura del contenido de este informe	17
5 Evolución y estado de las praderas de <i>Posidonia oceanica</i> de la Región	19
5.1 Metodología	20
5.1.1 Red de seguimiento: planteamiento general	20
5.1.2 Red de estaciones de muestreo y plan de trabajo	20
5.1.3 Descriptores del estado de las praderas	22
5.1.4 Evaluación del Estado Ambiental de las praderas de <i>P. oceanica</i> de la Región de Murcia	23
5.1.5 Participación de buceadores voluntarios: formación y control de la calidad de los datos	29
5.2 Resultados y discusión	32
5.2.1 Categorización y tendencias temporales de los descriptores en cada estación de muestreo	32
5.2.2 Índice de Estado Ambiental (IEA)	71
5.2.3 Evaluación del Estado Ambiental de las praderas	73
5.2.4 Síntesis y valoración general de resultados	86
5.2.5 Calidad de los datos	91
5.2.6 Participación y perfil de los buceadores voluntarios	92
6 Floración en las praderas de <i>P. oceanica</i>	93
6.1 Introducción y objetivos	94
6.2 Metodología	99
6.3 Resultados	99
6.4 Discusión	104
7 Distribución y dispersión del alga invasora <i>Caulerpa cylindracea</i>	107
7.1 Introducción y objetivos	108

7.2 Metodología	109
7.3 Resultados y Discusión	110
7.3.1 Dispersión geográfica: evolución y situación actual	110
7.3.2 Evolución temporal dentro y fuera de la pradera	112
7.3.3 Interacción entre <i>C. cylindracea</i> y <i>P. oceanica</i>	113
8 Análisis de la serie temporal de datos de temperatura	115
8.1 Análisis de la serie histórica de Isla Grosa 5 metros (2007-2018)	119
8.2 Análisis de anomalías térmicas	123
8.3 Conclusiones	126
9 Conclusiones generales	129
10 Referencias bibliográficas	133
11 Producción científica y difusión de resultados	137

*Detalle de una pradera aislada.
Fotografía Javier Murcia.*



1

Presentación

La presente iniciativa surge como una respuesta a la creciente preocupación de colectivos científicos, ciudadanos y gestores por el progresivo deterioro de las praderas de *Posidonia oceanica* por la actividad humana y sus consecuencias medioambientales y económicas para el ecosistema marino costero del Mediterráneo. El **Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia**, en colaboración con la Federación de Actividades Subacuáticas de la Región de Murcia, inició en **2004** con el **Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas (GEAM)** del **IEO** un programa a largo plazo para el establecimiento y seguimiento de una **red de vigilancia de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia**. De acuerdo con su carácter continuado en el tiempo, el mencionado Servicio ha aprobado cada año una subvención al Instituto Español de Oceanografía (IEO). En 2012 dicho convenio no pudo ser realizado, pero el proyecto y sus actividades sobrevivieron y han continuado su curso gracias a los medios propios del IEO (desde el Centro Oceanográfico de Murcia), los medios propios del Servicio de Pesca y Acuicultura de la CARM, el apoyo de los centros de buceo de la Asociación de **Centros de Buceo de la Región de Murcia** (y especialmente a los centros **RIVEMAR, ISLAS HORMIGAS, PLANETA AZUL y HESPÉRIDES**, que pusieron a disposición del proyecto su logística, buen hacer y apoyo incondicional) y, cómo no, gracias al apoyo de numerosos **buceadores voluntarios** expertos y veteranos que, como los centros de buceo, han hecho suyo el proyecto y le inyectan la dosis de entusiasmo que en estos duros tiempos nos hace más falta que nunca.

En 2013 se incorpora una nueva dimensión al proyecto: el cambio climático. En este contexto en marzo de 2020 se materializó una colaboración con otros grupos de investigación dedicados al estudio del bentos marino, que trabajan en el litoral murciano desde hace décadas y que también se encuentran interesados en la disponibilidad de datos fiables de temperatura del agua de mar, obtenidos de forma directa, como es el caso de los sensores sumergibles.

Éstos grupos son el grupo de investigación de “Ecología e Investigación Marina” de la Universidad de Murcia, liderado por José Antonio García Charton, y el grupo de investigación “Funcionamiento del ecosistema bentónico” del Centro de Estudios Avanzados de Blanes del CSIC, liderado por Rafael Coma. El primer equipo mencionado es responsable además del seguimiento de las comunidades ícticas y bentónicas de la RRMM de Cabo de Palos Islas Hormigas, también financiado por la CARM, por lo que se fomenta la sinergia entre los diferentes programas de seguimiento científico de biodiversidad marina que actualmente operan en la Región de Murcia. El proyecto ha recibido varios premios y reconocimientos, entre ellos de la Universidad de Alicante y del Colegio Oficial de Biólogos de la Región de Murcia, y ha contribuido muy activamente en la concienciación de la protección del medio ambiente marino gracias a la participación de más de 600 buceadores voluntarios y centros de buceo de toda España. Su existencia y continuación es, por tanto, de gran interés no solo a nivel científico y administrativo, sino también para la sociedad, cuyo vínculo con el ecosistema marino debe fomentarse si se pretende que los mares y océanos puedan seguir brindando sus valiosos servicios en un futuro inmediato amenazado por el cambio climático y la transformación global de los ecosistemas por la mano del hombre.

En la presente memoria se presentan los resultados del proyecto realizados a partir de la fecha de concesión de la subvención otorgada al IEO en noviembre de 2018, publicado en el Decreto nº224/2018, de 21 de noviembre del BORM nº 275, con fecha de 28 de noviembre. De acuerdo con este Decreto, el periodo de ejecución de esta última edición del proyecto se extiende hasta el 31 de mayo de 2019. Por tanto, además de aportar los datos obtenidos en este periodo, se analizan las series temporales de los descriptores del estado de las praderas de *P. oceanica* obtenidas desde el inicio del proyecto, es decir, entre 2004 y primavera de 2019, lo que hace un total de 16 años.

Muestreo en la estación de Cala Escalera somera. Fotografía JM Ruiz.



2

Antecedentes

Esta iniciativa es pionera en el litoral de la Región de Murcia, pero no en el litoral Mediterráneo. La primera vez que se puso en funcionamiento un proyecto de estas características en España fue en el litoral catalán en el año 1998 y fue llevado a cabo por el Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona. El proyecto se inspira en la experiencia desarrollada durante la década de los 80 por investigadores franceses del GIS Posidonie, cuya primera iniciativa fue, precisamente, la creación en 1984 de una red de 33 estaciones para el seguimiento biológico de *P. oceanica* a lo largo del litoral Mediterráneo francés. El equipo catalán pone en marcha el proyecto con un doble objetivo: integrar “acción y educación ambiental en un proyecto común” a la vez que obtener datos científicos sobre la evolución a largo plazo de estos valiosos e insustituibles ecosistemas de nuestras costas. Para ello se introduce un elemento altamente novedoso: la participación voluntaria de buceadores deportivos y centros de buceo en tareas de seguimiento científico. El éxito de esta fórmula contagia a científicos y gestores de otras Comunidades Autónomas del litoral mediterráneo dando lugar posteriormente a proyectos idénticos en la Generalitat Valenciana, en las Islas Baleares y la Región de Murcia, desde 2004, siendo Andalucía la última región del Mediterráneo español que se adhiere a este proyecto en el año 2011 en el marco del proyecto LIFE+ Posidonia Andalucía (<http://www.lifeposidoniandalucia.es/es/index.aspx>). Todas estas redes autonómicas se aglutinan dentro de un proyecto común denominado POSIMED (<http://www.posimed.org/>) que persigue la coordinación de las actividades de seguimiento y la formación de una red a nivel nacional con más de 100 estaciones de seguimiento en el litoral Mediterráneo español.

Detalle de un pradera de Posidonia oceanica y su comunidad epífita asociada. A la izquierda de la imagen una Pinna nobilis
Fotografía JM. Ruiz.



3

Introducción y Objetivos

P*osidonia oceanica* es una angiosperma marina endémica del Mediterráneo, es decir una planta superior con hojas, flores y frutos, semejante a las plantas terrestres que todos conocemos, pero que vive permanentemente sumergida entre la superficie y los 30 metros de profundidad, donde todavía hay luz suficiente que le permita desarrollar la fotosíntesis. En aquellos lugares en los que la transparencia de las aguas es mayor, como el archipiélago balear o el Mediterráneo Oriental, la distribución de esta especie puede alcanzar hasta 38-40 metros de profundidad.

Su origen evolutivo radica en grupos de fanerógamas terrestres que se adaptaron a la vida acuática hace aproximadamente unos 100 millones de años (den Hartog, 1970). Actualmente existen unas 66 especies distribuidas en todas las zonas costeras del mundo excepto en el Ártico. La mayor concentración de especies se encuentra en las zonas tropicales y subtropicales del Pacífico, Índico y en el continente Australiano. En las zonas templadas el número de especies es considerablemente menor, como en el Mediterráneo donde encontramos, además de *Posidonia oceanica*, otras cuatro especies más: *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*, *Zostera marina* y *Halophila stipulacea*, esta última introducida en el Mediterráneo Oriental desde el Mar Rojo a través del Canal de Suez.

Debido a su abundancia, su extensión y su papel en el ecosistema marino, las praderas de *P. oceanica* representan uno de los hábitats más importantes del Mar Mediterráneo, equivalente a los bosques dentro de los ecosistemas terrestres. En el litoral de la Región de Murcia estas formaciones biológicas reciben el nombre popular de “algares” o “argueles”, ocupando una superficie de los fondos infralitorales de 11.286 hectáreas. Las praderas de *C. nodosa* en Murcia, conocidas localmente como “entinas” ocupan 8.936 hectáreas y se estima que solo 22 hectáreas son ocupadas por *Z. noltii*, de acuerdo con la

información más fiable y actualizada (Ruiz et al. 2015).

La **relevancia ecológica** de ésta y otras comunidades de angiospermas marinas radica en las amplias extensiones que ocupan y su elevada producción primaria, proporcionando **funciones y servicios** que las hace imprescindibles para el funcionamiento del ecosistema y su conservación:

- **Producción primaria.** Es el ecosistema más productivo del Mar Mediterráneo, siendo una de sus principales fuente de entrada de materia orgánica (carbono) y oxigenación.
- **Sumidero de carbono.** Parte del carbono asimilado fotosintéticamente queda almacenado y retenido de forma que las praderas son un sumidero de este elemento y, por tanto, cruciales en el balance de carbono de nuestras costas y, por tanto, elementos fundamentales para la adaptación de los ecosistemas marinos a los efectos del cambio climático.
- **Condiciones hidrodinámicas.** En aguas someras las praderas de *Posidonia* forman arrecifes-barrera que mantienen el equilibrio sedimentario e hidrodinámico del litoral; sus largas hojas y los arribazones (acúmulos de hojas viejas sobre las playas) reducen la energía del oleaje y las corrientes protegiendo el litoral de la erosión.
- **Ciclos biogeoquímicos.** Las praderas actúan como filtros de nutrientes y materia orgánica, parte de los cuales son retenidos, favoreciendo la calidad y transparencia característica de nuestras aguas.
- **Biodiversidad.** Las praderas de *Posidonia* estructuran el fondo proporcionando hábitat a más de 400 especies de flora y 1000 especies de fauna. En ellas multitud de especies encuentran cobijo, alimento, lugar de reproducción y cría, incluso para numerosas especies de interés comercial.

En la actualidad *Posidonia oceanica* se encuentra

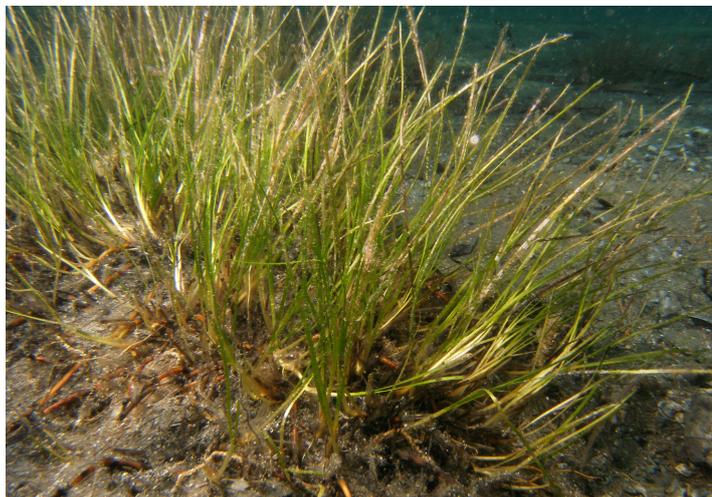


Figura 3.1. *Zostera noltii*. Es la más pequeña de todas las especies de fanerógamas marinas mediterráneas y su presencia es muy rara en el litoral de la Región de Murcia. Sus rizomas se encuentran poco lignificados y los nudos tienen una forma en arco característica.



Figura 3.2. *C. nodosa*. Es una especie de tamaño medio y de crecimiento rápido que forma extensas praderas en el litoral murciano sobre arenas infralitorales hasta los 25 m de profundidad.

en **regresión** en numerosas localidades del Mediterráneo debido a diferentes **actividades humanas**, que son principalmente las siguientes:

- La pesca ilegal de arrastre a menos de 50 metros de profundidad, es una de las causas de mayor degradación de las praderas de *Posidonia oceanica* por el fuerte impacto físico que supone.
- Los dragados para la alimentación de playas artificiales producen efectos similares.
- La contaminación marina produce efectos tóxicos sobre los organismos marinos y altera la calidad de las aguas, incrementando la turbidez de las aguas y, por tanto, impidiendo la realización de la fotosíntesis y el crecimiento de la vegetación.
- Las obras de infraestructura del litoral (puertos deportivos, espigones, regeneración de playas) que causan la destrucción directa de las praderas en la superficie que ocupan y modifican la dinámica litoral (y calidad del agua) en sus inmediaciones, lo que supone una merma de las condiciones óptimas para el desarrollo de las praderas (hipersedimentación, erosión, eutrofización, etc.).
- El fondeo de embarcaciones en lugares muy concretos de la costa causa también importantes

deterioros de las praderas submarinas por destrucción mecánica directa.

- Los restos orgánicos procedentes de la acuicultura se depositan en el fondo y se dispersan a distancias que varían entre varias decenas de metros a kilómetros, alterando el medio y contribuyendo al riesgo de eutrofización de los hábitats costeros y vulnerables.
- Modificaciones en la cadena trófica del ecosistema causadas por la sobrepesca o por la excesiva entrada de nutrientes (p. ej. acuicultura), puede llegar a inducir el aumento desproporcionado de determinadas especies debido a la falta de depredadores naturales o a cambios en la abundancia y calidad de los recursos tróficos. Hay evidencias, por ejemplo, de que un aumento poblacional del erizo común (*Paracentrotus lividus*) inducido por estos cambios puede llegar a causar la degradación de la pradera ya que, al ser herbívoros que se alimentan de sus hojas llegan a reducir la biomasa fotosintética de la planta hasta niveles insostenibles para su crecimiento.
- Se sabe que pequeños incrementos de la salinidad media (0,5-1 ups) del agua afectan a la vitalidad y supervivencia de *Posidonia oceanica*. Por tanto, los vertidos de las plantas desaladoras pueden

representar una importante amenaza para este ecosistema si no se gestionan dichos vertidos de una forma adecuada.

- Se desconoce cuál será el efecto neto del cambio climático sobre las fanerógamas marinas. Unos efectos son “positivos”, como el posible incremento de la fotosíntesis debido al previsible aumento de la disponibilidad de carbono inorgánico, y otros serán negativos, como el incremento de la respiración celular causado por el aumento esperado

de la temperatura del agua o la reducción de la disponibilidad de luz en las partes más profundas a consecuencia de la subida del nivel del mar. En cualquier caso puede haber un efecto neto, positivo o negativo, que alterará la estructura y funcionamiento del ecosistema marino costero. La persistencia de las praderas submarinas es uno de los principales compartimentos para comprender el efecto neto del cambio climático sobre el balance de carbono global del ecosistema marino mediterráneo.



Figura 3.3. Paisajes característicos de las praderas de *Posidonia oceanica* en el límite superior (izda.) e inferior (dcha.)
Fotografías: JM Ruiz.

- Expansión en el Mediterráneo Occidental de cierto número de especies de algas invasoras como los clorófitos de origen tropical *Caulerpa taxifolia* y *Caulerpa cylindracea*, potenciales competidoras por el espacio y los recursos de las comunidades autóctonas de fanerógamas marinas y las macroalgas. El potencial invasor de estas especies puede verse modificado por los efectos del cambio climático global en el ecosistema marino.

La degradación o pérdida de praderas de *Posidonia oceanica* y de otras especies de fanerógamas marinas a consecuencia de la influencia de alguna o varias de estas presiones antrópicas, es un fenómeno cuya

frecuencia e intensidad se ha incrementado considerablemente en las últimas décadas. Las angiospermas marinas (y en especial, *Posidonia oceanica*) tienen una serie de propiedades biológicas que las hacen especialmente vulnerables al impacto de la actividad humana: i) son organismos bentónicos, por lo que no pueden desplazarse frente a condiciones adversas, ii) desarrollan biomásas muy elevadas, por lo que tienen unos requerimientos ecológicos muy elevados, iii) su crecimiento es muy lento y son muy longevas, por lo que su capacidad de respuesta y recuperación ante perturbaciones del medio es bastante limitada, aspecto que se acentúa por la reducida capacidad de reproducción sexual y la escasa



Figura 3.4. Actividades antrópicas susceptibles de generar impacto sobre las praderas: Pesca de arrastre (izda.) y efectos del dragado para la extracción de arena (dcha.) Fotografías: JM Ruiz.

viabilidad de sus propágulos reproductores.

Necesitamos herramientas de control que nos permitan diagnosticar de forma continua el estado de nuestros ecosistemas marinos costeros en relación al creciente impacto de la actividad antrópica. Esto es posible gracias al particular comportamiento de las praderas submarinas frente el impacto de la

actividad humana comentado anteriormente. Esta propiedad, junto con su capacidad de integrar los cambios ambientales a los que están expuestas, les convierte de hecho en uno de los mejores y más eficaces indicadores biológicos del estado de salud y conservación de nuestros ecosistemas marinos.



Figura 3.5. Actividades antrópicas susceptibles de generar impacto sobre las praderas: Vertidos orgánicos procedentes de la acuicultura (izda) y emisario de aguas residuales sobre una pradera (dcha.). Fotografías: JM Ruiz.

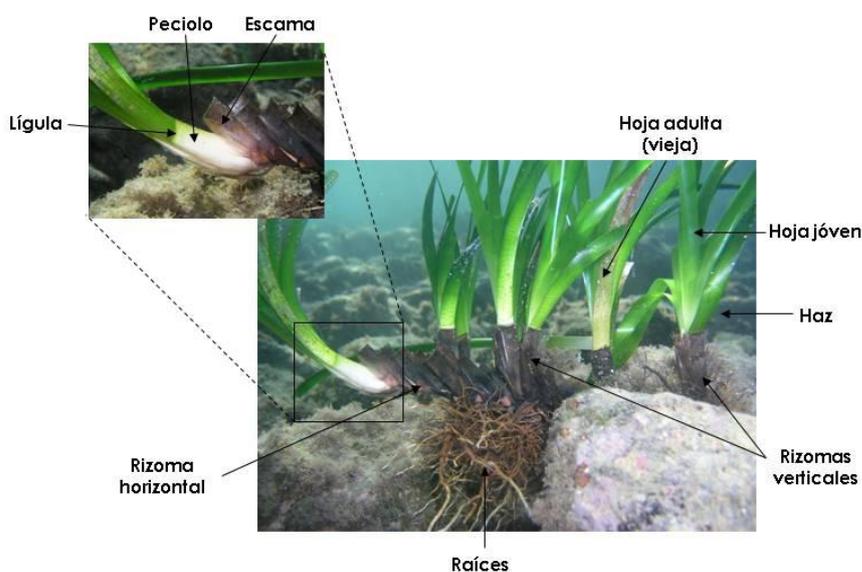


Figura 3.6. Partes diferenciables en un fragmento de *Posidonia oceanica*. Fotografías: JM Ruiz.

3.1 OBJETIVOS GENERALES

1. **Científico:** obtención de datos científicos para conocer la evolución a largo plazo de las praderas de *Posidonia oceanica*. y sus tendencias.

2. **Social:** participación de buceadores voluntarios en las tareas de seguimiento científico, propiciando un acercamiento de los ciudadanos a temas científicos de interés e incrementando el nivel de concienciación medioambiental de la sociedad.

3. **Gestión:** desarrollo de una herramienta de apoyo a la gestión y conservación del medio marino de la Región de Murcia.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Puesta en marcha de una red de seguimiento para determinar la evolución a largo plazo y el estado de salud de las praderas submarinas de la Región de Murcia, mediante la medición de descriptores biológicos adecuados con una frecuencia anual.

2. Seguimiento de la dispersión del alga invasora *Caulerpa cylindracea* en el litoral murciano y sus efectos sobre los hábitats autóctonos, especialmente sobre las praderas de *Posidonia oceanica*.

3. Implantar y coordinar una red de voluntariado que participe en el desarrollo del programa.

4. Desarrollar acciones formativas para los voluntarios de la red de seguimiento que aseguren la calidad científica de los datos obtenidos.

5. Creación de una base de datos con la información obtenida que sea de utilidad para la gestión de los hábitats marinos.

6. Coordinación e intercambio de información y experiencia con otras redes en funcionamiento con vistas a la creación de una red nacional de seguimiento de praderas de *Posidonia oceanica* a lo largo del litoral mediterráneo español (p. ej. POSIMED, <http://www.posimed.org/redes-de-control/html>).

7. Instalación de una red de sensores sumergibles de temperatura que permita la obtención de series temporales de este factor básico del ecosistema e identificar la incidencia de anomalías climáticas relacionadas con el cambio climático global. En relación con este objetivo, se han incorporado macrodescriptores clave del efecto del calentamiento global en los ecosistemas marinos costeros, como la intensidad y frecuencia de los eventos de floración de *P. oceanica*.

Tanto los objetivos generales como los específicos del presente proyecto, y la información derivada de los mismos, están en línea con los de las Directivas Europeas en las que las praderas de angiospermas marinas representan un elemento clave de evaluación del estado de salud de los ecosistemas marinos, que son las Directivas de Hábitat (DH), Marco de Agua (DMA) y Estrategias Marinas (DMEM); igualmente el proyecto entra dentro de los objetivos del Reglamento Europeo para la pesca sostenible en el Mediterráneo, y con los del proceso de implementación de la Aproximación Ecosistémica para la conservación de los ecosistemas marinos mediterráneos, a través del programa MEDPOL del Convenio de Barcelona (UNEP).

Figura 3.7. Pradera de P. oceanica profunda en estado degradado, con elevada carga de epífitos y crecimiento algal a consecuencia de la influencia de vertidos próximos (San Pedro del Pinatar, 26m). Fotografía JM. Ruiz







4

**Estructura del
contenido de
este informe**

En el apartado 5 se presenta el análisis de la evolución y estado de las praderas de *P. oceanica* estudiadas en el proyecto desde 2004. En este apartado se describe la metodología sobre la que se sustenta la Red de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia (ámbito de trabajo, descriptores utilizados y metodologías utilizadas para su análisis) y se presentan y discuten los resultados obtenidos durante la campaña de 2018 (que incluye datos hasta primavera de 2019). Por último, se establece un diagnóstico final sobre el estado de las praderas monitorizadas en el proyecto en base a los descriptores poblacionales utilizados (densidad de haces (al azar y en parcelas fijas) y porcentaje de cobertura. Como novedad en la presente edición se incluye la realización de un índice de estado ambiental (IEA) para la evaluación del estado ambiental y clasificación en categorías según las directrices establecidas por la Directiva Marco Estrategias Marinas.

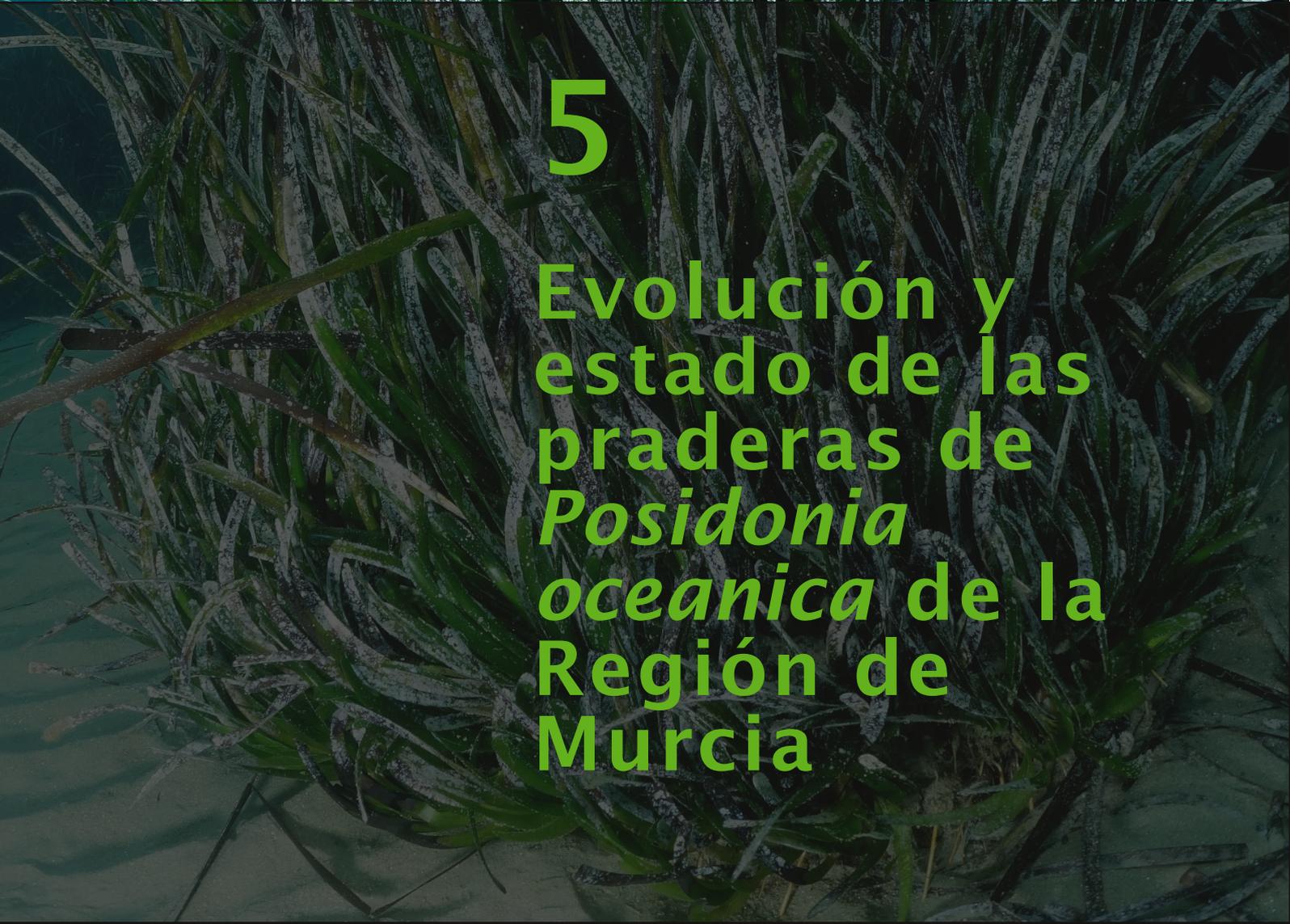
Como ya se ha comentado anteriormente, en los últimos años se han incorporado en el proyecto otros aspectos relevantes relacionados con el estado de salud y conservación de las praderas, cuya variabilidad temporal podría estar relacionada con procesos de cambio global, como el calentamiento del agua costera o la propagación de especies invasoras. Concretamente, además del seguimiento en continuo de la temperatura de las masas de agua a través de una red local de sensores sumergidos se han incluido dos macro descriptores relacionados con los procesos mencionados: la intensidad de floración de *P. oceanica* y la abundancia del alga invasora *C. cylindracea*. Los resultados de estos nuevos descriptores, así como los detalles metodológicos de su medición, se presentan en los apartados 6 (floración de *P. oceanica*), 7 (seguimiento de *C. cylindracea*) y 8 (registros de temperatura) del presente informe. En el apartado 9 se presentan las principales conclusiones del proyecto en su edición de la anualidad 2018. En el apartado 10 se indica la bibliografía relacionada y en el apartado 11, con el fin de valorar por primera vez el impacto de los resultados del proyecto a nivel científico y social, se muestran los principales hitos

de la producción científica generada a lo largo de la trayectoria de todo el proyecto en términos de publicaciones en revistas científicas, libros, tesis doctorales, TFM's, proyectos relacionados, divulgación, etc.



5

Evolución y estado de las praderas de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia



5.1 METODOLOGÍA

5.1.1 Red de seguimiento: planteamiento general

La red de seguimiento de *Posidonia oceanica* consiste en una red de estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del litoral de la Región de Murcia que el equipo científico-técnico del IEO visita cada año para realizar un muestreo para la **determinación del estado ambiental** de las praderas, mediante la medición de una serie de descriptores indicadores de dicho estado.

Una característica singular del proyecto es que está abierto a la **participación ciudadana**, a través de centros de buceo y buceadores voluntarios quienes, tras una adecuada formación, colaboran en la realización de una parte de dichos muestreos. De esta forma los ciudadanos contribuyen directamente en la parte científico-técnica del proyecto (obtención de datos), a la vez se involucran de forma activa en la problemática de la conservación del hábitat.

Para que un programa de estas características sea viable desde el punto de vista científico se deben cumplir una serie de requisitos básicos:

1. Abarcar **escalas temporales** lo suficientemente **amplias** como para contemplar los cambios y evaluar con cierta base científica su significación y dirección. Los resultados obtenidos tras más de 15 de años de Red de Seguimiento indican que en el caso de *P. oceanica*, son necesarias **series temporales con un mínimo de 10 años**, de manera que se contemplen las variaciones cíclicas naturales de las praderas para poder establecer diagnósticos de estado fiables. Una escala de observación demasiado pequeña puede dar diagnósticos erróneos del estado de las praderas.

2. Contemplar una **amplia red de puntos** que incluya diferentes condiciones ambientales (profundidad, exposición al oleaje, proximidad de ramblas, etc.), así como tipos de impactos locales (puertos, arrastre, desaladoras, granjas marinas, etc.). De esta forma podremos discernir entre los cambios originados por la actividad humana de los que son originados por factores naturales regionales o globales (p. ej. climáticos).

3. Los datos deben ser obtenidos mediante muestreos y **metodologías robustas** y eficaces, que sean estandarizables y fácilmente reproducibles y que permitan con escaso error la comparación de resultados obtenidos por diferentes muestreadores o en diferentes áreas geográficas.

4. Los muestreos consistirán en la obtención de una serie de parámetros o **descriptores** de fácil medición que nos permitan hacer un diagnóstico general del estado ecológico de las praderas de acuerdo con la hipótesis de trabajo planteada (ver más abajo): densidad de plantas (haces) por metro cuadrado, porcentaje de cobertura vegetal que coloniza el fondo marino, dinámica del sedimento o abundancia de especies clave de fauna (erizos, holoturias o nacras).

5. **Fiabilidad de los datos** para su utilización con fines científicos y de gestión en los procesos de decisión política que afectan a la ordenación de la actividad humana en el litoral. Para ello será necesario cuidar el grado de formación de los buceadores voluntarios participantes y controlar la rigurosidad con que éstos aplican los métodos de medición empleados (mediante, por ejemplo, el establecimiento de controles de medición).

5.1.2 Red de estaciones de muestreo y plan de trabajo

La red de seguimiento de la Región de Murcia en el año 2018 se compone de un total de 19 estaciones de muestreo, cuya localización se indica en el mapa de la Figura 5.1. Estas estaciones se distribuyen a lo largo de todo el litoral murciano, abarcan todo el rango de distribución geográfica y batimétrica de la especie y son representativas de tramos de costa con distinta orientación e inclinación, con distinta tipología de substrato (fondos arenosos y rocosos). En tres estaciones se realiza además un seguimiento más detallado de la evolución del alga invasora *Caulerpa cylindracea* desde 2007 para determinar la posible interacción a largo plazo entre el alga y la pradera (círculos amarillos en Figura 5.1).

Plan de trabajo

Como en todas las ediciones, el proyecto se pone en marcha a partir de cuando se recibe la subvención

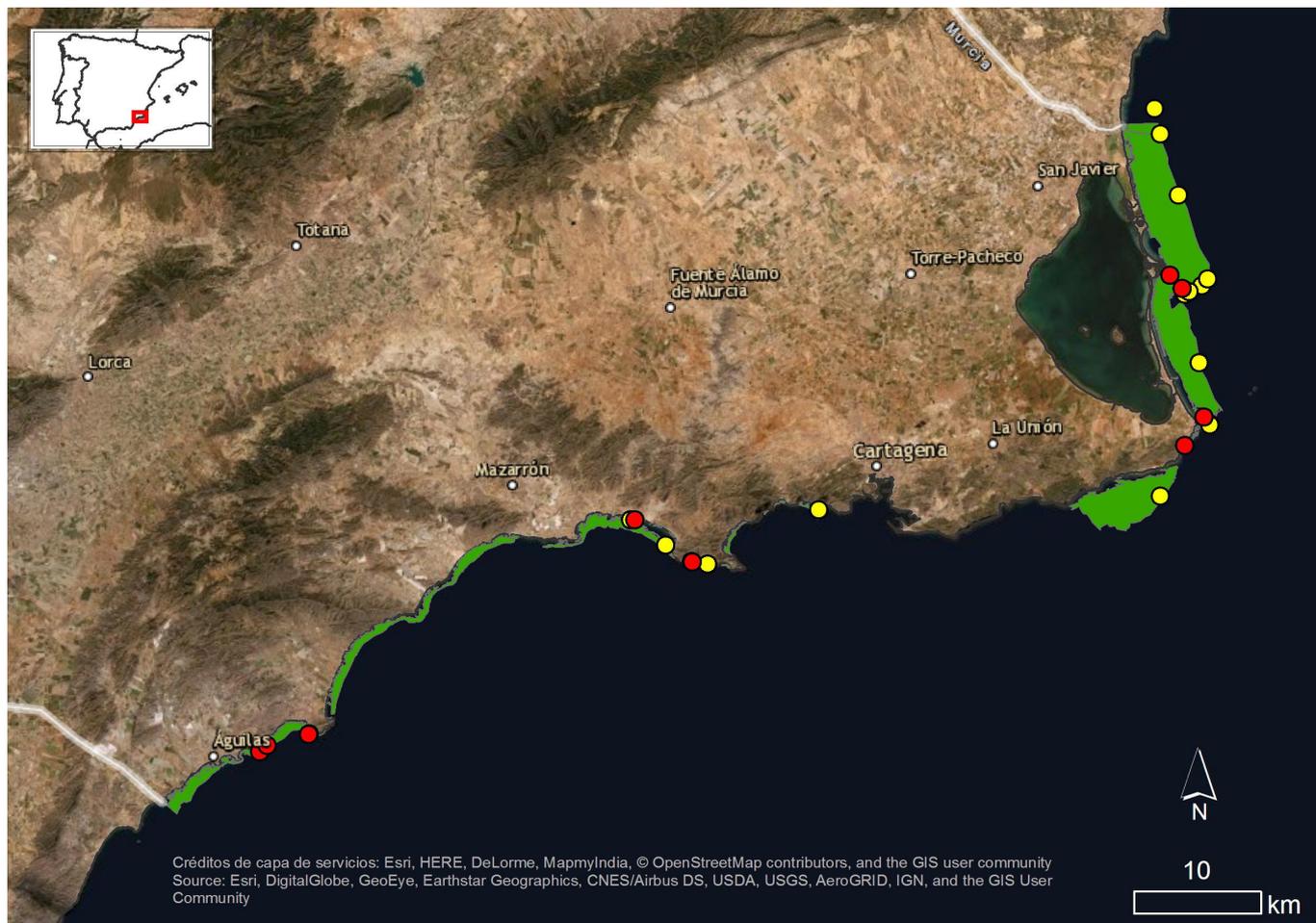


Figura 5.1. Distribución de las estaciones de muestreo a lo largo del litoral de la Región. En verde la pradera de *Posidonia oceanica*.

correspondiente por parte de la CARM, lo que ocurrió en el mes de noviembre de 2018. A partir de ese momento se inicia el proyecto con las siguientes actividades:

- Establecimiento del calendario de charlas formativas y salidas al mar con indicación de los clubes o centros de buceo responsables de la actividad en cada sitio.

- Reunión de coordinación en el Centro Oceanográfico de Murcia con los representantes de los centros y clubes de buceo participantes en el proyecto para la aprobación del calendario definitivo y para concretar aspectos de organización y coordinación.

- Convocatoria de participación en las salidas de

muestreo a través de redes sociales.

- Difusión del proyecto:

- Tríptico explicativo del proyecto.
- Página web de la Dirección General de Ganadería y Pesca (www.carm.es) de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y de la FASRM.
- Página web del Centro Oceanográfico de Murcia (www.mu.ieo.es).
- Página web de los centros de buceo participantes y de la Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia.
- Centros públicos de investigación.

- Artículos de Prensa.
- Conferencias divulgativas.
- Redes sociales: @redposidoniamurcia

Posteriormente, a partir de diciembre el equipo del Centro Oceanográfico de Murcia comenzó las visitas a las estaciones de muestreo con el objetivo de supervisar el estado de las mismas y realizar la medidas de algunos de los descriptores definidos de *P. oceanica* (densidad de haces en parcelas fijas, inflorescencias y posición de los límites de la pradera). Durante el mes de marzo de 2019 se llevaron a cabo las salidas con los centros de buceo y buceadores voluntarios siguiendo el calendario previsto. Estas salidas fueron utilizadas para la realización simultanea, cuando fue posible, de los muestreos por parte del equipo científico destinados al recuento de haces al azar, porcentaje de cobertura y abundancia de *C. cylindracea*. Finalmente, ente abril y mayo de 2019 se realizaron una serie de salidas adicionales para completar el muestreo de las estaciones en los casos que fuera necesario y llevar a cabo el mantenimiento y recambio de sensores sumergibles de temperatura. Durante esta edición el equipo técnico ha desarrollado un total de 63 salidas al mar, de las cuales 14 incluyeron la participación de centros de buceo y buceadores voluntarios.

5.1.3 Descriptores del estado de las praderas

Los detalles sobre el tipo de descriptores empleados, su definición, medición y técnica de muestreo se explican más extensamente en el manual del voluntario (“Las praderas de *Posidonia* en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental”) disponible en la página web del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (www.carm.es) y la del Centro Oceanográfico de Murcia (www.mu.ieo.es). A continuación, se detallan de forma muy sintética (consultar los detalles metodológicos en la mencionada publicación).

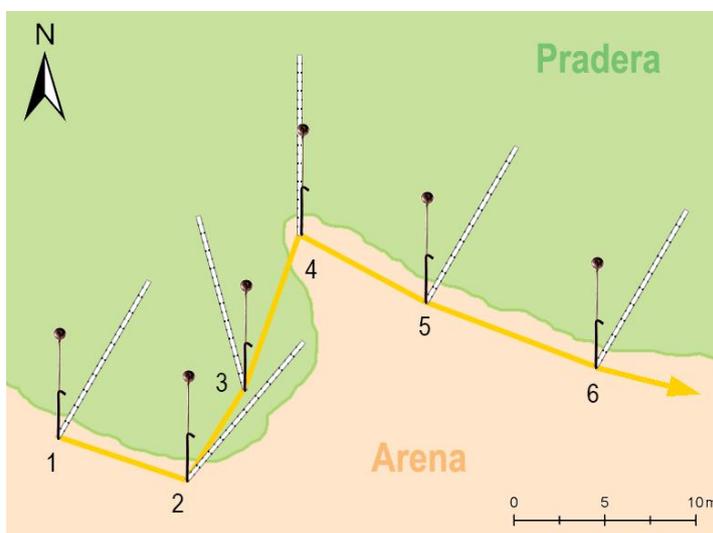
Los descriptores seleccionados son:

a. Posición de los límites (superior/inferior) de la pradera.

b. Densidad de haces (haces m⁻²) en cuadrados de 0,04 m² colocados al **azar** dentro de manchas vivas de *P. oceanica*.

c. Densidad de haces en cuadrados permanentes de 0,16 m². Esta medida se realiza desde 2007 y constituye un método alternativo y complementario a las mediciones obtenidas mediante cuadrados al azar en manchas, que permite medir de forma exacta

Figura 5.2. Ejemplo de disposición de las piquetas (puntos de muestreo) en las estaciones de la red de seguimiento, el esquema corresponde a la estación de Cala Cerrada profunda.



el crecimiento neto de la población de haces.

d. Porcentaje de cobertura de sustrato ocupado por manchas vivas *P. oceanica* en cuadrados de 0,16 m². En estos cuadrados se realiza el recuento de algunas especies de macroalgas (*Caulerpa cylindracea*) y macrofauna.

e. Presencia y cuantificación de inflorescencias de *P. oceanica*.

f. Grado de enterramiento de los haces (\pm cm).

g. La abundancia de macrofauna (erizos, holoturias, espirógrafos ó poliquetos tubícolas y nacras).

Por cuestiones prácticas, y con el ánimo de hacer este informe lo más comprensible posible, para la valoración de las praderas solo se emplean los descriptores b, c y d, cuyos resultados se muestran en el apartado 5. Los resultados del descriptor e (inflorescencias) se muestran en el apartado 6 y los relativos al alga invasora *C. cylindracea* en el apartado 7. Los resultados obtenidos con el descriptor g, en concreto los de la nacra (*Pinna nobilis*) han sido analizados en una colaboración con el grupo de expertos nacional de la especie (ver apartado 11; Vázquez-Luis et al., 2017).

En cada estación hay 6 puntos de muestreo separados unos 5-7 m entre sí indicados cada uno con una piqueta o barra metálica clavada en el sustrato y numerada (figura 5.2). En cada piqueta se realizan mediciones de los descriptores mencionados, de forma que el número total de réplicas por descriptor y estación queda de la siguiente forma:

- 9-12 medidas al azar de la densidad de haces utilizando cuadrados de 20x20 cm (0,04 m²).
- 6 recuentos exactos del número de haces realizados en cuadrados fijos de 40x40 cm (0,16 m²).
- 6 réplicas del porcentaje de cobertura de las manchas de pradera mediante estimaciones semi-cuantitativa (0-100%) del grado de recubrimiento del sustrato realizadas en cuadrados de 40x40 cm situados cada metro a lo largo de un transecto de 10 metros de longitud, colocados con rumbos fijos

a partir de cada piqueta (es decir, 6 transectos/estación).

- 72 réplicas del grado de enterramiento de los haces (12 réplicas/punto de muestreo)
- 9 mediciones al azar del número de inflorescencias en cuadrados de 0,04 m² de superficie.
y 6 mediciones en cuadrados de 0,16m² fijos en cada estación.
- 60 medidas de presencia/ausencia de espirógrafos y holoturias (10 cuadrados/transecto)
- 15 mediciones al azar de abundancia de erizos en cuadrados de 1 m².
- 6 réplicas de abundancia de nacra (en una superficie de 40 m²/transecto, es decir, el 40% de la superficie total de cada estación).

Todas estas mediciones se realizan dentro de una superficie total de 600 m² y se ha comprobado que el grado de replicación es suficiente para asegurar un nivel de exactitud y precisión aceptables, de acuerdo con la variabilidad natural de cada descriptor.

5.1.4. Evaluación del Estado Ambiental de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia

Como punto de partida para la evaluación del estado ambiental de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia se ha utilizado la definición Buen Estado Ambiental (BEA) establecida en la Directiva Marco Estrategias Marinas (DMEM) para los descriptores de estado, y que indica que dicho BEA se alcanza cuando “*los valores de los diferentes descriptores /indicadores de condición o estado de las praderas, su variabilidad, y sus tendencias a largo plazo, analizados tanto por separado como de forma conjunta por índices multimétricos, son similares a los medidos en praderas comparables no alteradas por la influencia de las presiones antrópicas*”. Se establecen dos clases de estado general, subdivididas a su vez en dos subclases cada una:



Aunque el número de descriptores obtenidos en el proyecto es más amplio (ver apartado 5.1.3), para llevar a cabo esta valoración se han utilizado únicamente los descriptores indicadores del estado de las praderas a nivel macroscópico (densidad de haces al azar, densidad de haces en cuadrados permanentes y cobertura). Estos descriptores han demostrado ser indicadores excelentes de los cambios ambientales, y en particular los causados por el hombre. Por otro lado, al tratarse de ecosistemas ingenieros basados en una especie fundadora, su alteración a nivel estructural implica la pérdida de funciones y servicios del ecosistema entero, entre ellas, la biodiversidad de su comunidad asociada.

de *P. oceanica* monitorizadas se realiza a partir de dos criterios básicos derivados de los valores de los descriptores a lo largo de la serie temporal de datos (i) el estado actual de la pradera obtenido a través de la comparación de los valores reales de los descriptores de la pradera respecto a un valor de referencia obtenido de un modelo teórico y (ii) el análisis de la tendencia temporal de estos descriptores. A continuación se describe más detalladamente cada una de estas aproximaciones y como se lleva a cabo la integración de ambos criterios para la valoración final del estado ambiental de la pradera mediante la creación de un índice multimétrico que refleja las clases y subclases definidas por la DMEM.

La valoración del estado ambiental de las praderas



Figura 5.3. Detalle de los boyarines indicando la posición de las piquetas en la pradera. Fotografía: JM Ruiz.

A. Categorización de la densidad de haces al azar y el porcentaje de cobertura en relación a valores de referencia

En ausencia de presiones de origen antrópico, la profundidad (y los cambios que produce en la disponibilidad de luz en el fondo) es el principal factor asociado a los cambios poblacionales y estructurales de las praderas de *P. oceanica*. Conforme esta aumenta y se reduce la luz disponible se produce una reducción natural de la abundancia de la pradera que es observable a través de los descriptores de densidad y cobertura. Para la obtención de valores de referencia de estos descriptores en las praderas de *P. oceanica* de la región de Murcia se desarrolló un modelo teórico a partir de una amplia base de datos propia. Esta base de datos incluye información de multitud de praderas (más de 600 puntos de muestreo) en condiciones ambientales pocas o nada alteradas y representa por tanto la variación natural espacio-temporal de los descriptores en el litoral murciano dentro del rango de profundidades en el que se distribuyen. A partir del valor medio teórico del descriptor obtenido por el modelo se han definido las siguientes **categorías de estado** en función del grado (porcentaje) de desviación de dicho valor medio ($\pm 15\%$, $\pm 45\%$), a cada una de las cuales se le asigna un **valor categórico** entre 0 (normal) y ± 2 (muy alto/muy bajo):

Muy bajo (-2): valor real < (valor teórico medio) -45%

Bajo (-1): (valor teórico medio) -15% < valor real < (valor teórico medio) -45%

Normal (0): (valor teórico medio) -15% < valor real < (valor teórico medio) + 15%

Alto (+1): (valor teórico medio) +15% < valor real < (valor teórico medio) +45%

Muy Alto (+2): valor real > (valor teórico medio) +45%

El término “valor real” se refiere al valor medio del descriptor obtenido en el punto de muestreo. A continuación, se presentan en gráficas los modelos teóricos para cada descriptor, donde se incluye su función de ajuste así como la representación de los límites de las 5 categorías establecidas.

Modelo teórico para el descriptor densidad de haces en cuadrados de 0,04 m²

Para la variable densidad de haces el modelo obtenido por medio de una función exponencial negativa muestra un ajuste elevado ($R^2 = 0,96$) con la base de datos empleada. Dicho modelo refleja la reducción que de forma natural se produce en la densidad de plantas de las praderas con el aumento de la profundidad.

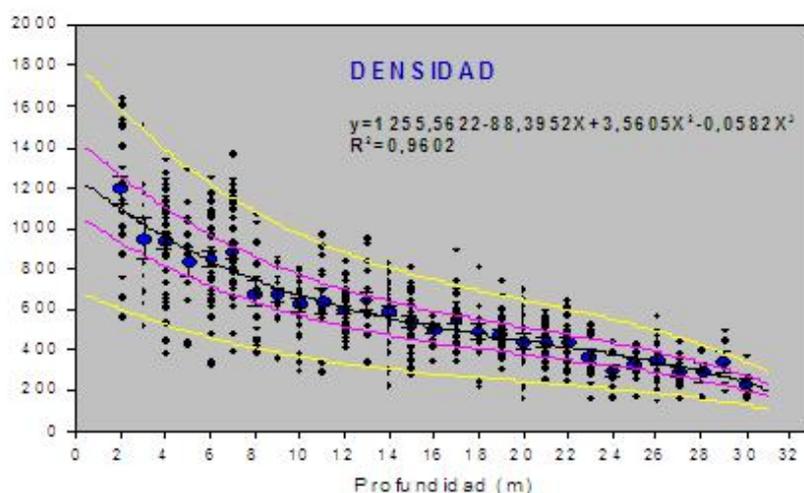
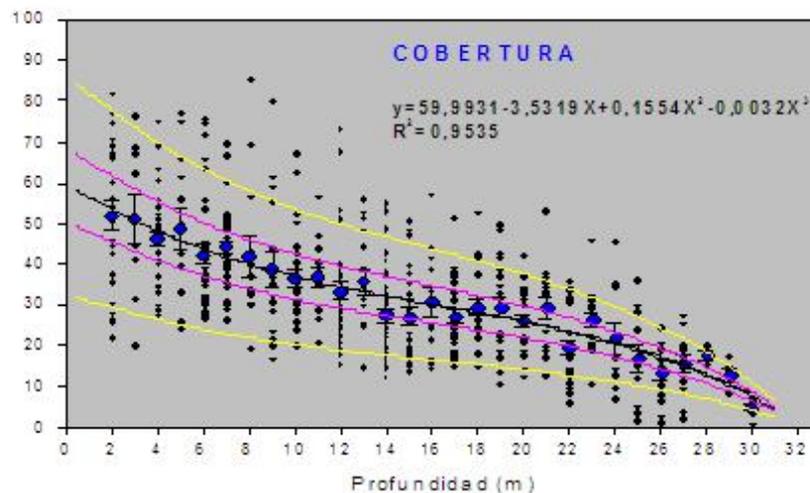


Figura 5.4. Modelo teórico (función exponencial) generado a partir de las bases de datos del GEAM-IEO para la categorización de la variable densidad de plantas.

Modelo teórico para el descriptor cobertura de pradera

El modelo teórico obtenido para la variable cobertura de pradera muestra a través de una función polinomial un ajuste menor ($R^2 = 0,95$) que el obtenido para el descriptor densidad de haces. El modelo describe una disminución de la cobertura de pradera con el aumento de la profundidad con pendientes menores, y por lo tanto, reducciones de las variables menores en el rango de profundidades intermedias comprendidas entre los 10 m y 20 m de profundidad.

Figura 5.5. Modelo teórico (función exponencial) generado a partir de las bases de datos del GEAM-IEO para la categorización de la variable cobertura



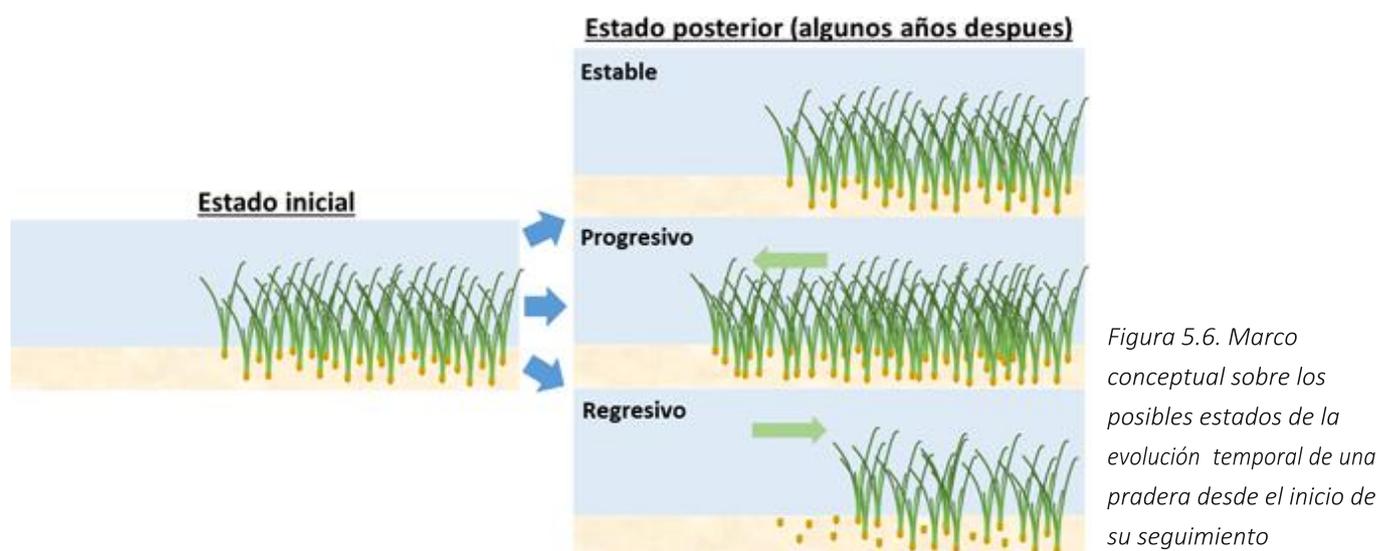
B. Evolución temporal de la densidad de haces, dinámica poblacional y porcentaje de cobertura

Tal y como se contempla en la figura 5.6, en un marco conceptual general sobre la evolución temporal de los descriptores y su tendencia a largo plazo se pueden contemplar tres estados diferenciales, a saber:

1. **Estable:** no hay variaciones significativas de los descriptores entre años, o bien hay cambios significativos entre años (dinámica fluctuante), pero la pendiente de la tendencia de la serie temporal es igual a cero. El crecimiento neto de la población es cero o muy próximo a cero, es decir, no ha habido un cambio desde el inicio de la serie temporal.

2. **Progresivo:** hay variaciones significativas de los descriptores entre años con una pendiente positiva de la tendencia de toda la serie temporal, lo que indica que ha habido un crecimiento neto de la población, es decir, las manchas de pradera son más densas y/o presentan mayor recubrimiento del sustrato, en comparación con el inicio de la serie temporal.

3. **Regresivo:** hay diferencias significativas de los descriptores entre años con una pendiente negativa de la tendencia de toda la serie temporal, lo que indica que ha habido un crecimiento neto negativo de la población, es decir, las manchas de pradera son menos densas y/o presentan menor grado de recubrimiento del sustrato con respecto al inicio de la serie temporal.



Para el cálculo de la tendencia temporal de los descriptores de pradera seleccionados (densidad al azar, densidad en cuadrados fijos y porcentaje de cobertura) se han utilizado dos aproximaciones distintas:

- Estimación del signo y magnitud de la **tendencia** de la serie temporal del descriptor mediante el cálculo del coeficiente de correlación no paramétrica “**tau de Kendall**” (Kendall- τ) a partir de toda la serie temporal. Se trata de un estadístico empleado para determinar la asociación entre dos medidas por medio de un índice de concordancia. Los valores posibles del índice van de -1 (el valor del descriptor disminuye con los años: **tendencia regresiva**) a 1 (el valor del descriptor aumenta con años: **tendencia progresiva**), donde el signo del coeficiente indica la dirección de la relación entre variables, y su valor absoluto indica la magnitud de dicha relación, de manera que los mayores valores absolutos indican relaciones más fuertes. Los cálculos son realizados mediante el empleo del software STATISTICA v3.0. Con el fin de asignar un diagnóstico de la tendencia del descriptor, se contemplarán las siguientes **categorías de Kendall- τ** (las divisiones son arbitrarias):

Progresivo alto: valores superiores a +0,45

Progresivo bajo: valores entre +0,15 y 0,45

Estable: valores entre +0,15 y -0,15

Regresivo bajo (-1): valores entre -0,15 y -0,45

Regresivo alto (-3): valores inferiores a -0,45

- Estimación del crecimiento neto anual de la población o porcentaje de cambio neto anual (CNA). El crecimiento neto es calculado para cada par de valores medios obtenidos en dos años sucesivos de la siguiente forma:

$$\text{Crecimiento neto / año (\%)} = (n_f - n_i) \times 100 / n_i \times (365 / P)$$

En el caso de la densidad de haces y el porcentaje de cobertura, ni y nf son, respectivamente, el valor medio del descriptor obtenidos en dos muestreos anuales sucesivos, y P es el número de días entre ambos muestreos. El promedio de todos los CNAs obtenidos para cada año de la serie temporal representa el **crecimiento medio anual** de todo el periodo de seguimiento (2004-2019 en el caso de la densidad de haces al azar y cobertura, y 2007-2019 en el caso del número de haces en cuadrados permanentes). El sumatorio de los CNAs de todo el periodo es el **crecimiento neto total** del descriptor en dicho periodo. Valores positivos indican un balance neto positivo de la variación temporal del descriptor (incremento neto; población con tendencia **progresiva**) y los valores negativos un balance neto negativo respecto al número inicial de haces del periodo P (población con tendencia **regresiva**). Un valor medio igual a cero (o cuyo error o desviación estándar se solapa con cero) representa una población en equilibrio o **estable**. Con el fin de asignar un diagnóstico del estado de la pradera basado en el crecimiento neto total del descriptor, se contemplarán las siguientes **categorías** de esta variable (las divisiones son arbitrarias), con sus correspondientes **valores categóricos**:

Progresivo alto: valores superiores al 45%

Progresivo bajo: valores entre 45 y 15%

Estable: valores entre +15 y -15%

Regresivo bajo: valores entre -15 y -45%

Regresivo alto: valores inferiores a -45%

C. Valoración del estado de conservación de las pradera de *P. oceanica* a través de un índice multimétrico

La construcción de índices multimétricos para la valoración ambiental de hábitats y/o ecosistemas ha sido una herramienta previamente utilizada con éxito en el marco de programas de seguimiento del medio marino que incluyen praderas de *P. oceanica*, como por ejemplo la Directiva Marco del Agua. Estos índices integran el conjunto de variables o descriptores utilizados en el seguimiento en una escala única que aglutina las respuestas registradas. La valoración del estado ambiental se lleva a cabo a través de la estima de la desviación del estado actual respecto a unas condiciones de referencia en dicha escala única.

Partiendo de esta metodología, en la presente edición del proyecto, tal y como ya se hizo en 2016, se ha desarrollado un índice multimétrico para establecer una valoración del estado ambiental de las praderas de la Región de Murcia. El **cálculo de este índice** se ha realizado utilizando como variables/descriptores (i) los **valores** asignados a cada **categoría** derivada de la de los **valores medios para toda la serie histórica** con los valores de referencia en función de la profundidad de los descriptores de densidad y cobertura y (ii) las **tendencias** de dichos descriptores expresadas a través de los valores del coeficiente tau de Kendall y el **crecimiento neto total** en cada una de las estaciones de muestreo.

Para establecer unas condiciones de referencia realistas dentro del contexto geográfico de praderas de la Región de Murcia se construyó una estación de muestreo virtual, denominada “estado ambiental óptimo” que contenía los valores máximos de categorización y tendencia registrados en el conjunto de praderas estudiadas. Es decir, representaba el mejor estado ambiental posible en el ámbito de las praderas del litoral murciano. Para completar este marco de referencia se creó también una estación virtual denominada “estado ambiental pésimo” construida a partir de los valores mínimos de los descriptores.

Posteriormente, para combinar en una escala única los valores de los descriptores estimados en todas las estaciones de muestreo, incluidas las dos de referencia, se llevó a cabo un análisis multivariante de

ordenación (análisis de componentes principales, ACP). Los valores finales de cada estación de muestreo en el primer eje de la ordenación se corresponden con una primera estima de su estado ambiental. El diagnóstico final sobreviene finalmente expresado en relación a la desviación de estos valores respecto a las condiciones de referencia, que se define como **Índice de Estado Ambiental (IEA)** y se calcula a través de la siguiente fórmula:

$$IEA_x = (V_x - V_{pésimo}) / (V_{óptima} - V_{pésimo})$$

donde IEA_x es el valor del índice en la estación X, V_x es el valor de dicha estación sobre el primer eje del análisis de ordenación, y $V_{óptimo}$ y $V_{pésimo}$ representan el valor de las estaciones virtuales sobre dicho eje de ordenación.

Como resultado de estos cálculos se obtuvo un índice cuyos valores oscilan de 0 a 1, siendo 0 el estado ambiental más desfavorable y 1 el más favorable. Los valores del índice son finalmente traducidos en las dos grandes categorías de estado: Buen Estado Ambiental (BEA) y Sub-BEA y cuatro clases definidas por la DMEM. A la clase más desfavorable (Destrucción-perdida irre recuperable) se le asignó un rango arbitrario de 0 a 0,10. El resto de límites entre clases se obtienen por la división del rango restante (0,11-1) en 3 niveles de igual amplitud (Figura 5.7).

IEA	CLASE	CATEGORÍA DE ESTADO
0-0,10	Destrucción-pérdida irre recuperable	Sub - BEA
0,11-0,4	Desviación no aceptable de CR	
0,41-0,71	Desviación aceptable de CR	BEA
0,72-1	Condición de referencia	

Figura 5.7. Clases y categorías de estado de la DMEM asignadas a cada uno de los rangos definidos del Índice de Estado Ambiental (IEA).

5.1.5 Participación de buceadores voluntarios: formación y control de la calidad de los datos

Previamente a la salida de muestreo, a los buceadores participantes se les imparte una clase de formación mediante la cual reciben los conocimientos teórico-prácticos necesarios para la realización de las mediciones en las estaciones de muestreo. Esta clase se imparte justo el día antes de la salida de muestreo para que los conocimientos recibidos tengan el efecto deseado en el rigor de las mediciones y, por tanto, en la fiabilidad de los datos obtenidos. La charla de formación se imparte con

medios audiovisuales y está estructurada de la siguiente forma:

1ª Parte: aspectos teóricos sobre la ecología de las praderas de fanerógamas marinas, su importancia ecológica y las principales amenazas que causan su regresión en el Mediterráneo, incluyendo la invasión del alga tropical *Caulerpa cylindracea*.

2ª Parte: explicación del diseño de muestreo en la estación de seguimiento y de los descriptores y su medición. Reparto de material de muestreo y familiarización con el mismo. Toma y anotación de los datos de campo.

3ª Parte: clase práctica de la medición de los descriptores y simulación del protocolo de muestreo.

Como complemento para ayudar a la comprensión de la charla se utiliza material audio visual así como una maqueta de una pradera de *P. oceanica* que permite simular las diferentes situaciones y problemas con las que el buceador-muestreador puede encontrarse a la hora de realizar las mediciones en una situación real. La duración de la charla es de aproximadamente 1,5 horas y aporta a los buceadores voluntarios un conocimiento general de la ecología y biología de las praderas de fanerógamas marinas y una idea bastante clara de las tareas a realizar tal y como se demostraba posteriormente en las salidas al mar.

Teniendo en cuenta que los buceadores voluntarios participantes son en su mayoría personas completamente ajenas a las disciplinas de biología y ecología marina, es obvio que el efecto de una única charla de formación no asegura la aplicación

correcta de las explicaciones recibidas para la medición de los descriptores en el mar. Por lo tanto, se realiza siempre una demostración y supervisión *in situ*; una vez que los buceadores voluntarios se encuentran en su punto de muestreo (es decir, en la piqueta con su número correspondiente) un miembro del equipo técnico les hace, previamente a las mediciones, una demostración del método de medición. Una vez realizada la demostración los buceadores voluntarios se quedan solos realizando las mediciones, aunque posteriormente reciben visitas sucesivas del monitor para comprobar que continúan aplicando los métodos de forma correcta. Posteriormente, los datos obtenidos por los voluntarios son contrastados con medidas control realizadas por el equipo científico y se aplican filtros estadísticos para determinar qué datos son válidos y cuáles deben ser rechazados.



Figura 5.8. Salida con voluntarios en Cabo Palos con el C. B. Planeta Azul. Fotografía JM. Ruiz



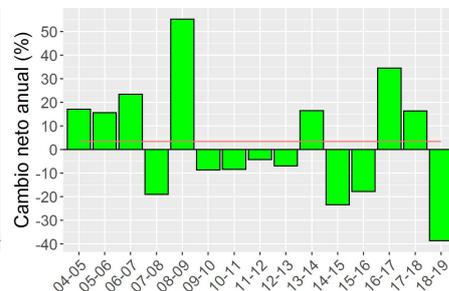
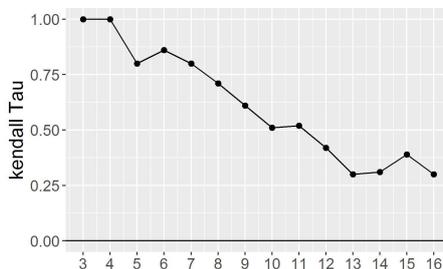
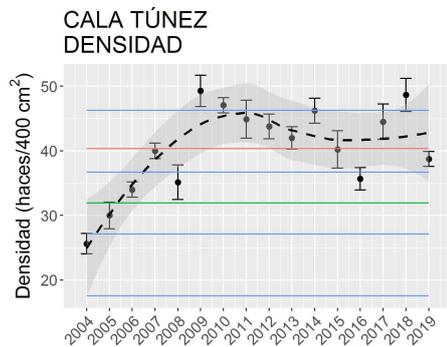
Figura 5.9. Buceadores voluntarios en un muestreo en la pradera de Calabardina.



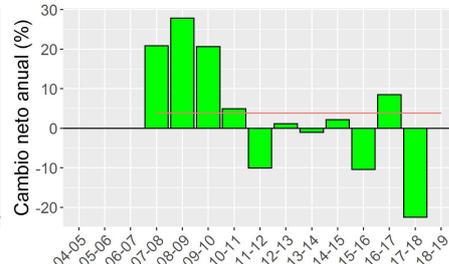
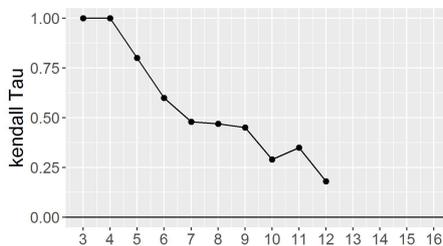
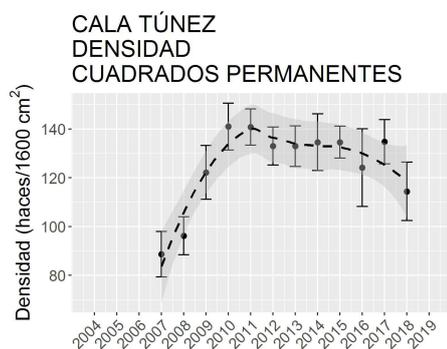
5.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del total de 19 estaciones analizadas en el presente informe, en 9 de ellas se dispone de una serie temporal de 16 años (muestreadas desde 2004), 4 estaciones presentan series temporales de 15 años (muestreadas desde 2005), 1 estación está siendo muestreada desde el año 2006 (serie temporal de 14 años), 3 estaciones desde 2007 (serie temporal de 14 años) y 2 estaciones empezaron a ser muestreadas en 2012 (serie temporal de 8 años).

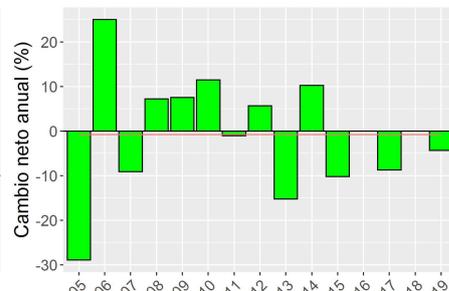
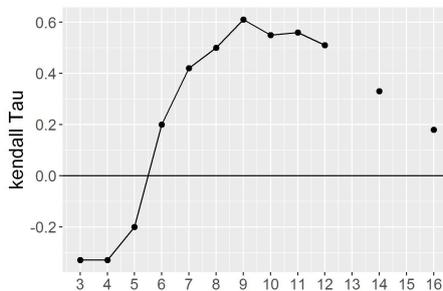
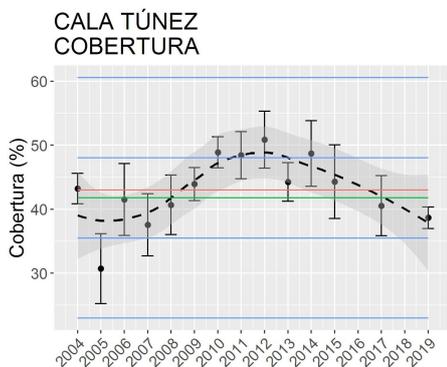
5.2.1 Categorización y tendencias temporales de los descriptores en cada estación de muestreo



Número de años de la serie temporal



Número de años de la serie temporal



Número de años de la serie temporal

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptors en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

(CABO DE PALOS, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 8m



Figura 5.10. Cala Túnez (-7m). Detalle de la pradera de Cala Túnez donde se aprecia piqueta de muestreo y transecto de unión entre piquetas. Fotografía: JM Ruiz.

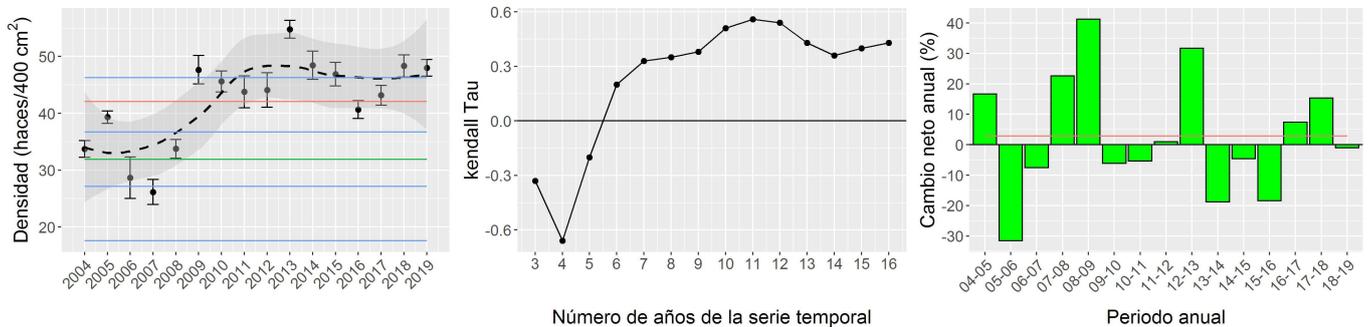
La **densidad de haces** muestra una tendencia general progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,30$; $p > 0,05$), con un valor medio que evoluciona desde valores bajos al principio de la serie temporal hasta alcanzar valores altos-muy altos en 2009, y manteniéndose a partir de este año dentro de categorías altas. Durante este periodo, los porcentajes de cambio anual fluctuaron entre valores positivos y negativos, siendo el valor medio levemente positivo (+3,4%). El valor medio de la densidad de haces para toda la serie temporal se sitúa muy por encima del valor medio predicho por el modelo teórico (categoría +1 = alta). En resumen, la densidad de haces ha mostrado una categoría de estado alta (+1), una tendencia interanual progresiva baja y un crecimiento total del periodo de 51,2%, es decir, progresivo alto (+2).

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** mostró un marcado incremento entre 2008-2011, estabilizándose posteriormente. Debido a esta estabilización, la $K\text{-Tau}$ muestra una reducción progresiva con el tiempo llegando en 2019 a una tendencia progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,18$; $p > 0,05$). El cambio neto anual en 2019 ha mostrado valores de crecimiento negativo marcado (-22,5%) si bien, la media para toda la serie histórica es positiva (3,82%) y el crecimiento total para todo el periodo es del +29%, es decir, progresivo bajo.

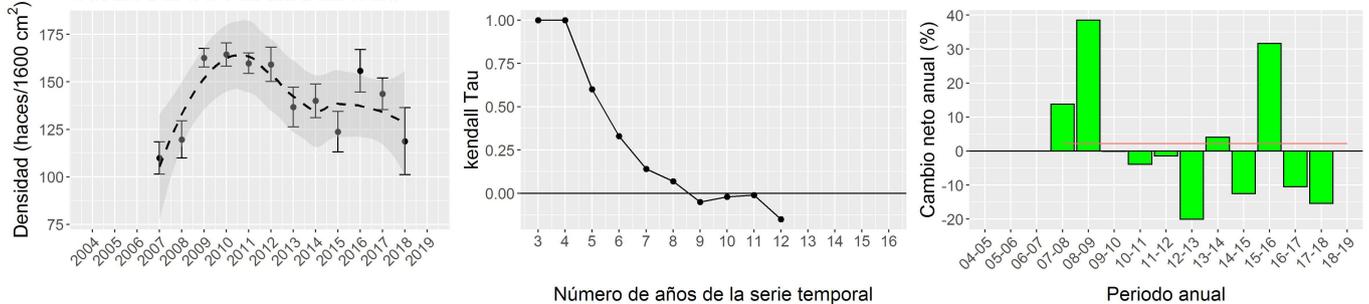
El valor medio del **porcentaje de cobertura** de la serie histórica varía entre valores de las categorías bajo (-1) y alto (+1), con un valor medio de toda la serie dentro de la categoría normal (0). Los valores de tendencia (Tau de Kendall) muestran valores que se van suavizando y estabilizando en los últimos años y con un porcentaje medio de cambio neto anual para toda la serie que se considera estable, al ser muy próximos a cero. El crecimiento total es ligeramente negativo (-10,5%), pero sin apenas diferencias entre el estado inicial (2004) y el final (2009), por lo que en términos generales tiene una tendencia estable.

E3 CALA ESCALERA - SOMERA

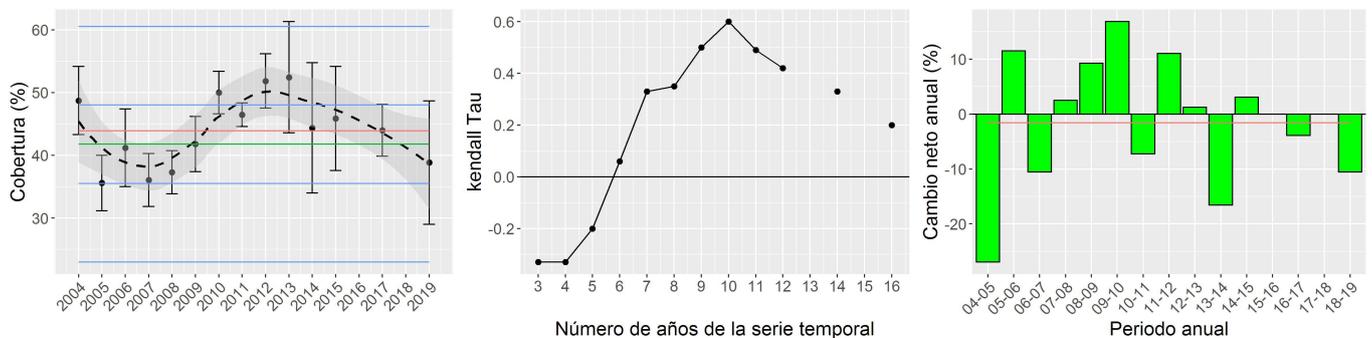
CALA ESCALERA SOMERA
DENSIDAD



CALA ESCALERA SOMERA
DENSIDAD
CUADRADOS PERMANENTES



CALA ESCALERA SOMERA
COBERTURA



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E3 CALA ESCALERA - SOMERA

(CABO DE PALOS, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 7m



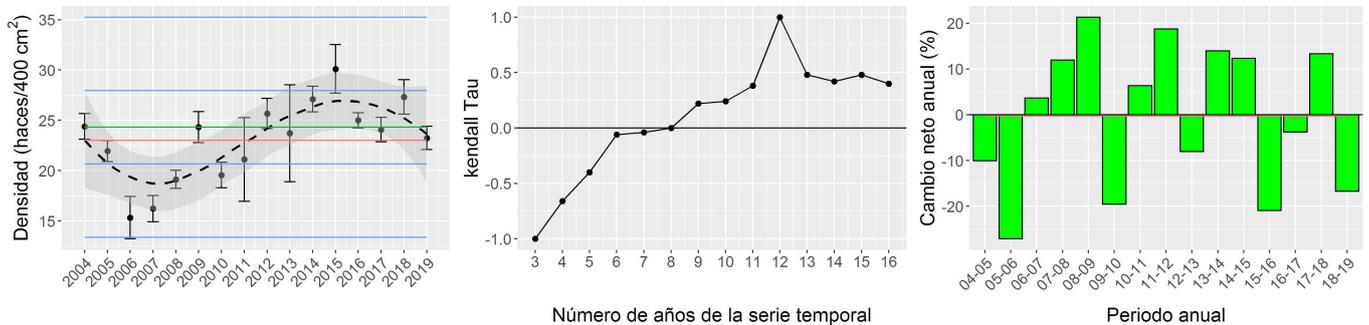
El valor medio de la **densidad de haces** en esta pradera muestra una tendencia general progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,43$; $p < 0,05$) pasando de valores normales al principio de la serie a valores medios altos-muy altos durante los últimos 10 años (categoría alta (+1) para la media de toda la serie). Esta tendencia se traduce en valores estables de la tasa promedio de cambio anual de la serie (+2,8%). En particular para 2019, la densidad de haces se muestra dentro de la categoría muy alta, con una tendencia (tau Kendall) progresiva alta y una tasa de crecimiento neto para todo el periodo estable.

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** muestra una tendencia regresiva baja ($K\text{-Tau} = -0,15$; $p > 0,05$) pero con valores próximos a la estabilidad. La tasa de cambio anual en 2019 es ligeramente negativa -15,4% pero el crecimiento neto total muestra valores estables para todo el periodo (+8,0%).

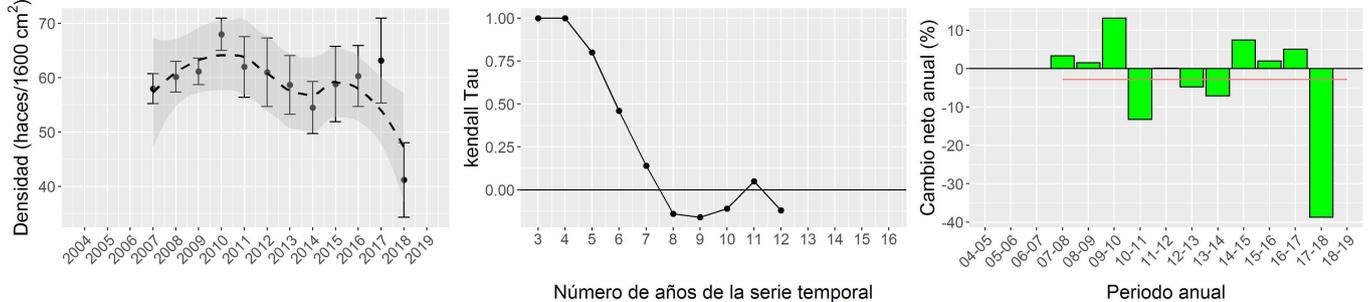
La **cobertura** de esta pradera ha fluctuado a lo largo de la serie histórica entorno a la media teórica, con un valor medio en la categoría normal (0). Este descriptor muestra en 2019 una tendencia progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,20$; $p < 0,05$) y un crecimiento neto promedio de la serie de -1.6% (estable).

E5 CALA CERRADA - SOMERA

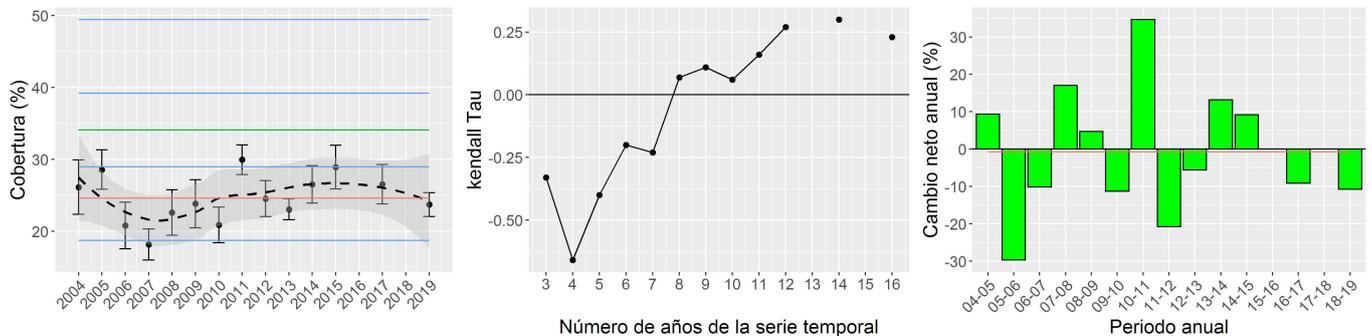
CALA CERRADA SOMERA DENSIDAD



CALA CERRADA SOMERA DENSIDAD CUADRADOS PERMANENTES



CALA CERRADA SOMERA COBERTURA



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E4 CALA CERRADA - SOMERA

(CABO TIÑOSO, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 12m



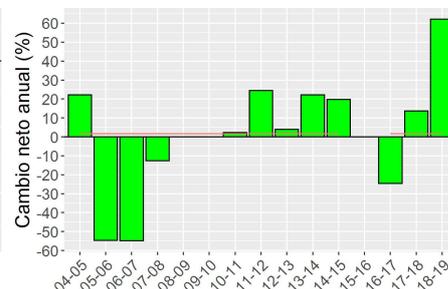
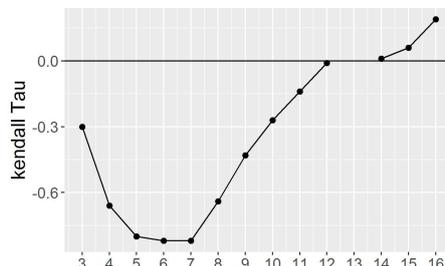
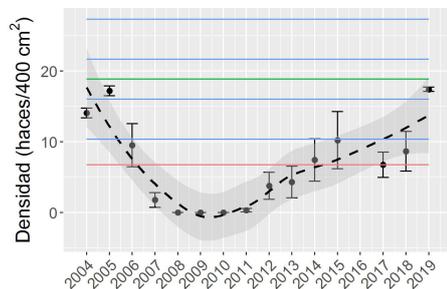
El valor medio de la **densidad de haces** de la serie histórica se encuentra muy próximo a la media teórica estimada para esta pradera. Este indicador presenta cierta fluctuación, evolucionando desde categoría normal-bajo a alto, con valores medios en 2019 similares a la media de la serie histórica y dentro de la categoría normal (0). Este descriptor muestra una tendencia progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0.4$; $p < 0,05$) en 2019 y, unas tasas de cambio anual promedio (-0.31%) y de crecimiento neto total (-4,7%) negativas pero cercanas a cero (estable).

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** ha mostrado una tendencia estable a lo largo de la serie histórica, aunque en este último muestreo se ha detectado una marcada reducción en éste parámetro. Dicha reducción en el número de haces ha producido un cambio neto del -39% con respecto al muestreo anterior y del -29% con respecto al primer año en que se estudió esta estación en 2007, teniendo por tanto un crecimiento neto regresivo bajo. Sin embargo la tendencia en este último muestreo expresada a través del coeficiente K_{au} de Tendall es todavía estable ($K\text{-Tau} = -0,12$; $p > 0,05$). Estas dinámicas contrastan con la tendencia más estable-progresiva mostrada por la evolución de la densidad de haces al azar en el mismo periodo, lo que se podría atribuir a una fuerte pérdida de haces en algunos de los cuadrados permanentes como reflejan las barras de error de la gráfica en los últimos años.

La **cobertura** en 2019 continúa en la categoría baja (-1) coincidiendo con el valor medio de la serie y muy por debajo de la media teórica. El índice de $K\text{-Tau}$ se sitúa en 0,23, indicando una tendencia progresiva baja y con valores de tasa de cambio anual que en 2019 es negativa baja pero cuya categoría para la serie completa de datos es de estable.

E6: CALA CERRADA - PROFUNDA

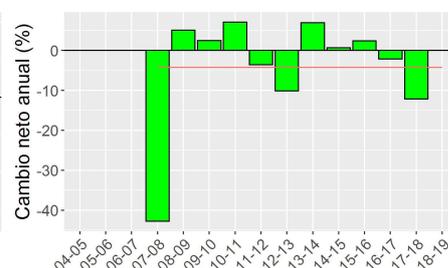
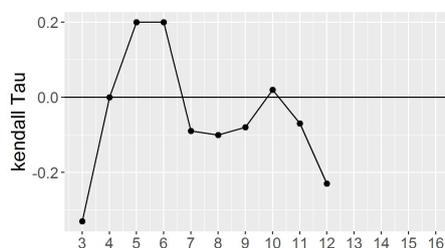
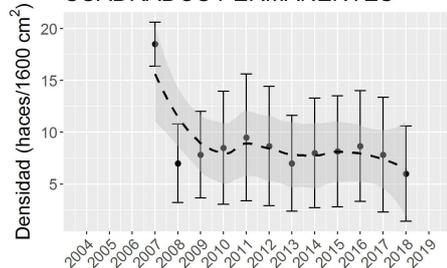
CALA CERRADA PROFUNDA DENSIDAD



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

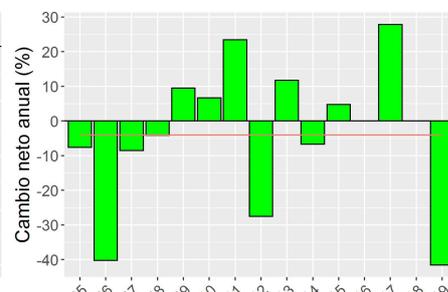
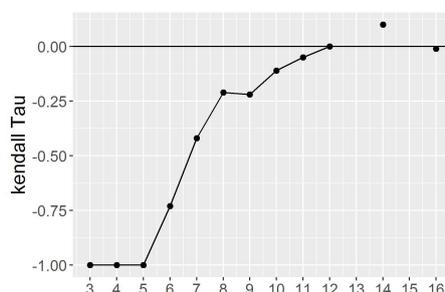
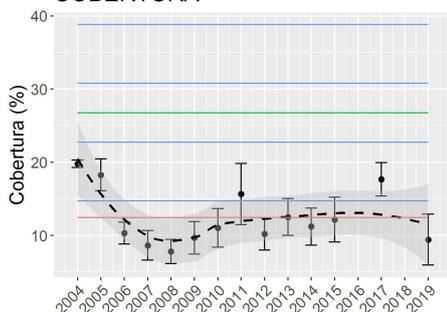
CALA CERRADA PROFUNDA DENSIDAD CUADRADOS PERMANENTES



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

CALA CERRADA PROFUNDA COBERTURA



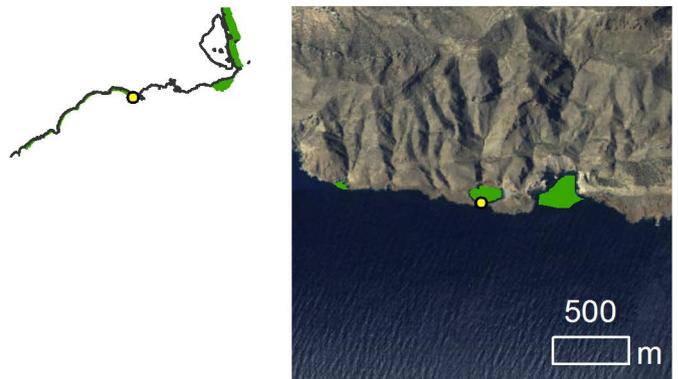
Número de años de la serie temporal

Periodo anual

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E6: CALA CERRADA - PROFUNDA

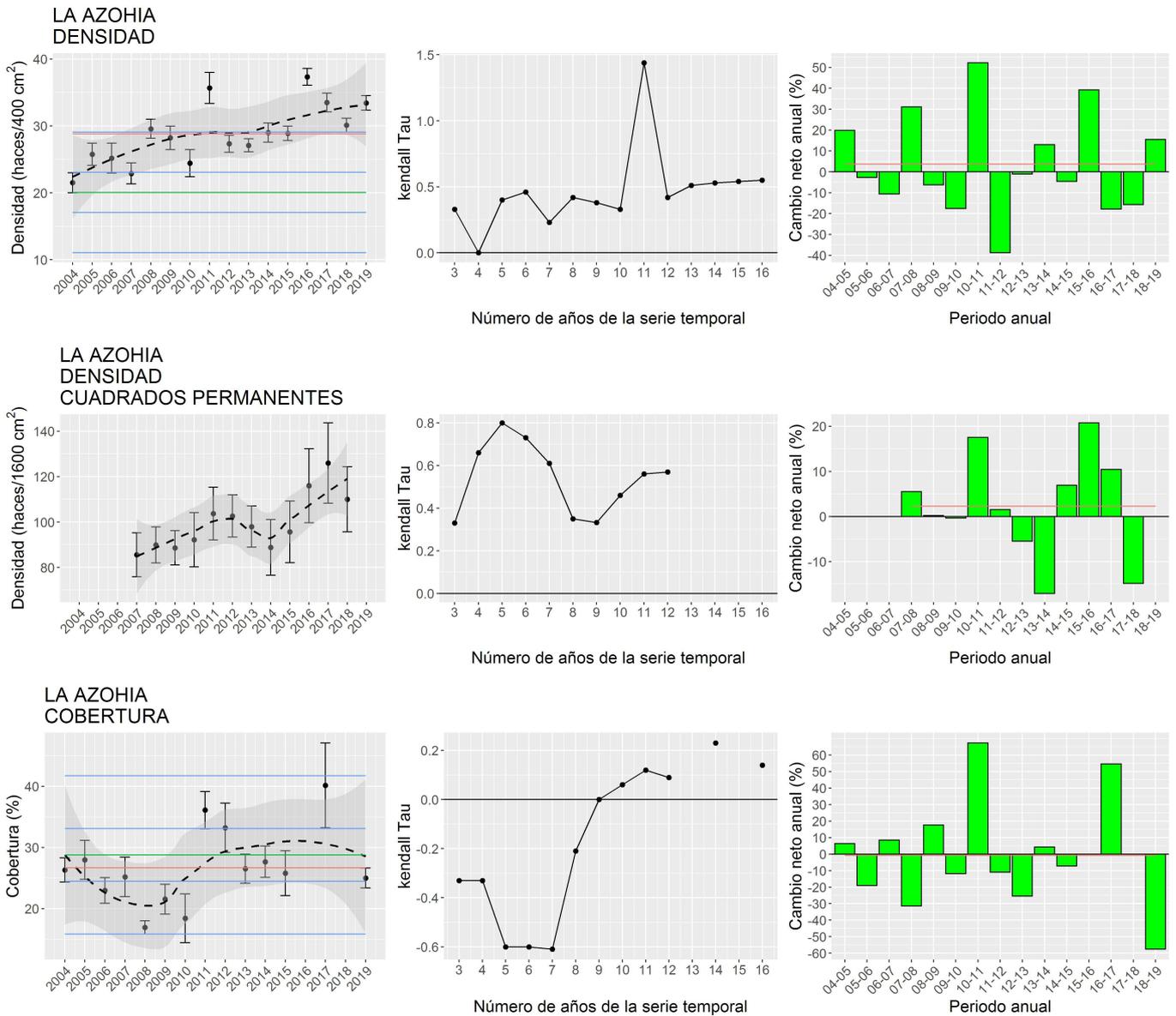
(CABO TIÑOSO, CARTAGENA)
PROFUNDIDAD: 20m



Durante los dos primeros años esta pradera presentó valores de **densidad de haces** muy próximos a la categoría de “normal”, pero experimentó un rápido declive hasta hacerse cero en 2008. El valor medio de la serie temporal se sitúa en la categoría muy baja (-2), llegando a representar apenas una cuarta parte de los valores iniciales. A partir del año 2012, la densidad de plantas muestra un aumento progresivo llegando en 2019 a valores dentro de la categoría de normal. En consecuencia, los valores de tendencia (K-Tau) se vuelven positivos en los últimos años con un valor de 0,19 (progresivo bajo) en 2019. Las tasas de cambio anual promedio (0,21%) y de cambio neto total (8%) son positivas y muy cercanas a cero (estable).

La **densidad de haces** medida en los **cuadrados permanentes** muestra una tendencia regresiva baja (K-Tau = -0,23; $p > 0,05$), con una tasa de cambio anual en 2019 de -12,2% (promedio de toda la serie = -2,86%), y un balance para todo el periodo del -67% (regresivo alto), como consecuencia principalmente de la reducción en el número de haces medio entre 2007 y 2008. De hecho, tras 2008 la densidad se muestra bastante estable, si bien, los cambios no se producen de forma homogénea en todos los cuadrados, sino que se debe a la desaparición total de las plantas en una parte de los cuadrados mientras que otros mantienen parte de su población de haces. Esto explica la elevada varianza de las medidas (ver amplias barras de error en la Figura).

Al igual que la densidad de haces, el porcentaje de **cobertura** de esta pradera experimentó un importante declive entre 2004 y 2008. Posteriormente, los valores remontan ligeramente hasta el año 2011. Los valores medios en 2019 se ubican en la categoría muy bajo (-2) respecto al valor medio teórico para esa profundidad, correspondiendo el valor medio de toda la serie a la categoría de “muy bajo”. Actualmente la tendencia general de la serie temporal es estable (K-Tau = 0; $p > 0,05$) aunque esto no logra compensar del todo las pérdidas iniciales principalmente debido a los bajos valores encontrados en este último muestreo. Esto se ve reflejado en la tasa de cambio anual en 2019 (-41,6%) y el crecimiento total de todo el periodo estudiado (-52,35%, regresivo alto).



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

(LA AZOHÍA, CARTAGENA)
PROFUNDIDAD: 16m



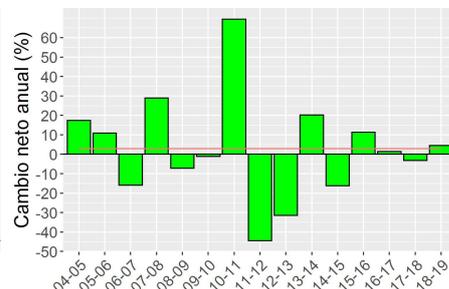
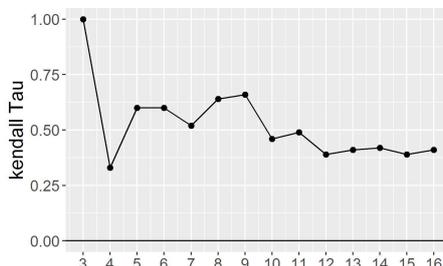
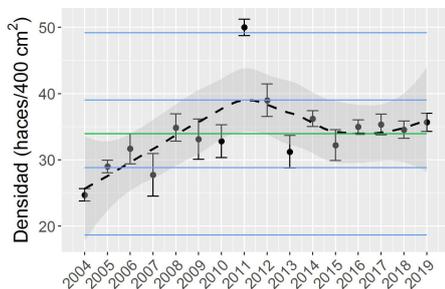
La **densidad de haces** en esta pradera ha mostrado, pese a fluctuaciones interanuales, un aumento progresivo a lo largo de la serie histórica, con un crecimiento total del 55.48% (progresivo alto) y una tasa de cambio anual en 2019 del 15,43% (promedio de la serie = 3,7%). Los valores parten en 2004 de una categoría de estado normal hasta alcanzar la categoría muy alto (+2)) en 2019 y en la media de la serie histórica. La tendencia de esta pradera en 2019 fue de progresiva alta (K-Tau = +0,55; $p > 0,05$), con valores muy similares a los de los años precedentes.

El número de haces en los **cuadrados permanentes** también muestra un incremento progresivo con un crecimiento total para toda la serie histórica del 28,58% (progresivo bajo) y una tasa de cambio anual promedio para la serie de 2,29%, aunque la tasa anual en 2019 fue negativa (-14,86%). De hecho, la tendencia de esta población (K-Tau) ha sido progresiva baja y progresiva alta a lo largo de todo el periodo en el que ha sido estudiada, correspondiendo a 2019 un valor de 0,57 (progresivo alto). Estos resultados son consistentes con los obtenidos mediante los cuadrados de 0,04 m² en el mismo periodo.

El valor medio de la **cobertura** muestra un patrón caracterizado por años en los que se produce una reducción progresiva (2004-2010 y 2011-2015) y años puntuales en los que este descriptor muestra un notable crecimiento positivo (60% en 2011 y 56% en 2017). Debido a este comportamiento los valores en 2019 son similares a los valores del inicio de la serie en 2004, ambos en la categoría de estado normal (0), siendo la media del cambio neto anual y el crecimiento neto muy próximo a 0 (estable) El valor de K-Tau en 2019 es de 0,14 indicando una tendencia estable.

E8 ISLA PLANA - LEVANTE

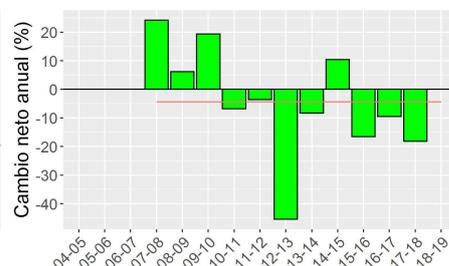
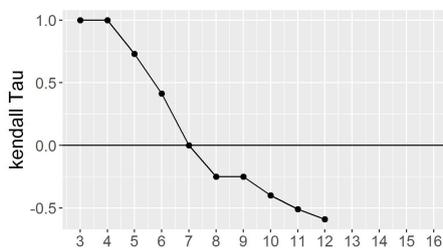
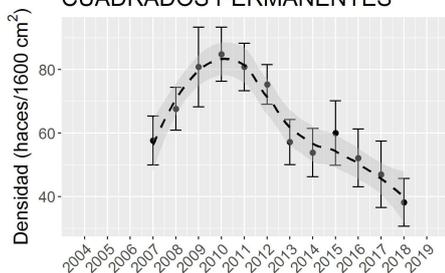
ISLA PLANA LEVANTE DENSIDAD



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

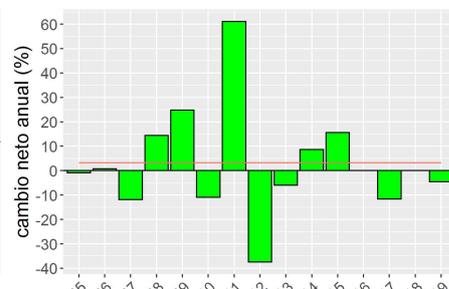
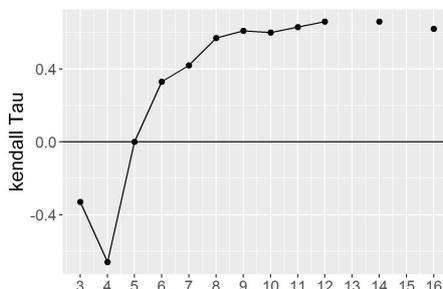
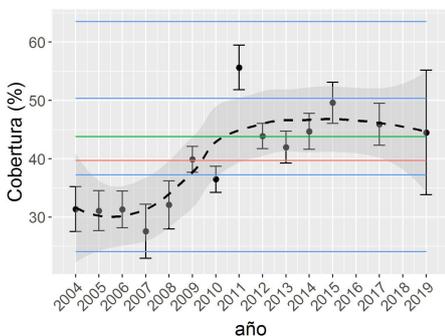
ISLA PLANA LEVANTE DENSIDAD CUADRADOS PERMANENTES



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

ISLA PLANA LEVANTE COBERTURA



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptors en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

(CARTAGENA)
PROFUNDIDAD: 6m



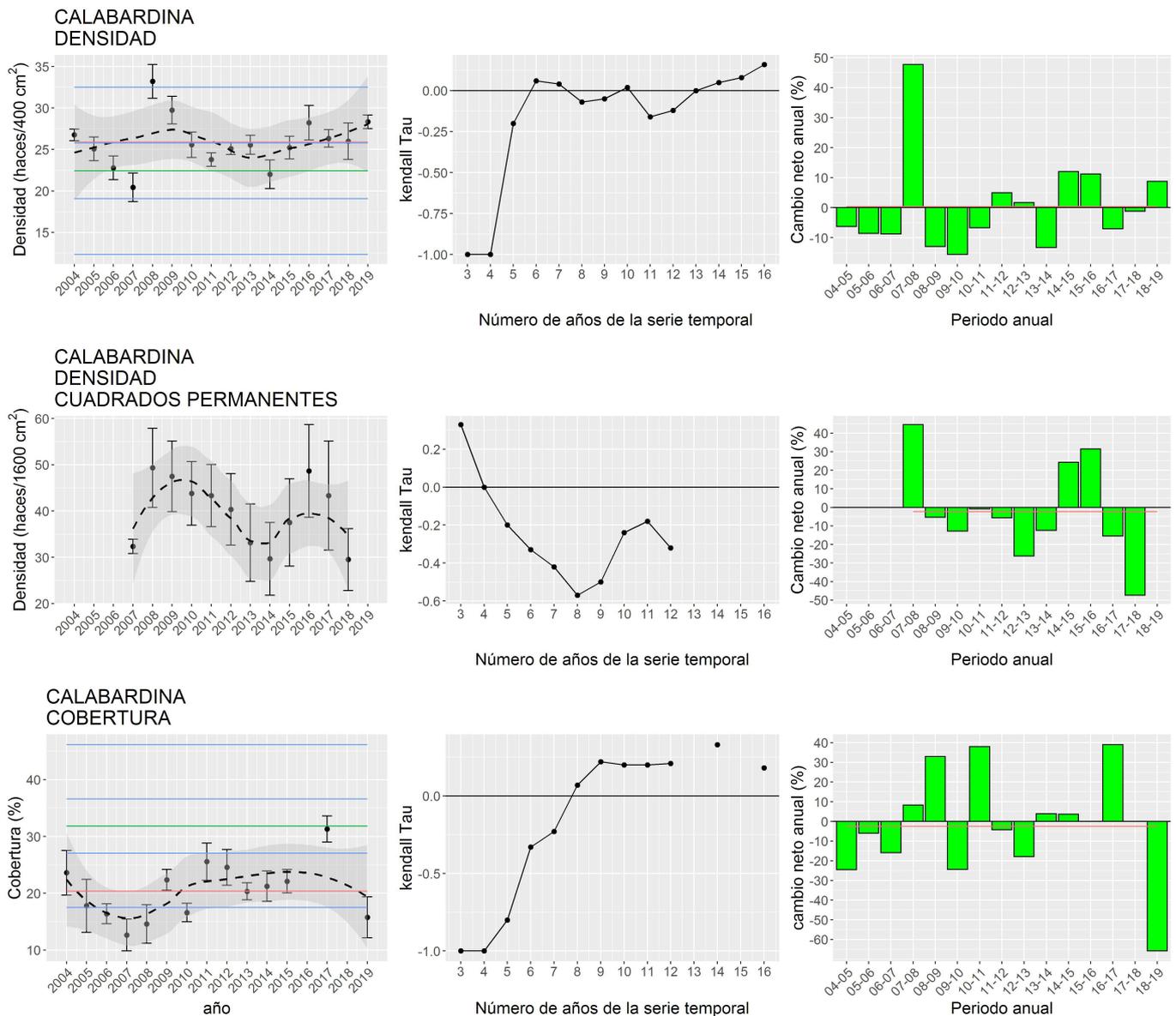
La **densidad de haces** de esta pradera muestra una tendencia general progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,41$; $p > 0,05$), aumentando progresivamente desde valores “bajos” en 2004 a valores en categoría “normal” en 2019, con un valor medio de la serie temporal en la categoría de “normal”(0). El crecimiento neto anual en 2019 es +4,5% (promedio de la serie = +2,96%) y el crecimiento total de toda la serie +28,5% (progresivo bajo).

La tendencia de la evolución **densidad de haces en los cuadrados permanentes** ha sido en 2019 regresiva alta ($K\text{-Tau} = -0,59$; $p > 0,05$) como consecuencia de la progresiva disminución observada desde 2010. De hecho, pese a las tendencias altamente progresivas de los primeros años de la serie, estas se vuelven paulatinamente más negativas. El porcentaje de cambio anual del último muestreo (2018) es de -18%, siendo la media de toda la serie de -4,37% y el cambio neto total de -33,8% (regresivo bajo).

La **cobertura** de esta pradera sigue una evolución muy similar a la descrita para la densidad de haces dentro de las manchas. La tendencia general es progresiva alta ($K\text{-Tau} = +0,62$; $p < 0,05$), pasando de valores de la categoría baja a las categorías de valores normales, con algún año intermedio en las categorías altas, coincidiendo el valor del último muestreo con la media teórica estimada para esta población. El valor medio de la serie se sitúa en 2019 en categoría normal (0). La tasa de cambio neto anual del descriptor en 2019 es de -4,5%, aunque el crecimiento total desde el inicio de la serie histórica es del 41,8% (progresivo bajo).



Figura 5.11. Isla Plana Levante (-6 m). Vista general de la pradera ubicada a levante de Isla Plana. Fotografía: JM Ruiz



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

(CABO DE COPE, AGUILAS)

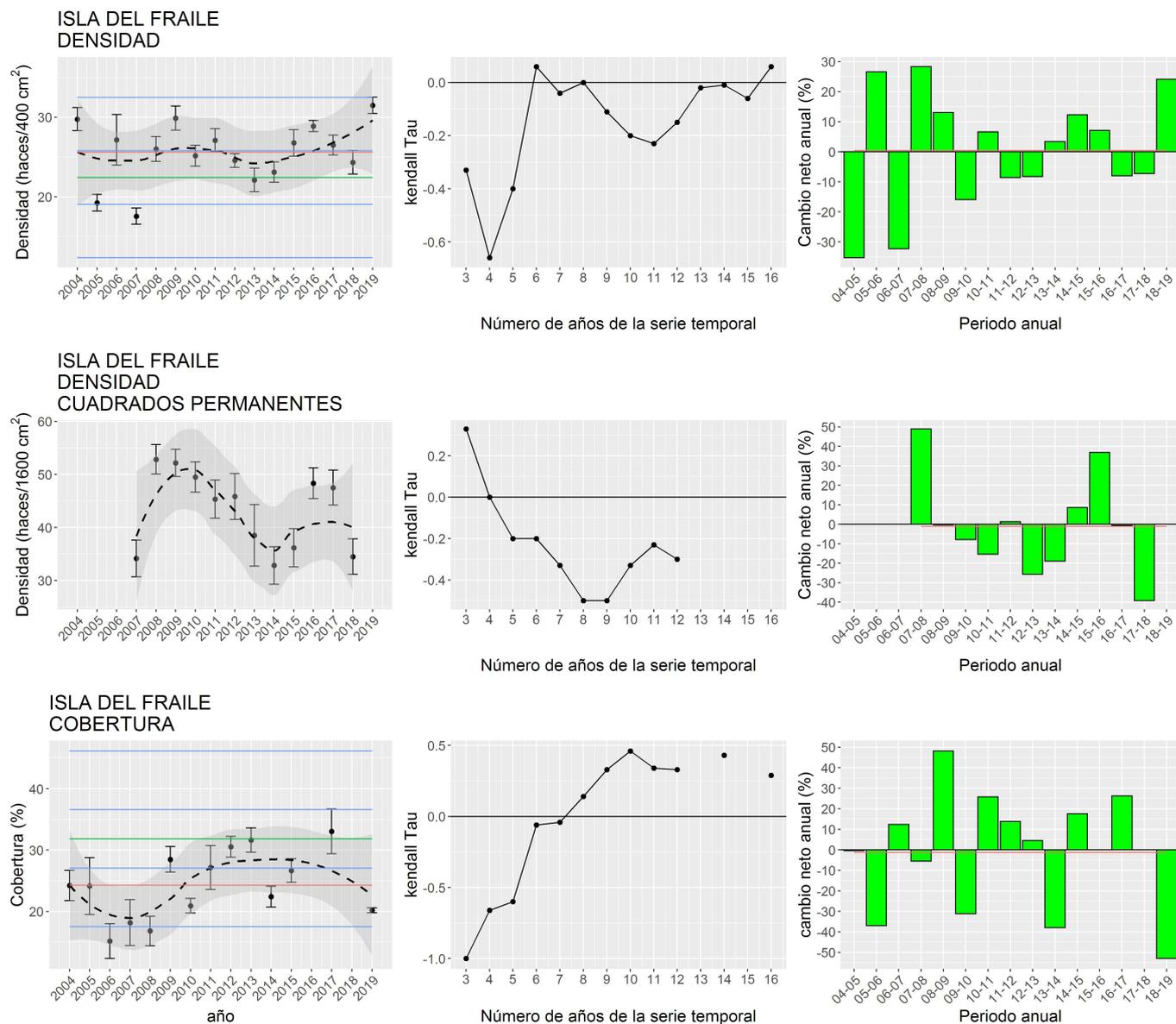
PROFUNDIDAD: 16m



La **densidad de haces** de esta pradera muestra un comportamiento bastante estable durante los últimos años pese a las amplias fluctuaciones observadas durante los primeros años de la serie temporal. Durante estos últimos años las categorías de estado han sido normal y alta (+1) con un valor medio de la serie en el límite de estas dos categorías. La tendencia de la estación en 2019 es progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,16$; $p < 0,05$), siendo estable en la mayoría de años precedentes ($K\text{-Tau} = +0,15 - -0,15$). La elevada estabilidad de este descriptor en esta población se refleja en los valores próximos a cero del crecimiento neto anual y el crecimiento de todo el periodo (estable).

Al igual que se observa en la **densidad de haces** al azar, el promedio anual del número de haces en los **cuadrados permanentes** se incrementa significativamente de 2007 a 2008, y a partir de este año disminuye hasta 2014, año a partir del cual se registra un nuevo incremento hasta valores superiores a los observados al principio de la serie histórica en 2016. Posteriormente, se observa una nueva reducción durante los dos últimos muestreos hasta llegar a valores muy próximos a los del principio de la serie. En general se observa una tendencia regresiva baja ($K\text{-Tau} = -0,32$; $p < 0,05$), con una tasa de cambio anual de -41% en 2018 (promedio de la serie = -2,35) y un crecimiento neto total de -8,76% (estable).

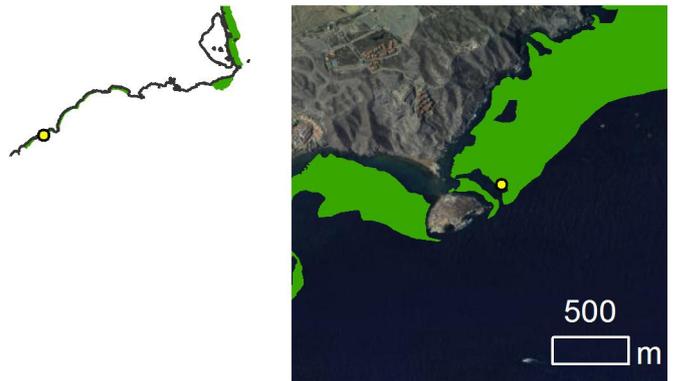
La **cobertura** muestra valores medios anuales generalmente “bajos” (-1) en esta pradera, respecto a los rangos teóricos estimados para la misma profundidad en la Región de Murcia. Sus valores describen un patrón de variación temporal con tendencias regresivas los primeros años de la serie (valores negativos de $K\text{-Tau}$), y tendencias más estable-progresivas a partir de 2007, con años con notable crecimiento positivo (2009, 2011, 2017). Esto se traduce finalmente en una evolución de la serie temporal con tendencia progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,18$; $p > 0,05$), si bien en 2019 se ha observado una reducción drástica con un cambio neto anual del -65% (promedio de la serie -2,55%). El crecimiento neto total desde el inicio de la serie es de -33,2% (regresivo bajo).



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

(AGUILAS)

PROFUNDIDAD: 15m



La **densidad de haces** varía entre valores medios correspondientes a las categorías “normal- y “alta”, con un promedio dentro de la categoría de estado “normal” (0) para toda la serie temporal y una valor en 2019 alto. Aunque en los primeros años la dinámica del descriptor fue muy fluctuante, la tendencia general es estable ($K\text{-Tau} = 0,06$; $p > 0,05$). El número de haces en la actualidad es muy próximo al valor medio inicial, por lo que el promedio del cambio neto anual medio y el crecimiento para toda la serie es prácticamente 0 (estable).

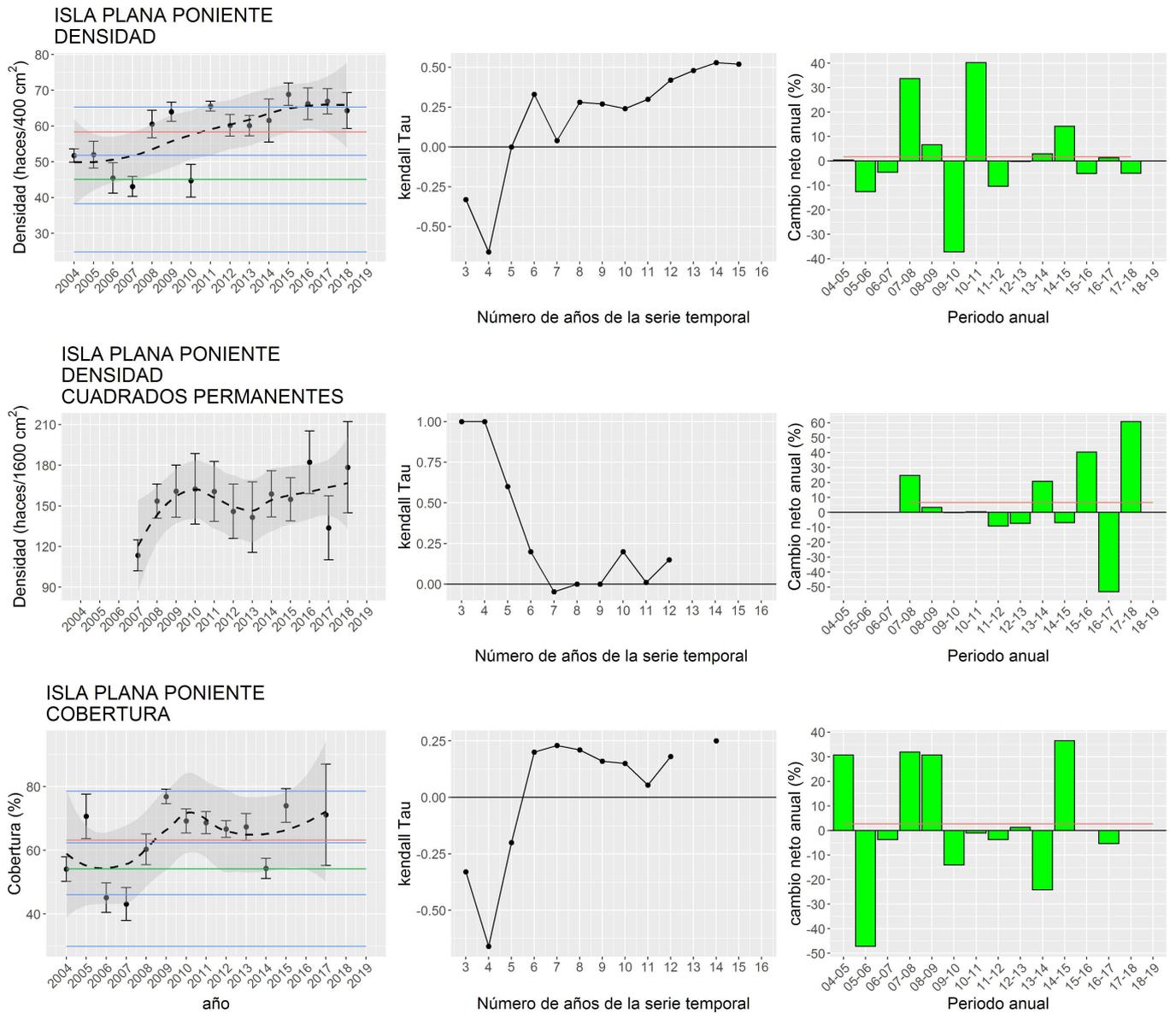
La **densidad de haces** en los **cuadrados permanentes** aumenta en 2008 hasta un valor máximo, y a partir de ese año desciende progresivamente hasta 2014 para volver a subir en los 3 años sucesivos y finalmente volver al valor inicial de la serie en el último muestreo de 2018. Como consecuencia, la tendencia de la serie temporal es predominantemente regresiva baja ($K\text{-Tau} = -0,30$, $p < 0,05$), aunque el promedio de las tasas de cambio anual y el crecimiento neto total son cercanos a 0 (-1,1% y +1% respectivamente, estable).

La variable **cobertura** también muestra una tendencia con cierta estabilidad, aunque en este caso es más progresiva que para los descriptores de densidad de haces. El valor medio de este descriptor para la serie histórica se sitúa en la categoría bajo (-1), fluctuando los valores anuales entre esta categoría y la normal. La tendencia de esta población ha evolucionado con el paso de los años desde valores regresivos altos ($K\text{-Tau} < -0,4$) hasta valores progresivos bajos ($K\text{-Tau} > +0,4$). Este cambio de tendencia se debe a crecimientos netos anuales muy positivos a partir de 2009 y 2014, capaces de compensar los balances negativos de años precedentes. Como consecuencia el descriptor muestra valores positivos moderados de la tasa media de crecimiento anual -1,3%, aunque el crecimiento total del periodo es significativamente más negativo (-16%, regresivo bajo) debido a la marcada reducción observada en el último muestreo de 2019.



Figura 5.12. Isla del Fraile (-15 m). Vista general de un punto de muestreo en la estación ubicada en la pradera de Isla del Fraile. Fotografías: JM Ruiz

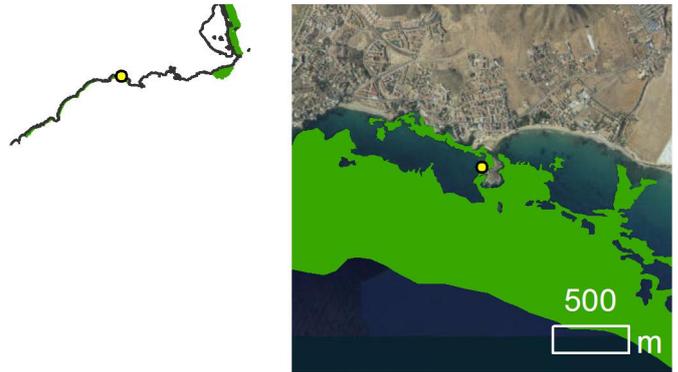
E11 ISLA PLANA - PONIENTE



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E11 ISLA PLANA - PONIENTE

(CARTAGENA)
PROFUNDIDAD: 3m



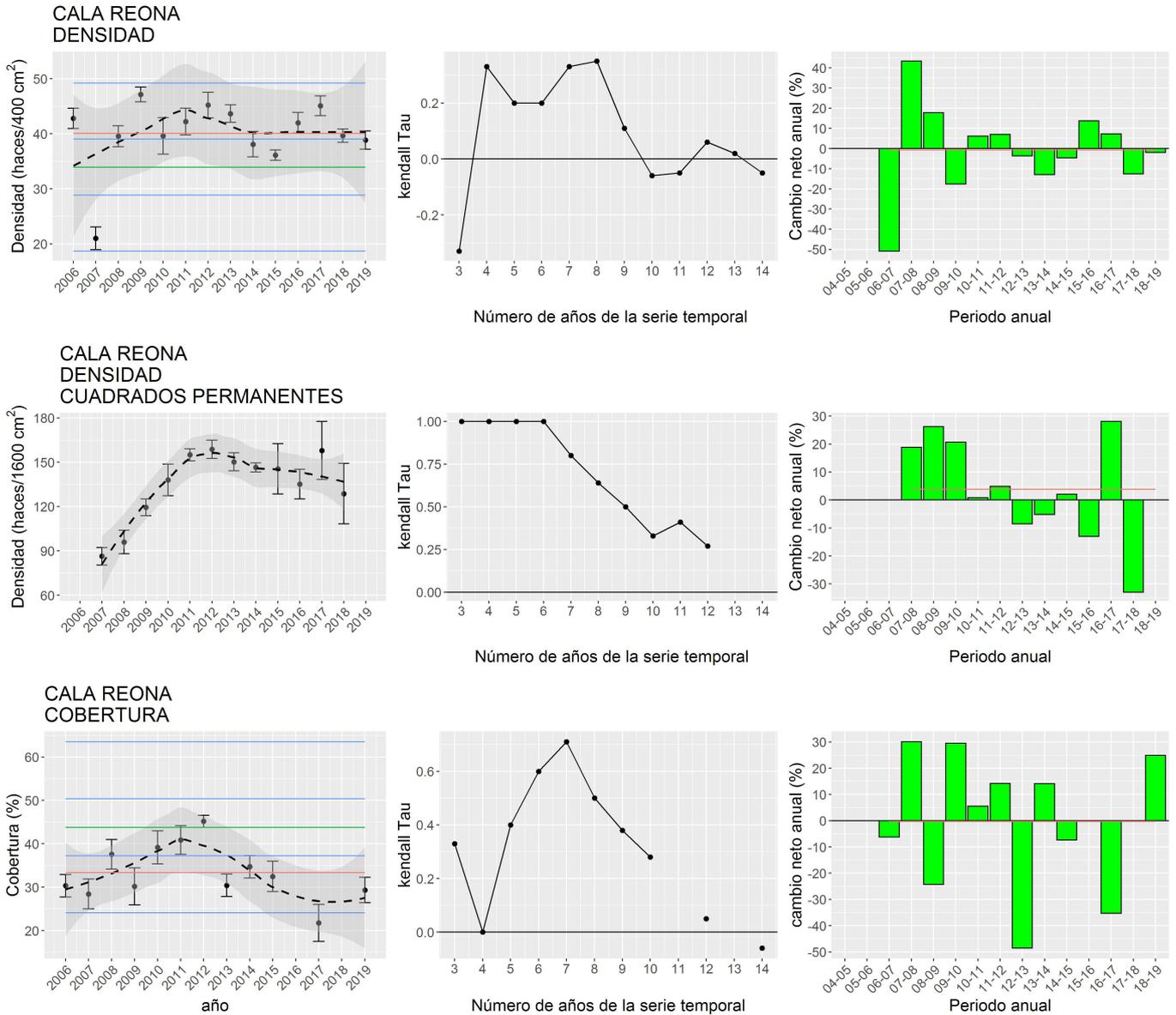
La **densidad de haces** de esta pradera aumenta progresivamente desde valores medios normales en los primeros años hacia valores medios altos y muy altos en los años más recientes, correspondiéndose el promedio de toda la serie a una categoría “alta” (+1). La tendencia general es claramente progresiva alta ($K\text{-Tau} = +0,52$; $p > 0,05$), lo que se refleja en valores de crecimiento positivos, tanto de la tasa media anual +1,73% como del crecimiento total de la serie +24,3% (progresivo bajo).

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** se mantiene más o menos estable hasta la actualidad desde el fuerte incremento (25%) experimentado entre 2007 y 2008. Esto se traduce en una tendencia actual general estable ($K\text{-Tau} = 0,15$; $p > 0,05$), si bien el crecimiento neto total es del + 57 % (progresivo muy alto) y la tasa de cambio anual promedio para toda la serie de + 6,7%.

La **cobertura** muestra una dinámica progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,25$; $p > 0,05$). El valor medio de la serie temporal se sitúa dentro de la categoría alta (+1). El crecimiento neto anual promedio y el crecimiento total del periodo muestran valores positivos moderados (+2,6% y +31,6 %, respectivamente, progresivo bajo), debido a una serie de años con crecimiento neto muy positivo (2005, 2008, 2009 y 2015).



*Figura 5.13. Isla Plana Poniente (-3 m).
vista de un punto de muestreo en la
estación de Isla Plana Poniente .
Fotografía: JM Ruiz.*



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E12 CALA REONA

(CABO DE PALOS, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 7m



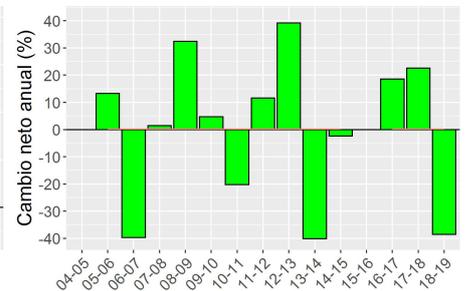
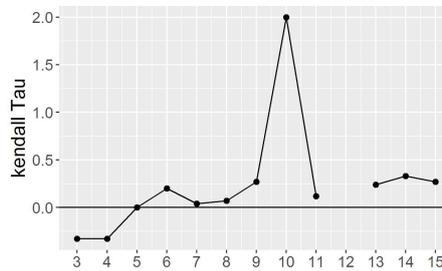
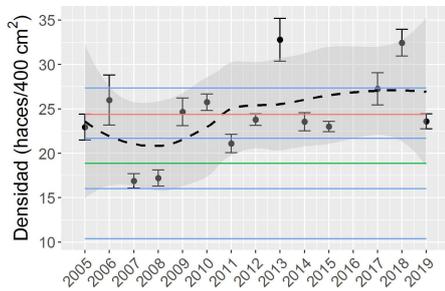
La **densidad de haces** de esta población muestra valores que a lo largo de la serie oscilan suavemente entre las categorías normal y alto, excepto en 2007 cuando sufrió una fuerte reducción que fue compensada al año siguiente. De hecho, el nivel medio de la serie se encuentra en la categoría alta (+1), por encima de la media teórica. La estabilidad de este descriptor se ve reflejada en el indicador de su tendencia (K-Tau), que en los últimos años ha mostrado valores cercanos a 0 (-0,05, estable). El promedio de la tasa de cambio anual para toda la serie es del -0,7% y el crecimiento neto total de -9,3 (estable).

La tendencia de la **densidad de haces en los cuadrados permanentes** es altamente progresiva durante los primeros años de la serie, cuando los valores casi se duplican entre 2007 y 2012. Este descriptor muestra posteriormente una progresiva reducción, si bien esta es más suave que la anterior progresión, de manera que los valores en 2018 son todavía un 50% a los del principio de la serie en 2007 (crecimiento neto progresivo alto). Este comportamiento se ve también reflejado en el indicador de tendencia K-Tau que al principio era máximo y que posteriormente se va reduciendo hasta un valor de +0,27 en 2018, que indica una tendencia progresiva baja.

La **cobertura** de esta pradera a lo largo de la serie histórica presenta valores entre “muy bajos” y “normales” con un promedio que se sitúa en la categoría “baja” (-1) para toda la serie. La tendencia general ha mostrado una progresiva reducción de los valores de K-Tau siendo en el último muestreo de 2019 estable (K-Tau = -0,06; $p > 0,05$). Igualmente dentro de la categoría de “estable” se encuentra el crecimiento neto anual promedio de la serie (+0,3%) y el crecimiento total del periodo 2006-2019 (-2,8%).

E13 CALA ESCALERA - PROFUNDA

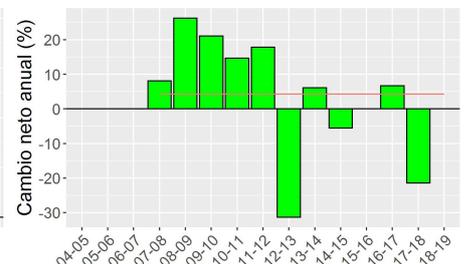
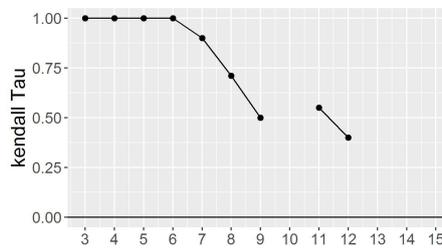
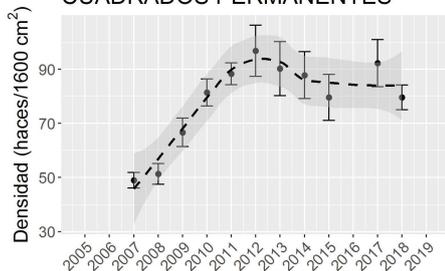
CALA ESCALERA PROFUNDA DENSIDAD



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

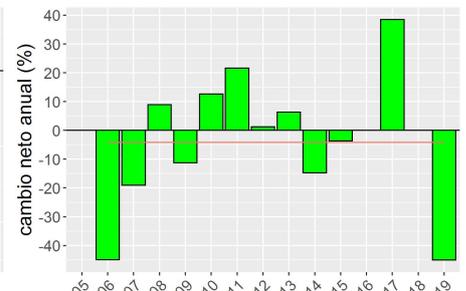
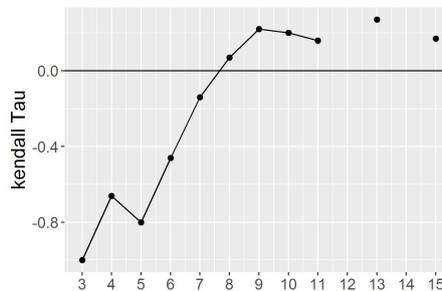
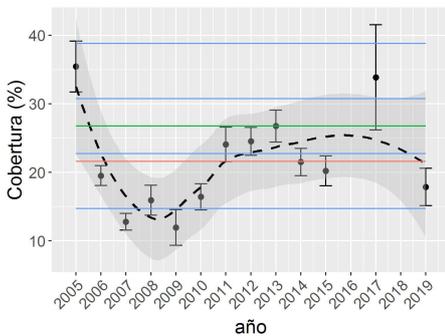
CALA ESCALERA PROFUNDA DENSIDAD CUADRADOS PERMANENTES



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

CALA ESCALERA PROFUNDA COBERTURA



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptors (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptors en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E13 CALA ESCALERA - PROFUNDA

(CABO DE PALOS, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 19m

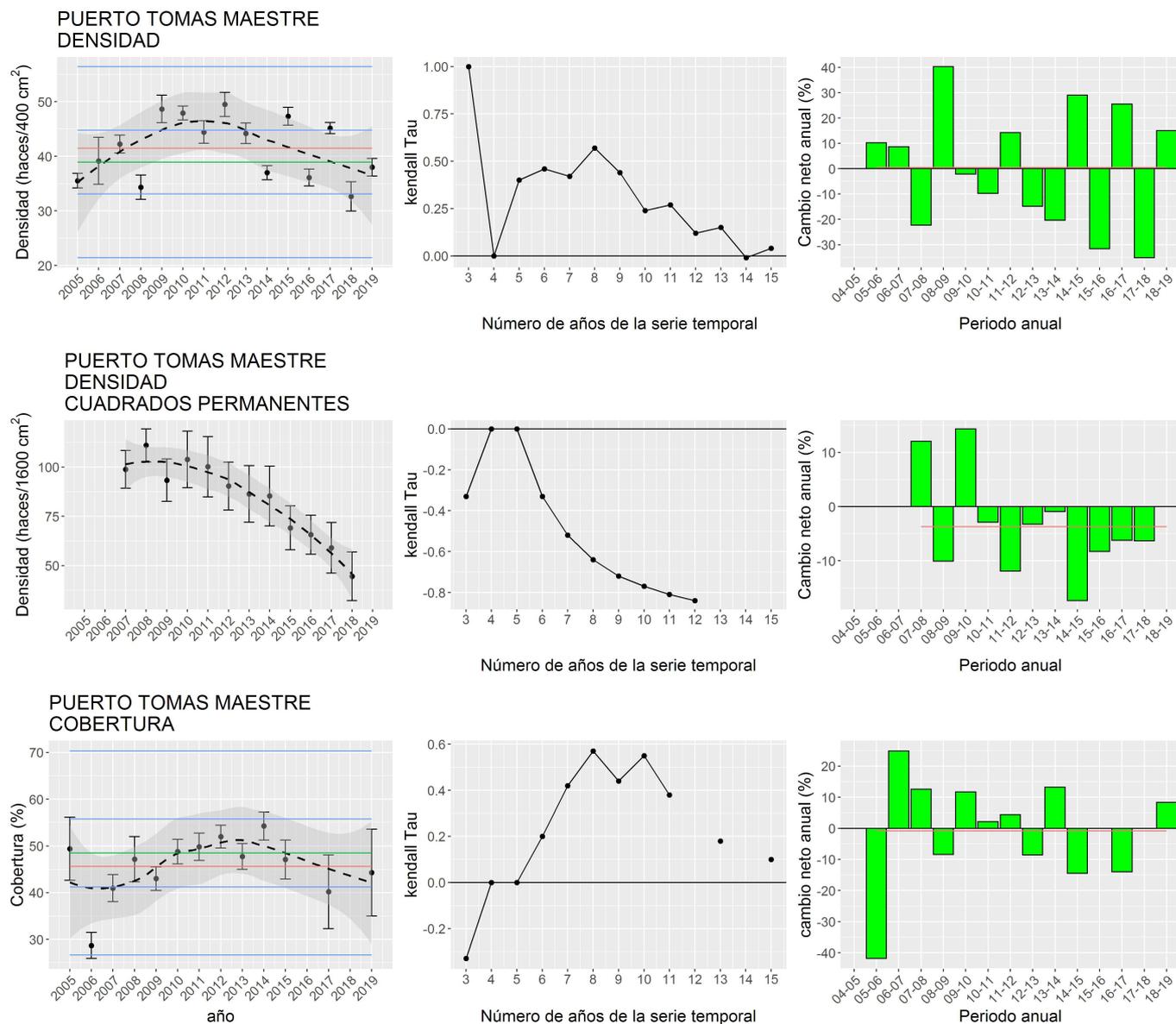


Esta pradera muestra valores medios de la **densidad de haces** que varían entre las categorías “normal” y “muy alta” a lo largo de la serie temporal, con un valor medio para toda la serie dentro de la categoría “alta” (+1). Este descriptor muestra una tendencia general progresiva baja ($K\text{-Tau} = +0,27$; $p > 0,05$), a pesar de periodos anuales de crecimiento negativo (p. ej. 2006-2008, 2010-2011, 2013-2015). El crecimiento neto anual promedio y el crecimiento total presenta valores muy próximos a cero (0,21% y +2,7%, respectivamente), por todo lo que se la asigna un estado estable.

La tendencia general del **número de haces en los cuadrados fijos** muestra una alta progresión durante los primeros años de la serie, llegando casi a duplicarse entre 2007 y 2012. Posteriormente los valores de este indicador se han mantenido con cierta estabilidad, de manera que el valor de $K\text{-Tau}$ se ha ido reduciendo a lo largo de la serie, con un valor en el último muestreo de +0,40, indicador de una progresión baja. La tasa de cambio anual promedio de toda la serie es de 4,2% y un crecimiento neto al final del periodo del + 62% (progresivo alto).

De forma contraria, la **cobertura** muestra una dinámica fuertemente regresiva durante los primeros años debido a una caída del valor medio desde categorías “alta” hasta “muy baja” entre 2005 y 2009. A partir de 2009 el balance neto anual de este descriptor empieza a mostrar valores positivos pero no lo suficientemente elevados como para compensar las grandes pérdidas experimentadas los años anteriores. De hecho, el valor medio de cobertura de la serie temporal se sitúa en la categoría baja (-1). El valor $K\text{-Tau}$ de 0,17 sugiere una tendencia actual progresiva baja, aunque la tasa media de crecimiento anual y del crecimiento total del periodo mantiene valores negativos (-4,13% y -50%, respectivamente; regresivo alto).

E14 PUERTO TOMÁS MAESTRE



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E14 PUERTO TOMÁS MAESTRE

(LA MANGA, CARTAGENA)

PROFUNDIDAD: 4m

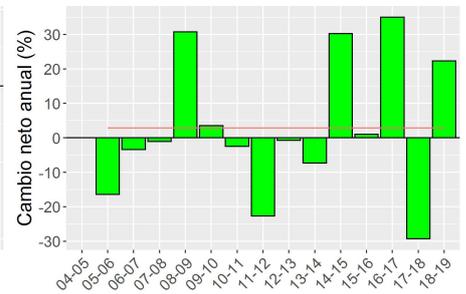
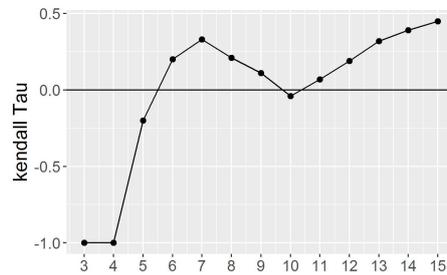
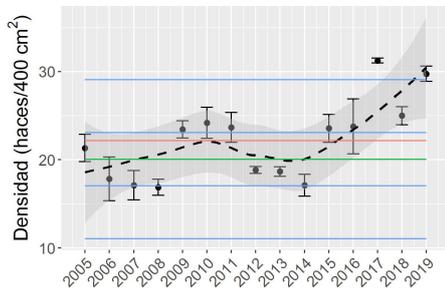


Los valores medios de la **densidad de haces** de esta pradera muestran un aumento progresivo desde categorías “normal” a “alta” entre los años 2005 y 2012. Posteriormente, los valores se reducen de forma progresiva pese a las fluctuaciones interanuales. Por este motivo, los valores de K-Tau se van reduciendo de forma progresiva hasta el valor de +0,04 (tendencia estable) en el último muestreo de 2019. En este año, la densidad de haces y los valores medios de toda la serie se encuentran en la categoría de normal (0). Los valores de crecimiento anual promedio y crecimiento total del periodo son de +0,49% y +6,9% (estable).

En los **cuadrados permanentes** se observa una tendencia regresiva alta del número de haces con el paso de los años como evidencia el elevado valor de K-Tau (-0,84) al final de la serie. Esto se refleja en una tasa de cambio anual promedio de -3,70% y crecimiento total desde el inicio de la serie del -55% (regresivo alto)

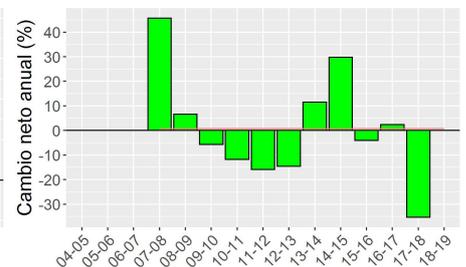
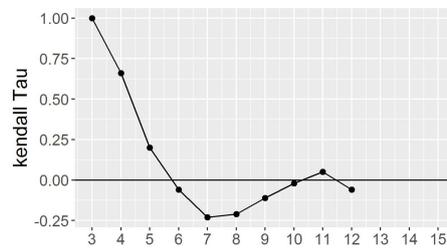
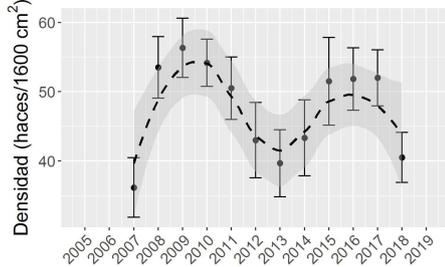
Los valores de **cobertura** se mantienen dentro de la categorías “normal” (0) durante todos los años de la serie excepto en 2006, año en que disminuye significativamente hasta la categoría “baja”. Esta estabilidad se ve reflejada en el valor de K-Tau de 0,10 (estable) así como en los bajos valores de cambio anual promedio y cambio total (-0,85% y -10%, respectivamente; estable).

E15 ISLA DE LAS PALOMAS

ISLA DE LAS PALOMAS
DENSIDAD

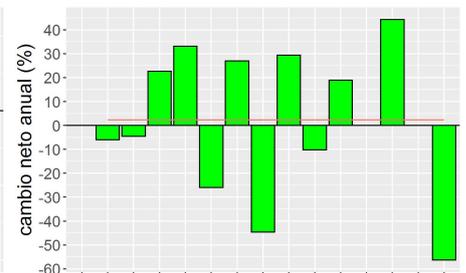
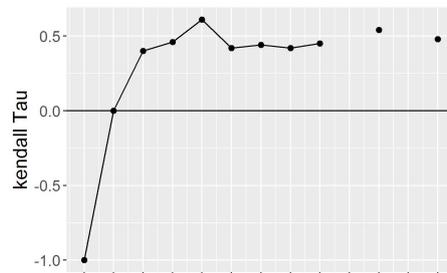
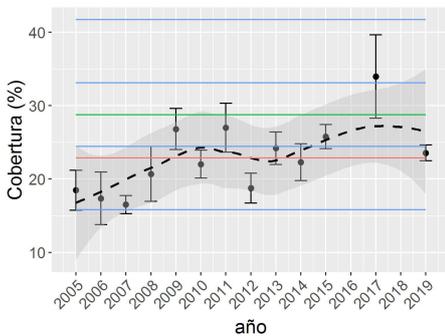
Número de años de la serie temporal

Periodo anual

ISLA DE LAS PALOMAS
DENSIDAD
CUADRADOS PERMANENTES

Número de años de la serie temporal

Periodo anual

ISLA DE LAS PALOMAS
COBERTURA

Número de años de la serie temporal

Periodo anual

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptors en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E15 ISLA DE LAS PALOMAS

(CARTAGENA)

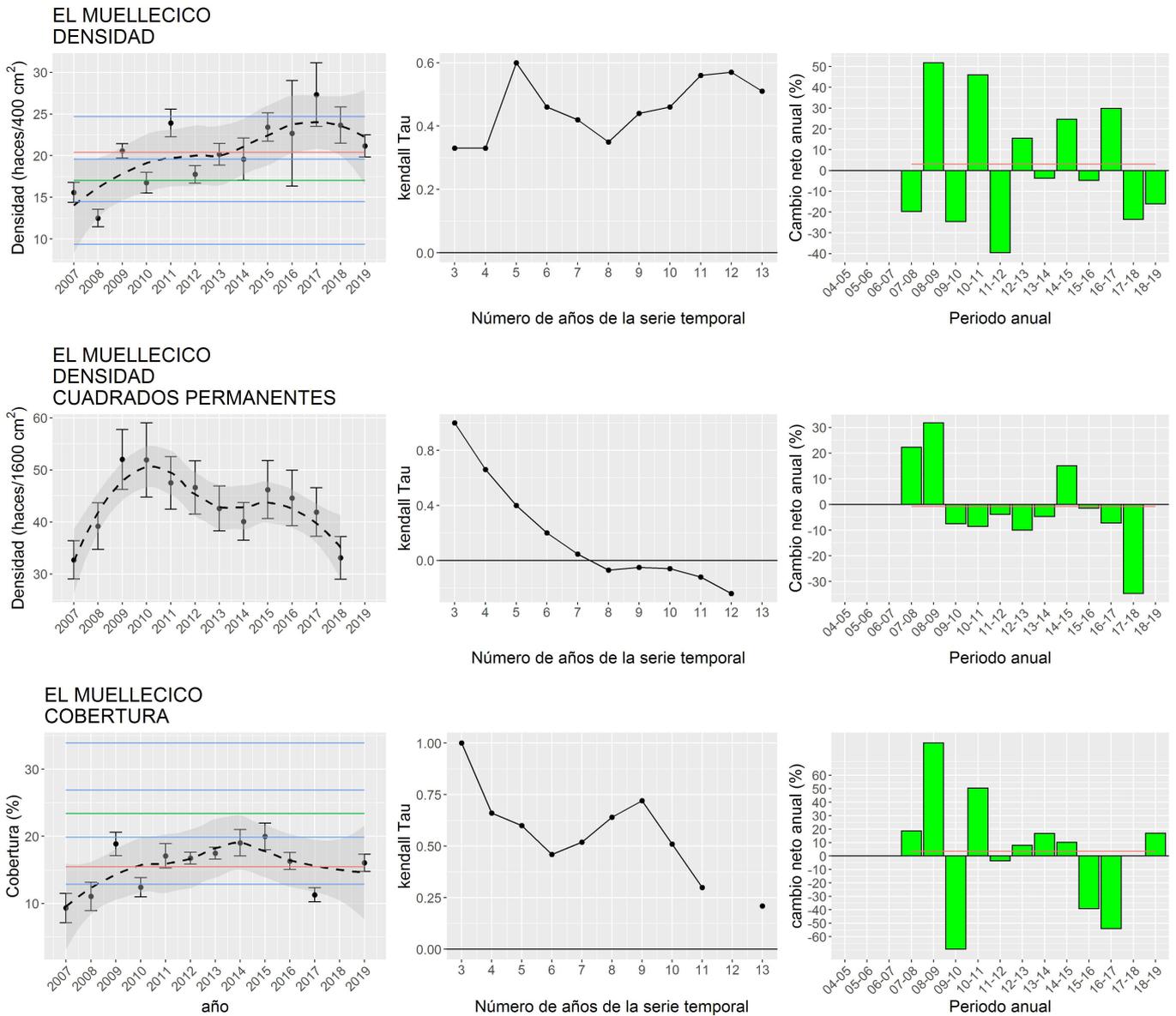
PROFUNDIDAD: 16m



En esta pradera, la **densidad de haces** ha mantenido durante los diez primeros años de seguimiento unos valores medios fluctuantes entorno a la densidad media teórica (valores medios de toda la serie en categoría normal (0)), experimentando desde 2014 un incremento hasta alcanzar valores en la categoría “muy alta” en 2019. Por ello, los valores de K-Tau se han vuelto progresivamente más positivos hasta alcanzar un nivel de “progresivo alto” ($K\text{-Tau} = +0,45$; $p > 0,05$). Los elevados valores de crecimiento neto anual promedio (+2,82%) y crecimiento total de la serie (+39%, progresivo bajo) también reflejan el comportamiento progresivo de este descriptor a lo largo de la serie histórica.

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** muestra una tendencia estable ($K\text{-Tau} = -0,06$; $p > 0,05$) a lo largo de la serie histórica. La tasa de cambio anual promedio (+0,78%) y el crecimiento neto total del periodo (+12%) presentan valores estables como resultado de esta variación fluctuante estable a lo largo de la serie.

La **cobertura** muestra a lo largo de la serie valores comprendidos entre la categoría “normal” y “baja”, excepto en 2017 (alta), con un valor medio por toda la serie dentro de la categoría “baja” (-1). La tendencia general pasa de valores muy negativos al principio de la serie temporal a valores positivos altos a partir de 2009 nivel en el que se mantiene hasta 2019 pese a ligeras fluctuaciones. Por ello, los valores de K-Tau definen una tendencia global progresiva alta (+0,48; $p > 0,05$) aunque la tasa promedio de crecimiento medio anual (+2,29%) y el crecimiento neto total del periodo (+27,5%) muestran valores positivos moderados (progresivo bajo).

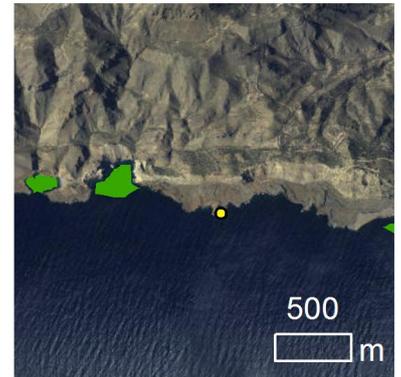


De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E16 EL MUELLECICO

(CABO TIÑOSO, CARTAGENA)

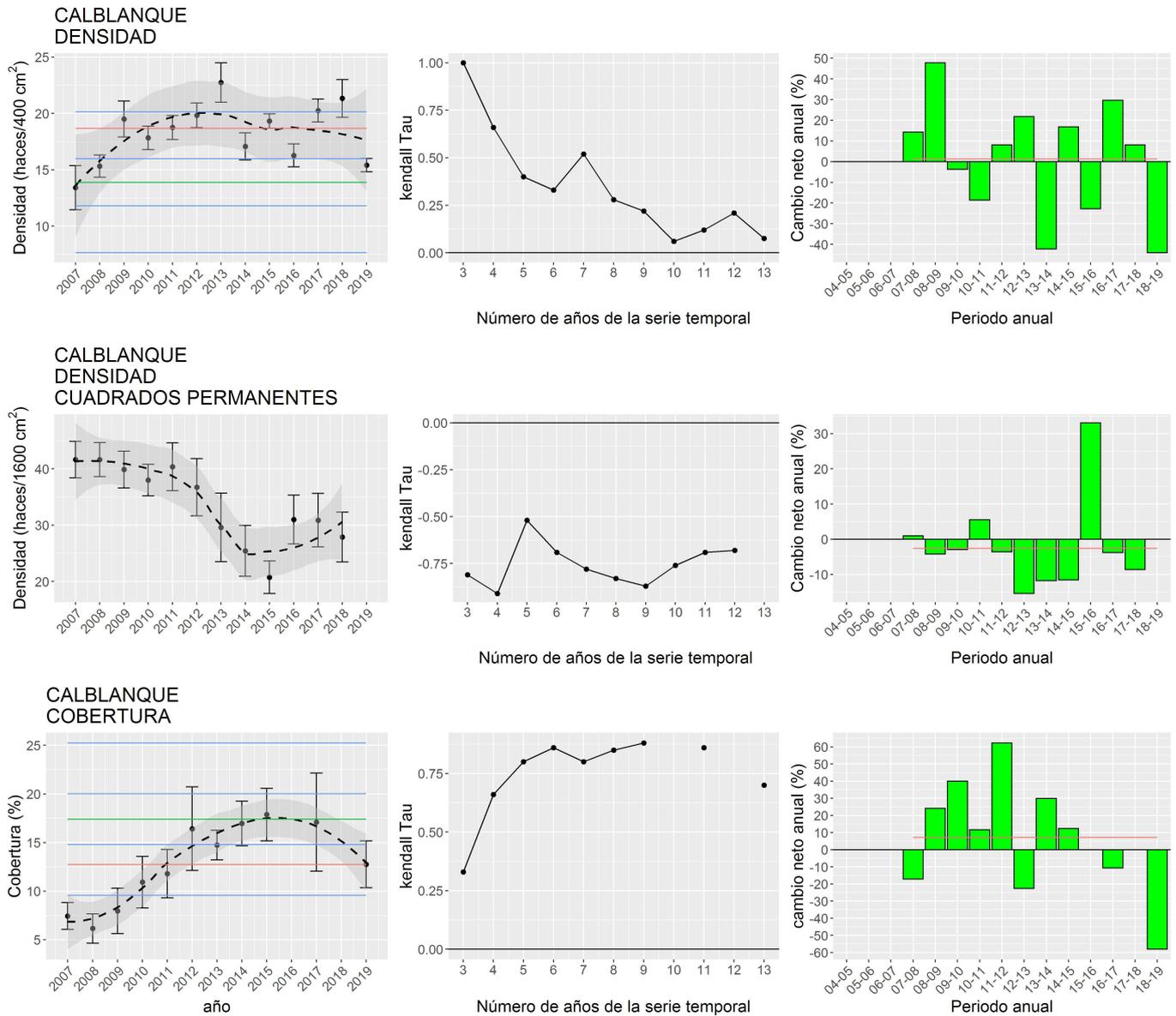
PROFUNDIDAD: 22m



La **densidad de haces** de esta pradera muestra una dinámica progresiva, con valores medios dentro de la categoría “normal”(0) pero con valores “altos” en la actualidad. Las tendencias indicadas por tau Kendall son muy progresivas (K-Tau = +0,48; $p > 0,05$, progresiva alta), y la tasa promedio de crecimiento neto anual es positiva (+2,98%) debido a balances netos anuales muy positivos en determinados años (2008/09, 2010/11, 2014/15, y 2016-17). El crecimiento neto total del periodo es de +27,5% (progresivo bajo).

El número medio de **haces en los cuadrados permanentes** presenta una tendencia general regresiva baja (K-Tau = -0,24; $p > 0,05$), ya que tras el crecimiento neto positivo entre 2007 y 2009 se produce una regresión gradual. Aun así, los valores alcanzados en 2018 son similares a los observados al inicio de la serie (2007), lo que resulta en valores de crecimiento neto anual promedio y crecimiento neto total cercanos a cero (-0,79% y 1,22% respectivamente; estable).

La **cobertura** de la pradera muestra una tendencia general positiva durante los primeros nueve años de la serie, pasando su valor medio anual de valores de categoría “muy bajo” a “normal”. Esta tendencia se revierte tras el año 2015 de manera que los valores en 2019 se corresponden con la categoría baja (-1) coincidiendo con la media de la serie temporal. Por ello, la Tau-K se reduce hasta el valor de +0,21, el menor de toda la serie, indicador de una progresión baja. Los bajos valores de cobertura de esta estación probablemente tengan que ver con la naturaleza acantilada de esta zona, en la que la pradera se desarrolla en zonas de pendiente elevada, alternando con fondos rocosos y con una elevada exposición a la energía hidrodinámica. La tendencia progresiva se traduce en valores positivos del crecimiento medio anual promedio (+3,47%) y del crecimiento total del periodo +72% (progresivo alto).

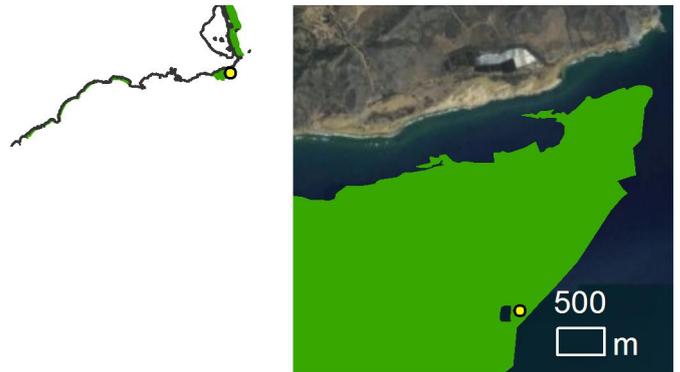


De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E17 CALBLANQUE

(CARTAGENA)

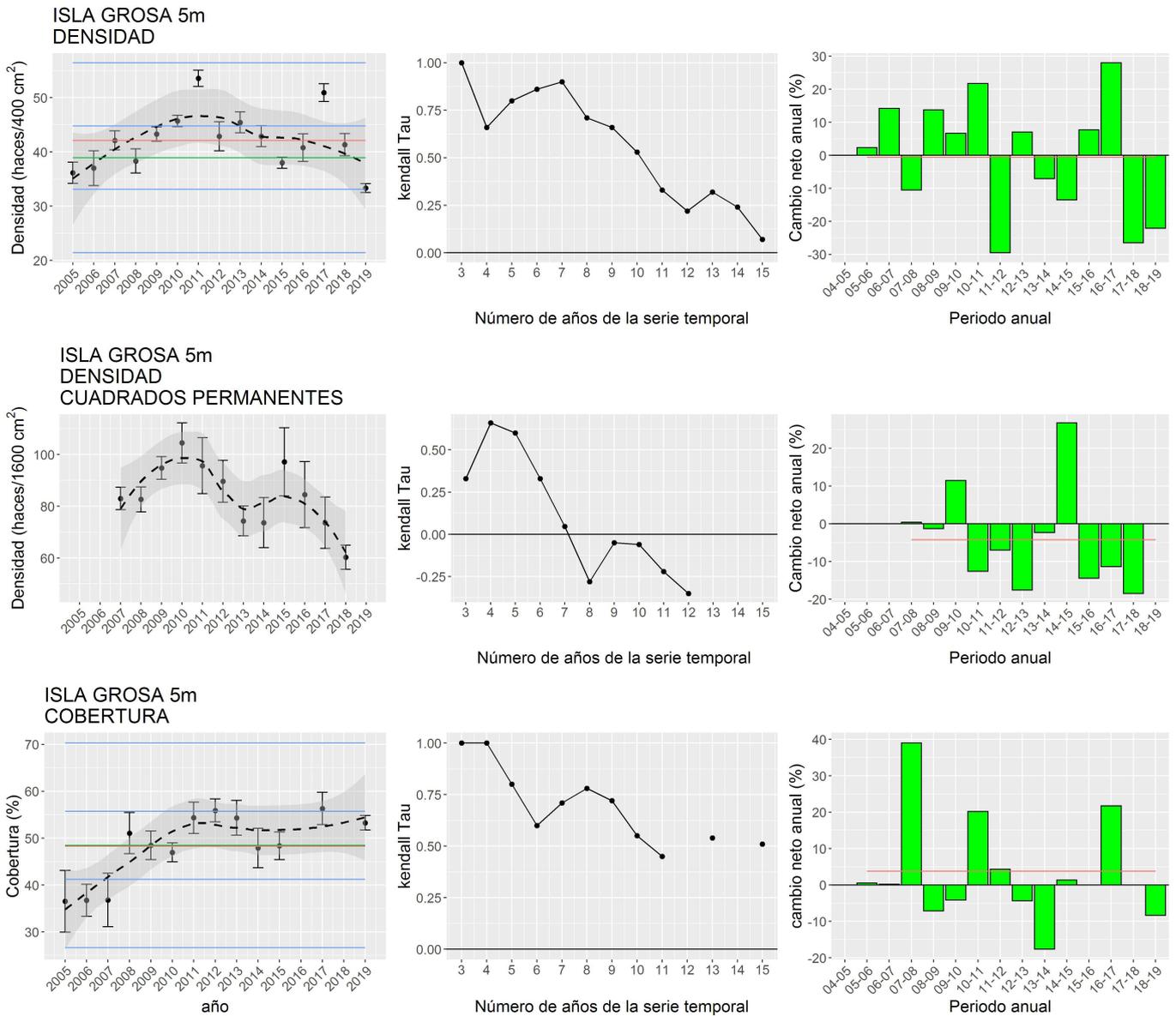
PROFUNDIDAD: 26m



La **densidad de haces** de esta pradera aumenta de forma progresiva entre 2007 y 2013 pasando de una categoría “normal” al inicio de la serie temporal a valores dentro de la categoría “muy alta” en 2013. Posteriormente, esta tendencia se revierte reduciéndose de forma progresiva, pese a fluctuaciones interanuales, hasta valores dentro de la categoría “normal” (0) en 2019, categoría que coincide con la media de todo el periodo. Como resultado de este cambio de tendencia, los valores de K-Tau se van reduciendo con el tiempo hasta alcanzar en 2019 una tendencia estable (K-Tau = +0,08; $p > 0,05$). Esto se refleja además en valores positivos bajos de crecimiento promedio anual y del crecimiento neto total del periodo (+1,24 y +14,8%, respectivamente; estable).

La **densidad de haces medida en cuadrados permanentes** refleja una tendencia regresiva alta (K-Tau = -0,68; $p < 0,05$), particularmente a partir de 2011, lo que resulta en una tasa de cambio anual promedio de -2,6% y un crecimiento neto negativo para toda la serie de -33% (regresivo bajo). La reducción de la densidad de haces se produce en parte de los cuadrados instalados, no en todos, lo que explica las varianzas más elevadas de los últimos años. Estos resultados no son consistentes con la evolución de la densidad media de haces obtenida mediante los cuadrados al azar en el mismo periodo, que es estable.

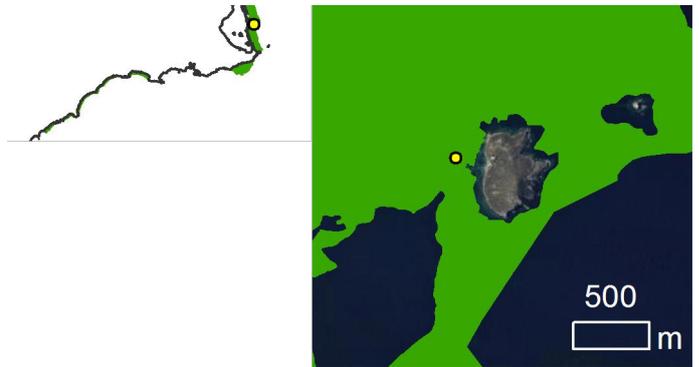
El descriptor **cobertura** muestra valores que se incrementan de forma progresiva desde la categoría “muy baja” en 2007 a la categoría “normal” en 2015. Finalmente, en el último muestreo de 2019 los valores vuelven a descender hasta la categoría “bajos” (-1), coincidiendo los valores medios de este año con los valores medios de toda la serie temporal. Los valores de K-Tau han mostrado siempre valores muy altos, con un valor en 2019 indicador de una tendencia “progresiva alta” (K-Tau = -0,70; $p < 0,05$). El valor promedio de crecimiento anual y el crecimiento neto total de la serie positivos, también excepcionalmente elevados (+7,16% y +71%, respectivamente, progresivo alto), también evidencian el elevado crecimiento experimentado por este descriptor en esta estación.



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E18 ISLA GROSA 5M

(SAN JAVIER)
PROFUNDIDAD: 5m



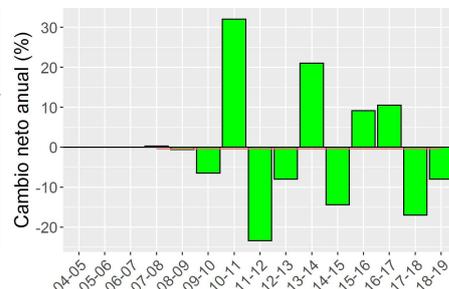
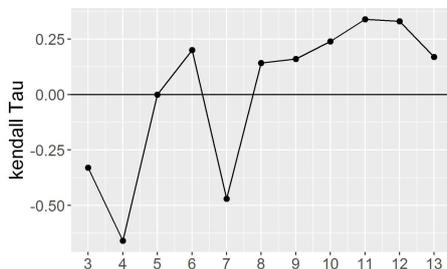
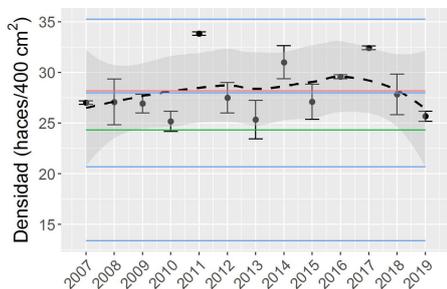
La **densidad de haces** en esta estación ha mostrado valores que aumentan de forma progresiva desde la categoría de “normal” en 2005 a la categoría “alto” en 2011. Posteriormente, los valores se reducen hasta alcanzar en el último muestreo de 2019 una categoría normal (0) que coincide con la media de la serie histórica. Por ello, los valores de K-Tau muestran en el último muestreo los menores valores de toda la serie temporal (K-Tau +0,07; $p < 0,05$) indicando una tendencia estable. Los bajos valores de crecimiento anual promedio (-0,55%) y de crecimiento total de la serie (-7,8%, estable) apoyan el comportamiento estable de este descriptor en esta pradera.

En los **cuadrados permanentes** los valores de densidad de haces han sufrido una importante disminución entre 2010 y 2013, y aunque en 2015 han experimentado una notable recuperación, durante los años posteriores se vuelve a reducir de forma evidente. La tendencia general de la serie temporal es regresiva baja (K-Tau = -0,35; $p > 0,05$) y las tasas promedio de cambio anual (-4,21%) y de crecimiento neto total (-27,3%; regresivo bajo) son negativas.

Los valores de **cobertura** de Isla Grosa 5m muestran un crecimiento progresivo a lo largo de la serie temporal pasando de la categoría “baja” en 2005 a la categoría “normal” (0) en 2019, coincidente con la media de toda la serie. La tendencia resultante de dicho comportamiento es de progresiva alta (K-Tau = +0,51; $P < 0,05$), y en consecuencia, el promedio de crecimiento anual (+3,8%) y el crecimiento neto total de la serie (+45,8%; progresivo alto) son marcadamente positivos.

E19 ISLA GROSA 12M - CAULERPA

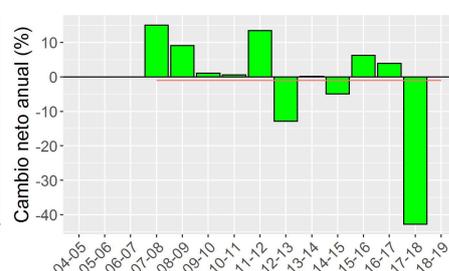
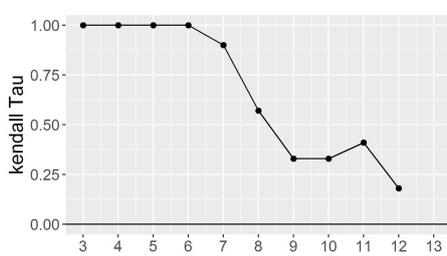
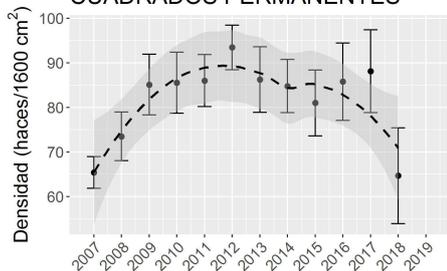
ISLA GROSA 12m
DENSIDAD



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

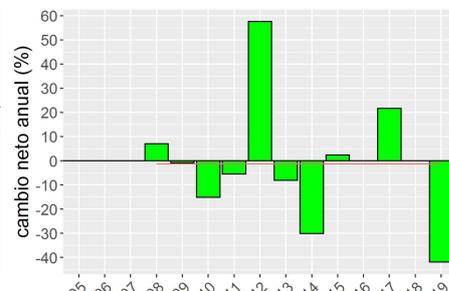
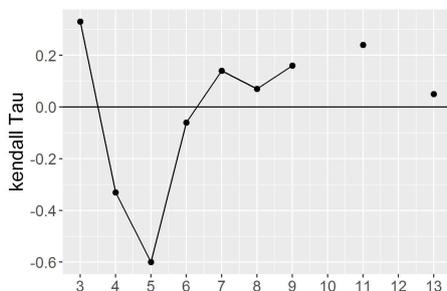
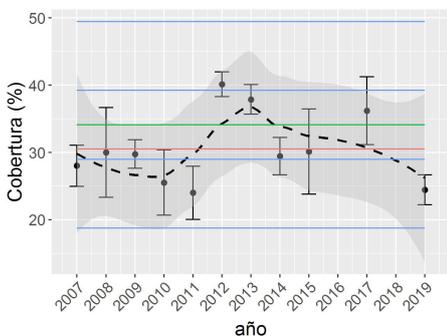
ISLA GROSA 12m
DENSIDAD
CUADRADOS PERMANENTES



Número de años de la serie temporal

Periodo anual

ISLA GROSA 12m
COBERTURA



Número de años de la serie temporal

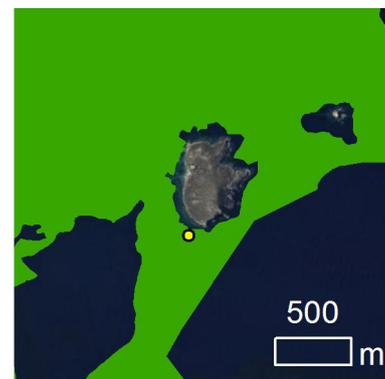
Periodo anual

De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E19 ISLA GROSA 12M - CAULERPA

(SAN JAVIER)

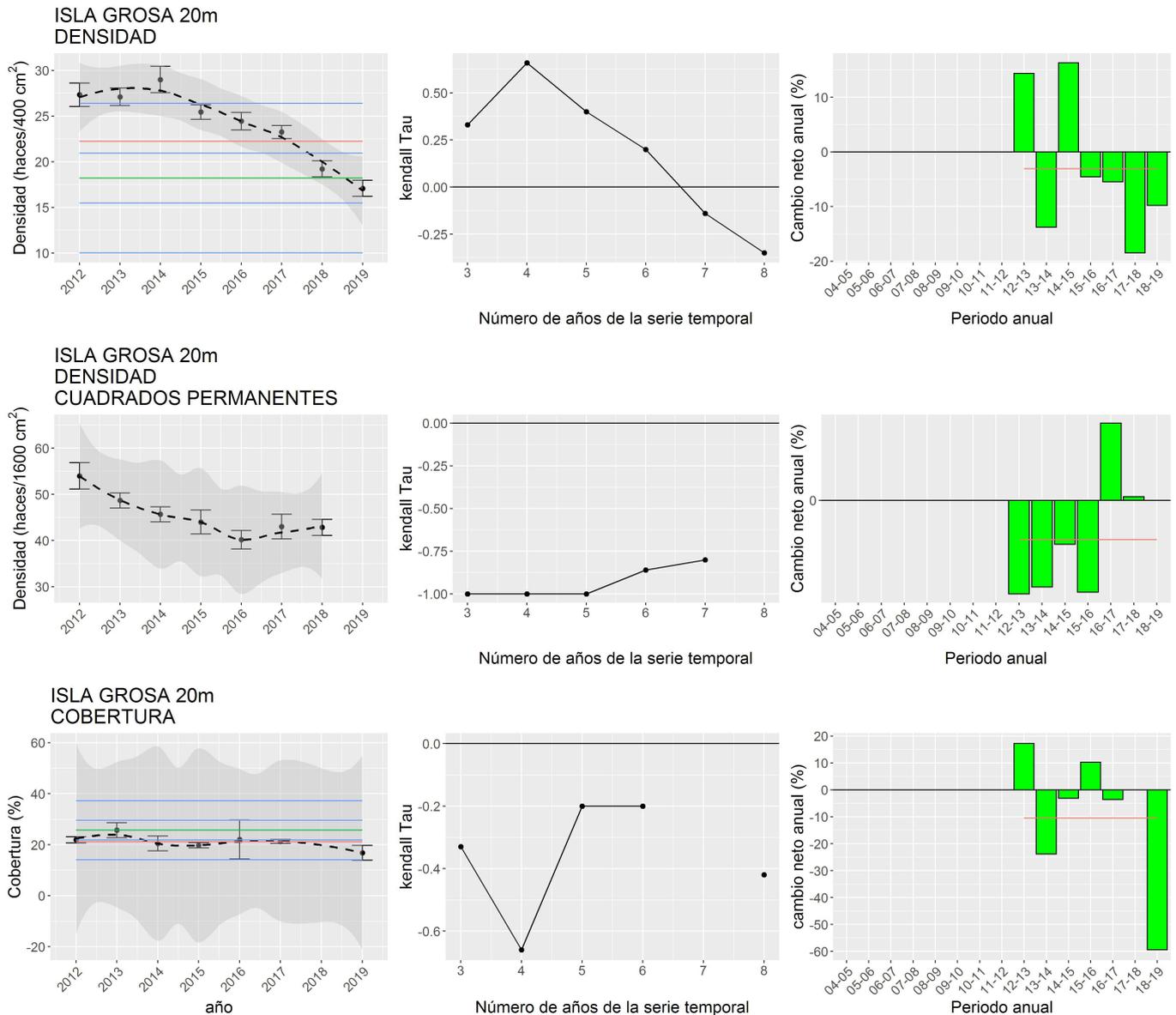
PROFUNDIDAD: 12m



El valor medio de **densidad de haces** de la serie temporal se encuentra en la categoría “alta” (+1), con valores anuales que han ido fluctuando entre esta y la categoría normal. El valor de K-Tau resultante indica una tendencia progresiva baja (K-Tau = +0,17; $p > 0,05$), aunque los valores de crecimiento medio anual (-0,4%) y de crecimiento neto total del periodo (-4,9%) son cercanos a cero (Estable).

La densidad de haces en los **cuadrados permanentes** muestra un incremento durante los primeros dos años de la serie temporal para posteriormente mantenerse constante durante ocho años y volver a los valores del inicio de la serie en el último muestreo. Los valores de K-Tau indican, sin embargo, una tendencia progresiva baja (K-Tau = +0,18; $p > 0,05$), si bien, las bajas tasas de cambio promedio anual (-1,01%) y de crecimiento neto total (-1,12%, estable) también sugieren la estabilidad de este descriptor.

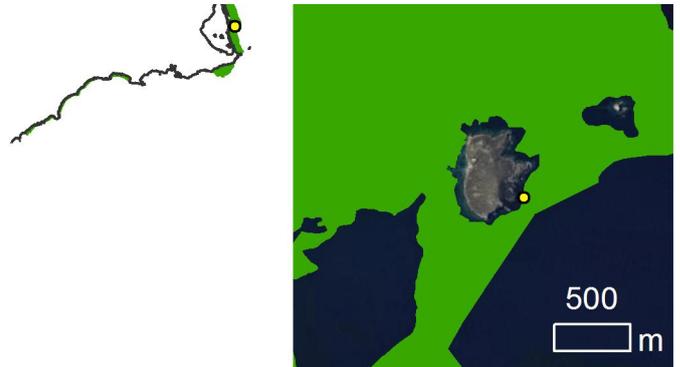
El descriptor **cobertura** de pradera muestra una tendencia general estable (K-Tau = +0,05; $p > 0,05$) con fuertes variaciones interanuales a lo largo de la serie y con un valor medio dentro de la categoría “normal” (0). El crecimiento neto medio anual cercano a cero (-1,3%) y los bajos valores de crecimiento neto total (-12,7%, estable) también refuerzan la estabilidad del descriptor.



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E20 ISLA GROSA 20M

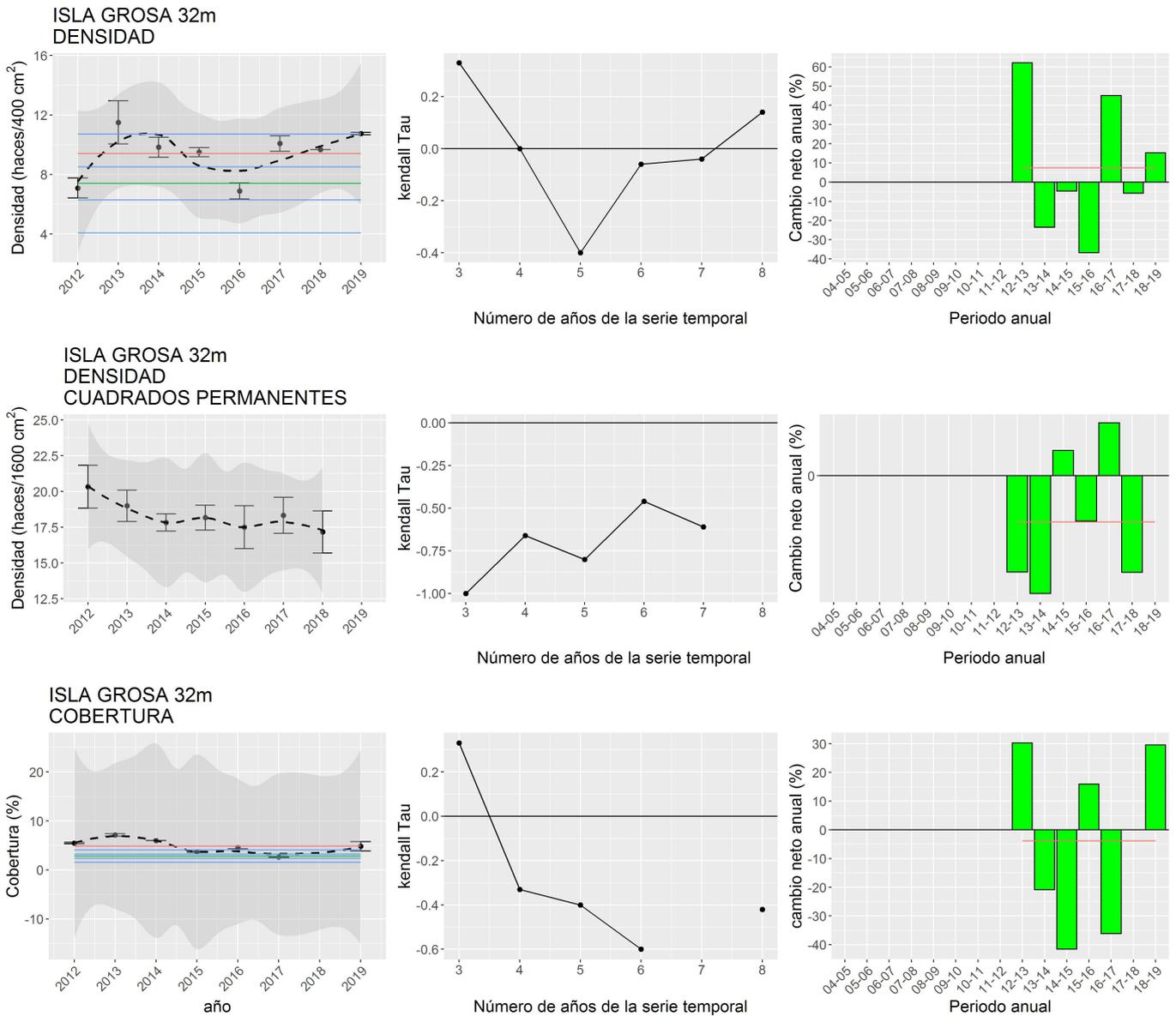
(SAN JAVIER)
PROFUNDIDAD: 20m



La **densidad de haces** en esta estación muestra valores anuales que se van reduciendo de forma progresiva, partiendo de la categoría “muy alta” en 2012 hasta alcanzar la categoría “normal” en 2019; el valor medio para la serie temporal se encuentra en la categoría de “alto” (+1). Esta regresión en la densidad de haces se ve reflejada en el análisis de tendencias, que muestra una tendencia regresiva moderada ($K\text{-Tau} = -0,35$; $p > 0,05$). Como resultado de este comportamiento regresivo, las tasas de cambio neto promedio para la serie (-3,1%) y las de crecimiento neto total (-37,5%, regresivo bajo) son significativamente negativas.

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** muestra una reducción progresiva entre los años 2012-2016 para posteriormente mantenerse estable en los últimos tres años, lo que se traduce en una tendencia regresiva alta ($K\text{-Tau} = -0,80$; $p > 0,05$). La regresión temporal de este descriptor se ve reflejada a su vez en los valores negativos de las tasas de crecimiento anual medio (-2,9%) y de crecimiento neto total (-21%; regresivo bajo).

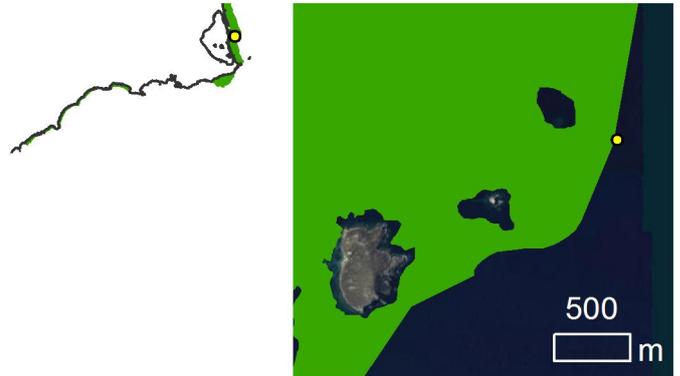
El descriptor **cobertura** muestra un valor promedio para toda la serie temporal dentro de la categoría bajo (-1), con datos anuales que fluctúan entre las categorías “normal” y “baja”. La tendencia temporal del descriptor es regresiva baja ($K\text{-Tau} = -0,42$; $p > 0,05$), con elevados valores negativos de crecimiento anual promedio (-10,42%) y crecimiento neto total (-23,2%; regresivo bajo).



De izquierda a derecha y por columnas: Gráficas 1. Evolución temporal de los descriptores (media anual y error estándar) y valores medios de las series temporales (línea roja), en verde los valores medios teóricos y en azul los límites de las categorías teóricas (para la densidad y cobertura): 1 = muy baja, 2 = baja, 3 = óptima, 4 = alta y 5 = muy alta. Gráficas 2. Variación de la magnitud de cada descriptor y signo de la tendencia de la serie temporal en función del número de años de la serie, representada por el estadístico no paramétrico Kendall-Tau. Gráficas 3. Porcentaje de cambio neto de los descriptores en cada periodo anual de la serie temporal. La línea roja es el promedio del porcentaje de cambio anual en el periodo de estudio.

E21 ISLA GROSA 32M

(SAN JAVIER)
PROFUNDIDAD: 32m



Los valores de **densidad de haces** de la serie temporal se mueven entre las categorías “normal” y “muy alta”, con un periodo en el que los valores se reducen de forma progresiva (2013-2106) seguido de otro periodo de crecimiento progresivo (2016-2019). El valor medio de toda la serie se encuentra en la categoría alta (+1). La tendencia actual del descriptor es estable ($K\text{-Tau} = +0,14$; $p > 0,05$) con tasas de crecimiento anual promedio y crecimiento neto positivas (7,4% y 51,6% respectivamente; progresivo alto).

La **densidad de haces en los cuadrados permanentes** muestra una reducción progresiva con el tiempo que el análisis de tendencias clasifica como una tendencia regresiva alta ($K\text{-Tau} = -0,61$; $p > 0,05$). Como resultado, la tasa de cambio anual promedio de la serie es de -2,4% y el crecimiento neto total para todo el periodo de -15,6% (regresivo bajo).

Los valores de **cobertura** muestran una reducción progresiva durante los último cinco años, si bien, en el último muestreo (2019) los valores se recuperan hasta alcanzar un valor próximo al del inicio de la serie, y que coincide con el valor promedio de la serie temporal dentro de la categoría “muy alto” (+2). El análisis de dicha evolución muestra una tendencia regresiva baja para este descriptor ($K\text{-Tau} = -0,42$; $p > 0,05$), y con las tasas de crecimiento anual promedio y de crecimiento neto total de la serie mostrando valores negativos pero no muy lejanos de 0 (-3,8% y -12,3% respectivamente; estable).

5.2.2 Índice de Estado Ambiental (IEA)

El análisis de componentes principales (ACP) realizado evidenció una alta correlación con igual signo de todos los descriptores de estado con el eje 1 del diagrama de ordenación, que además representaba un porcentaje de varianza del 53,64% frente al 18,96 del eje 2 (Figura 5.14). Estos resultados indican por tanto que existe una importante fuente

común de variación de todos los descriptores que se relaciona con el eje 1 y que dicho eje es adecuado como indicador del estado de las praderas. De acuerdo con esto, en el diagrama de ordenación que representa las estaciones de muestreo (Figura 5.14) las estaciones virtuales de referencia denominadas *estado óptimo* y *pésimo* están muy próximas al eje 1 y representan los valores extremos de estado de las praderas. El resto de estaciones se localizan a lo largo de este eje siguiendo un gradiente relacionado con su estado ambiental.

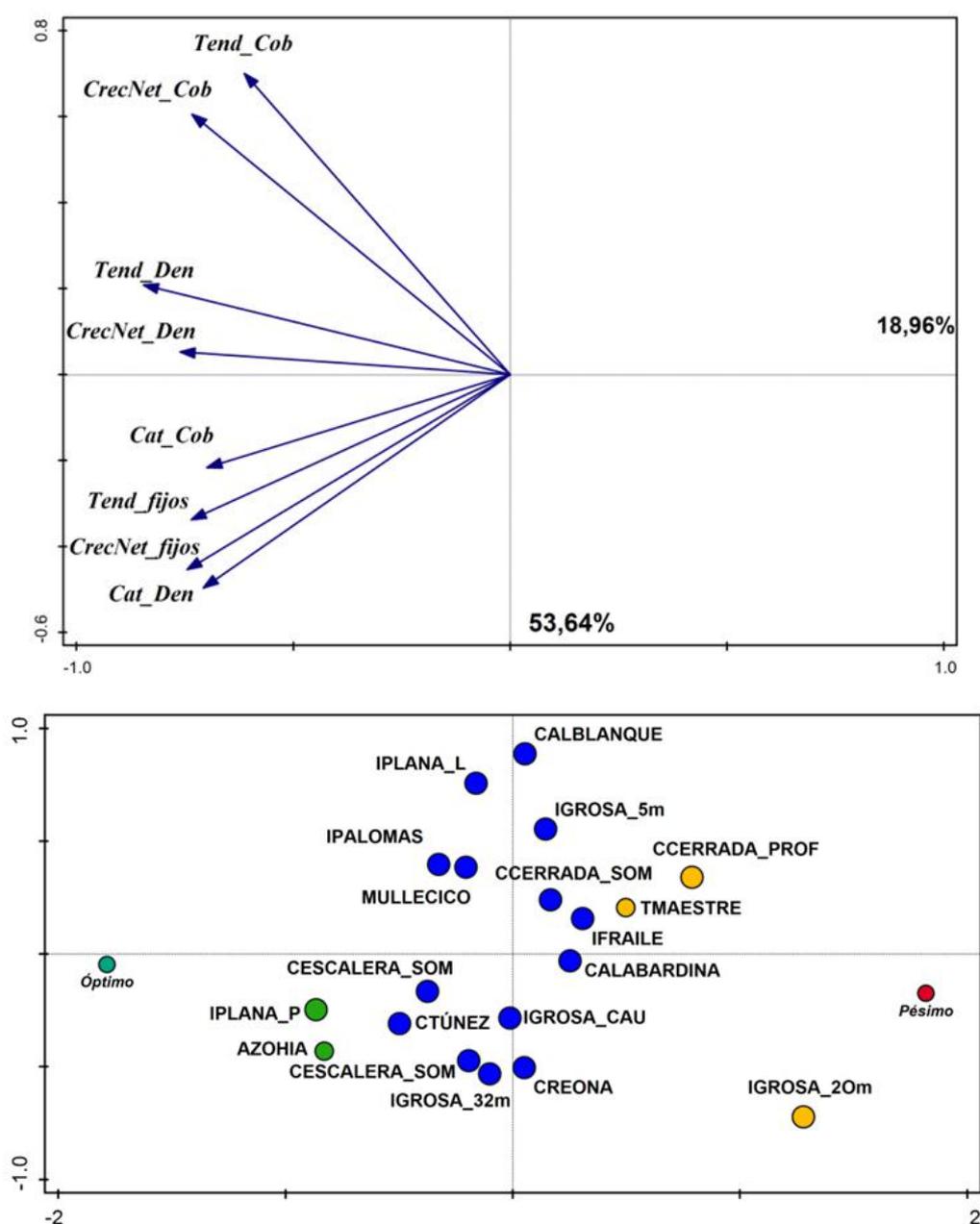


Figura 5.14. Diagramas de ordenación de los descriptores (arriba) y las estaciones de muestreo incluidas las estaciones virtuales *óptimo* y *pésimo* (debajo).

Los cálculos finales realizados para la obtención del IEA (Figura 5.15) clasifican dos de las praderas monitorizadas dentro del rango “Condición de Referencia” (La Azohía e Isla Plana Poniente) y tres con un estado de “Desviación no aceptable de las condiciones de referencia” (Tomas Maestre, Cala

Cerrada profunda e Isla Grosa 20m). El resto de las praderas monitorizadas (14) se encuentran en el rango “Desviación aceptable de las condiciones de referencia”. En total, 16 de las estaciones se encuentran en Buen Estado Ambiental y solo 3 presentan un estado Sub-BEA.

ESTACIÓN	Valor sobre eje 1	IEA	CLASIFICACIÓN DMEM	
Cala Túnez	-0,68	0,64	Desviación aceptable de CR	BEA
Cala Escalera somera	-0,51	0,61	Desviación aceptable de CR	BEA
Cala Cerrada somera	0,23	0,46	Desviación aceptable de CR	BEA
Cala Cerrada profunda	1,08	0,28	Desviación no aceptable de CR	SUB-BEA
La Azohía	-1,13	0,73	Condición de referencia	BEA
Isla Plana levante	-0,22	0,55	Desviación aceptable de CR	BEA
Calabardina	0,34	0,43	Desviación aceptable de CR	BEA
Isla del Fraile	0,42	0,42	Desviación aceptable de CR	BEA
Isla Plana poniente	-1,18	0,74	Condición de referencia	BEA
Cala Reona	0,07	0,49	Desviación aceptable de CR	BEA
Cala Escalera profunda	-0,27	0,56	Desviación aceptable de CR	BEA
Pto. Tomás Maestre	0,68	0,37	Desviación no aceptable de CR	SUB-BEA
Isla de las Palomas	-0,45	0,59	Desviación aceptable de CR	BEA
El Muellecico	-0,28	0,56	Desviación aceptable de CR	BEA
Calblanque	0,07	0,49	Desviación aceptable de CR	BEA
Isla Grosa 5 m	0,2	0,46	Desviación aceptable de CR	BEA
Isla Grosa 12 m	-0,02	0,51	Desviación aceptable de CR	BEA
Isla Grosa 20 m	1,75	0,15	Desviación no aceptable de CR	SUB-BEA
Isla Grosa 32 m	-0,14	0,53	Desviación aceptable de CR	BEA
Óptimo	-2,44	1		
Pésimo	2,48	0		

Figura 5.15. Tabla resumen con los valores obtenidos del IEA en cada estación de muestreo y su clasificación en términos de la DMEM.

5.2.3 Evaluación del Estado Ambiental de las praderas

E2: Cala Túnez (Cabo de Palos)

Esta pradera presenta unos valores de los descriptores de estado en categoría alto/normal y tendencias progresivas/estables que se traducen en un IEA dentro del rango “Desviación aceptable de la CR” pero muy próximo a la categoría Condición de Referencia. Se trata por tanto de una pradera en Buen Estado Ambiental, sin síntomas de deterioro, lo que coincide con la ausencia de influencia de presiones antrópicas.

E3: Cala Escalera Somera (Cabo de Palos)

Al igual que el caso anterior, esta estación presenta descriptores con valores dentro de la categoría alto/normal y tendencias progresivas/estables que reflejan un aumento en su densidad y una estabilidad de la distribución de la pradera. Esta pradera se clasifica dentro del rango “Desviación aceptable de la CR”, pero muy próxima a la Condición de Referencia. En términos generales se trata de una pradera en Buen Estado Ambiental, sin síntomas de deterioro, lo que coincide con la ausencia de influencia de presiones antrópicas.

E5: Cala Cerrada Somera (Cabo Tiñoso)

La estación de Cala Cerrada se encuentra localizada en una pequeña ensenada muy protegida dentro del Cabo Tiñoso. Estas características han propiciado que históricamente esta zona haya sido usada para el fondeo de embarcaciones y para la práctica del buceo deportivo. La detección regresión de la pradera causada por una fuerte erosión mecánica llevó a pensar que dichas actividades debían ser mejor gestionadas para evitar un mayor deterioro, lo que determinó la puesta en marcha de una serie de medidas de gestión (concienciación ambiental de usuarios, control del buceo e instalación de fondeaderos ecológicos). Actualmente, la pradera somera de esta localidad presenta tendencias estables a largo plazo, valores normales de densidad de haces y bajos de cobertura (principal síntoma de erosión mecánica), pero que determinan un valor de IEA todavía dentro del rango “Desviación aceptable de

la CR”, aunque muy próximo a una situación de desviación no aceptable. Este relativamente bajo valor de IEA se atribuye a los bajos valores de cobertura, pero también a una reciente y repentina la reducción del número de haces en las parcelas fijas. En cualquier caso se considera una pradera actualmente en Buen Estado Ambiental, lo que sugiere que las medidas comentadas anteriormente han evitado de forma efectiva que el deterioro en esta zona de la pradera no sea mayor (como ha ocurrido en su parte más profunda: ver siguiente estación). Se espera además que la reciente declaración de la Reserva Marina de Cabo Tiñoso permita un mayor control de las actividades que frecuentan la zona y mejore el IEA de la pradera.

E6: Cala Cerrada Profunda (Cabo Tiñoso)

La parte profunda de esta pradera registró una brusca y notable regresión de todos los descriptores durante los primeros años de seguimiento (2004-2005), que se relaciona con el impacto de las actividades humanas frecuentan tradicionalmente este espacio marino (ver estación anterior). Concretamente, en esta pradera los valores de densidad y cobertura han pasado de una categoría normal/baja a categoría muy baja. Además de esto la posición del límite inferior de distribución de la pradera ha cambiado de forma visible y ha desaparecido una superficie de pradera bastante amplia. Posteriormente, y a raíz del establecimiento de las medidas de gestión mencionadas para la estación de muestreo anterior, se ha observado una recuperación de la densidad de haces que se ha traducido en una tendencia progresiva/estable de la densidad de haces, que se sitúa ahora en valores cercanos a la categoría normal. A pesar de estos síntomas de mejora, el deterioro del número de haces en las parcelas fijas y la evolución de la cobertura muestran pérdidas netas importantes no reversibles, lo que da lugar a que actualmente la pradera mantenga un valor bajo de IEA y se clasifique como “Desviación no aceptable de CR” y en un estado que no cumple el BEA (sub-BEA).

E7: La Azohía

La pradera de la Azohía registra en la actualidad una tendencia a nivel de densidad de haces (tanto en los cuadrados al azar como en los cuadrados



*Figura 5.16. Cala Reona (-5 m)
Vista general de la estación de
muestreo (izda.) y detalle (abajo)
de la población de erizo
(Paracentrotus lividus) refugiándose
durante el día en los intersticios
de la mata de P. oceanica.
Fotografías: JM Ruiz*

permanentes) muy progresiva, que determina que los valores del descriptor se encuentren en niveles muy altos. La cobertura presenta niveles normales y una tendencia estable. Como consecuencia de estos resultados, el valor del IEA se encuentra dentro de la subclase “Condición de referencia”, y por tanto la pradera se clasifica como en Buen Estado Ambiental. Tanto la densidad como la cobertura han mostrado periodos de variación plurianual con tendencias claramente regresivas a lo largo de la serie histórica, sobre todo la cobertura entre 2005 y 2010. Analizando datos climáticos de la Región de Murcia se ha comprobado que dichos periodos eran coincidentes con ciclos temporales caracterizados por una frecuencia elevada de lluvias torrenciales que provocaban la descarga de importantes cantidades de agua y sedimentos a través de la rambla localizada justo en frente de la estación (Navarro Martínez, 2020; proyecto CCAMICEM, apartado 11). Durante los muestreos se ha podido constatar que tras estos episodios algunos de los cuadrados permanentes eran parcialmente enterrados por sedimentos finos, dando lugar a un incremento de la mortalidad de haces en dichos cuadrados (p. ej. crecimiento negativo del periodo anual 2008/09). Posteriormente, en periodos sin lluvias torrenciales, estos fenómenos

regresivos eran compensados por los fuertes incrementos registrados tanto a nivel de densidad de haces como de cobertura (p. ej. crecimiento positivo del periodo anual 2010/11), de manera que la pradera era capaz de recolonizar las zonas afectadas por la excesiva sedimentación. Esto es un claro ejemplo de cómo la dinámica vegetativa de las praderas permite su adaptación local al régimen de perturbación natural de cada sitio, en este caso el determinado localmente por la influencia de las descargas de materiales terrígenos de la rambla. Estos mecanismos permiten así la homeostasis de la pradera a nivel estructural a largo plazo, forman parte de la capacidad de resiliencia de las praderas a las perturbaciones y, aunque con fluctuaciones, mantienen a la pradera en un estado excelente, acorde con su profundidad y régimen de perturbación natural. No obstante, el cambio climático global está afectando la intensidad, frecuencia y duración de eventos climáticos extremos, y podría cambiar el régimen local de perturbaciones de este tipo de sitios costeros (proyecto CCAMICEM). En consecuencia estas praderas sujetas a este tipo de perturbaciones podrían ser muy vulnerables a la posible influencia de estos cambios del clima en los próximos años.

Figura 5.17. Detalle de la pradera de Isla Grosa 5 m.





Figura 5.18. Cala Cerrada Profunda (-21 m). Vista general de la estación donde se aprecia la fuerte regresión experimentada por esta pradera. Las piquetas que delimitaban el límite inferior han quedado en medio de un fondo arenoso y actualmente el límite se sitúa a una profundidad menor. En la foto de la derecha se aprecia la presencia del alga invasora *Caulerpa cylindracea* desarrollando elevadas biomásas en los fondos desnudos adyacentes. Fotografías: JM Ruiz.

E8: Isla Plana (Levante)

Se trata de una pradera sin influencia antrópica, en la que la densidad de haces al azar y la cobertura se mantienen dentro de la categoría normal y presentan tendencias progresivas. Sin embargo, las parcelas fijas muestran una tendencia regresiva del número de haces desde 2009, tras un periodo inicial muy progresivo (cambio neto del periodo de -33,8%). La discrepancia entre éste resultado y la evolución de la densidad de haces (en cuadrados al azar en manchas), es que ambos métodos difieren en el criterio de medición. En este caso se hace evidente la necesidad de medir los cambios de la estructura de la pradera a diferentes escalas de medición, siendo el método de las parcelas fijas el que probablemente refleja de forma más precisa y fiable estos cambios. Las causas de este declive del número de haces de los cuadrados no está clara. No existe un impacto

asociado a una actividad humana. Se trata de una zona somera hidrodinámicamente muy expuesta, lo cual podría estar influyendo en esta dinámica. Por otro lado habría que ver la influencia que está teniendo en esta dinámica el calentamiento progresivo de las aguas costeras de Murcia (ver apartado 8). A pesar de este resultado, la estructura de la pradera se mantiene en la categoría “Desviación aceptable de CR” y, por tanto, se encuentra en Buen Estado Ambiental.

E9: Calabardina (Águilas)

En esta pradera todos los descriptores muestran una tendencia predominantemente estable. La densidad de haces muestra valores medios dentro de la categoría “alto” con respecto al valor teórico estimado para su profundidad mientras que los valores promedio de cobertura son categorizados como “bajos”. Actualmente se considera una pradera

sin influencia de presiones antrópicas, aunque cabe destacar que el límite inferior de esta pradera, situado a varias decenas de metros de la estación de muestreo, experimentó una importante regresión a consecuencia de la pesca de arrastre. A pesar de la tendencia estable predominante, la dinámica de los tres descriptores ha sido bastante fluctuante, con periodos plurianuales regresivos alternando con años y periodos marcadamente positivos. De nuevo, esta dinámica puede estar reflejando las características propias del régimen natural de perturbación de la localidad. Se trata de una zona muy expuesta a temporales de poniente cuyo efecto es observable a simple vista por la presencia de rizomas muy desenterrados, sedimento grueso y escaso, y abundantes fragmentos de pradera arrancados. Los periodos regresivos observados en ambos descriptores parecen por tanto estar relacionados con los efectos erosivos de estos fuertes temporales. Sin embargo, como demuestran los datos obtenidos, a largo plazo la pradera es capaz de recuperar las pérdidas ocasionadas tras estos temporales. Esta recuperación parece ser más rápida para el descriptor densidad de haces, mediante la división de los existentes, que en el caso de la cobertura de la pradera que conlleva recolonización del fondo marino anteriormente ocupado. En cualquier caso, su clasificación como “Desviación aceptable de la CR” y en Buen Estado Ambiental muestra una vez más la capacidad de adaptación de las praderas a las perturbaciones naturales de carácter climático. Sin embargo, dada la proximidad del valor del EIA a la categoría inferior (desviación no aceptable) sugiere que esta pradera podría ser vulnerable a futuros cambios del régimen local de perturbaciones dirigido por los cambios del clima asociados al cambio climático global. Estos cambios podrían alterar este aparente equilibrio si se supera la capacidad de recuperación de las praderas naturales, acelerando la erosión de las mismas y su regresión.

E10: Isla del Fraile (Águilas)

Los tres descriptores empleados (densidad de haces en cuadrados al azar y permanentes, y cobertura de pradera) indican que la tendencia en la población de la Isla del Fraile es estable tras década y media de seguimiento. Los valores de densidad y cobertura se ubican en las categorías normal y baja respectivamente. En función de estos resultados, la

pradera se clasifica como en Buen Estado Ambiental y Desviación aceptable respecto a CR, aunque los valores del IEA están muy próximos a la situación de desviación no aceptable. La dinámica de la estructura de esta pradera es muy similar a la descrita para la de la estación anterior (Calabardina), que se encuentra en la misma bahía a escasa distancia una de otra. Por tanto, la dinámica fluctuante de esta pradera podría responder igualmente al régimen local de perturbación. No obstante, en este caso hay que tener en cuenta que esta pradera está protegida de los temporales de poniente y que se encuentra próxima a una instalación de acuicultura para el engorde de peces en jaulas flotantes. Como se ha comentado en informes anteriores, estudios previos desarrollados por este grupo de investigación (datos propios, no publicados) han puesto de manifiesto que la fase disuelta de los vertidos orgánicos generados por esta piscifactoría alcanza la pradera estudiada, por lo que no se puede descartar que la influencia de esta presión difusa contribuya a la dinámica de la pradera descrita en esta localidad y al bajo valor de EIA obtenido, aunque son necesarios estudios específicos para poder realizar una valoración cuantitativa, detallada y precisa que incluya otras zonas de esta pradera más vulnerables y próximas a las instalaciones acuícolas, como el límite inferior de la pradera profunda.

E11: Isla Plana (Poniente)

La pradera de Isla Plana Poniente presenta unos valores medios de densidad y cobertura en categoría “alto” que concuerdan con las tendencias progresivas registradas en los tres descriptores empleados. Se trata de una pradera no influenciada por presiones antrópicas con valores de IEA dentro del rango de Condición de referencia y por tanto clasificada con en Buen Estado Ambiental. Esta pradera presenta estructuras tipo arrecife-barrera muy desarrolladas y alberga una diversidad de ambientes que hace de esta localidad un ejemplo muy representativo de la importancia ecológica de estos ambientes someros, con un importante papel en la biodiversidad y otros servicios y funciones propios de estos hábitats.

E12: Cala Reona

Las tendencias de los descriptores densidad de haces (al azar) y cobertura de pradera han mostrado



Figura 5.19. Vista general de un punto de muestreo en la estación ubicada en la pradera de Calabardina (-16 m). Fotografía: JM Ruiz

una tendencia estable a lo largo de los años de la serie temporal, con valores promedios dentro de las categorías de “alto” y “bajo”, respectivamente. Por su parte, la densidad de haces en los cuadrados fijos muestra una tendencia general progresiva moderada y un incremento entre el inicio y final de la serie del 50%. Estos resultados determinan un valor de IEA dentro de la categoría “Desviación aceptable respecto a CR” pero relativamente alejado del rango de Condición de referencia. Esta situación podría reflejar, por un lado, el régimen natural de perturbaciones de la zona, muy expuesta a factores hidrodinámicos. Es una pradera que se ha desarrollado sobre una plataforma rocosa muy heterogénea, por lo que la combinación entre éste y el anterior factor (hidrodinámica) podrían haber limitado un mayor desarrollo de la pradera a nivel de cobertura. Por otro lado, no debe descartarse la influencia de las aguas residuales provenientes la EDAR de Cabo de

Palos como consecuencia de la rotura de su emisario, muy próximo a esta pradera. La influencia de estos vertidos podría estar relacionada con las elevadas densidades de erizos (*Paracentrotus lividus*) observadas en esta estación ($4,17 \pm 11,74$ indiv./m²), que son las más elevadas de las observadas en el resto de praderas monitorizadas. La relación positiva entre la abundancia de erizos en la pradera y la materia orgánica ha sido puesta en evidencia en trabajos anteriores (Ruiz et al., 2009) En cualquier caso, en la actualidad se considera que la pradera se encuentra en Buen Estado Ambiental.

E13: Cala Escalera Profunda (Cabo de Palos)

La evolución temporal de la densidad de haces presenta una tendencia estable en los cuadrados al azar y progresiva en los cuadrados permanentes, mientras que la cobertura exhibe una dinámica en



Figura 5.20. Vista Panorámica de la estación Isla del Fraile. Fotografía Javier Ferrer.

regresión (debido principalmente a la importante reducción de este descriptor entre 2005 y 2009). El valor promedio de densidad de haces de la serie se ha mantenido estable a lo largo de los años en la categoría de “alto”, según el modelo teórico, con valores en 2019 prácticamente iguales a los del inicio en 2004. Los valores de cobertura de pradera, por su parte, han mostrado un valor promedio en la categoría de “bajo” pero con un número igual de años con crecimiento anual positivo y negativo. Esto se debe a una reducción de la cobertura de pradera del orden del 65% entre 2005 y 2007. Al tratarse de una zona colindante con la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas no existen en la zona perturbaciones antrópicas que expliquen estas fuertes fluctuaciones interanuales del descriptor cobertura, por lo que deben estar relacionadas con las características ambientales locales. Al ser un cabo sus fondos están expuestos a una elevada energía hidrodinámica, lo que se intensifica con la elevada pendiente del fondo. Esto hace que las praderas de esta zona reciban con mayor intensidad los efectos de eventos extremos como temporales históricos. De hecho, en enero de 2005 tuvo lugar un temporal histórico de componente SW que tuvo especial incidencia en la zona de Cabo Palos y que podría explicar la drástica reducción de la cobertura justo

en los años siguientes a 2005. Como ya ha sido comentado en alguno de los casos estudiados, resultados podrían estar reflejando la dinámica natural de estas praderas fragmentadas, características de zonas costeras expuestas, definida por ciclos plurianuales (casi decadales) de erosión-recuperación acoplados a la frecuencia de temporales extremos. El cambio climático se piensa que tenderá a incrementar la intensidad y frecuencia de los temporales extremos, de forma que la dinámica de las praderas de estos ambientes particulares podría verse afectada en las próximas décadas. Actualmente la pradera se encuentra en Buen Estado Ambiental dentro de la clase Desviación aceptable de CR.

E14: Puerto Tomás Maestre

Tras 15 años de seguimiento, la densidad de haces en los cuadrados al azar y la cobertura de la pradera muestran una tendencia estable, con valores promedio en la categoría normal. Por el contrario, se ha observado una dinámica regresiva en las parcelas permanentes de densidad de haces, en particular a partir de 2015. Estos resultados establecen el valor del IEA en el rango “Desviación no aceptable de CR” (aunque próximo al límite con la clase desviación aceptable) y por tanto SUB-BEA. De acuerdo con



© Javier Ferrer

estudios anteriores (Marín-Guirao et al., 2017; Gil Martínez, 2020; Ruiz et al., 2020), este estado deteriorado esta posiblemente relacionado con la influencia de las aguas provenientes del Mar Menor y su impacto sobre la densidad de haces en las parcelas fijas. Esta pradera se encuentra ubicada en la salida del canal “El Estacio” donde se produce el intercambio de agua entre la laguna hipersalina y el Mar Mediterráneo adyacente. La presencia periódica de las aguas de la laguna determina la exposición fluctuante de la pradera a condiciones hipersalinas que superan los umbrales de establecidos para la especie. Sin embargo, estudios realizados por el grupo de investigación han evidenciado cómo las plantas de esta población han desarrollado mecanismos de aclimatación exitosos que le han permitido sobrevivir, aunque con ciertas limitaciones, bajo dichas condiciones de estrés hipersalino fluctuante (Marín-Guirao et al., 2018; ver apartado 11 de producción científica). Es posible, sin embargo, que esta resistencia se haya visto superada en los últimos años como consecuencia de los fuertes cambios experimentados por las aguas de la laguna tras la crisis distrófica del Mar Menor entre los veranos de 2015 y 2017, cuando el sistema lagunar cambió bruscamente de un sistema de aguas transparentes

dominado por vegetación bentónica a uno de aguas turbias dominado por el fitoplancton, produciendo la desaparición del 85% de los macrófitos bentónicos (Belando et al., 2019; ver apartado 11 de producción científica). La regresión en la densidad de haces registrada en las parcelas fijas podría ser por tanto un indicador temprano de la potencial influencia e impacto de las aguas procedentes de la laguna con altas cargas de nutrientes y elevada turbidez.

E15: Isla de las Palomas (Cartagena)

La estación localizada en la Isla de las Palomas presenta valores de densidad de haces al azar y cobertura dentro de la categoría normal y baja respectivamente. Actualmente las tendencias en todos los descriptores son progresivas o estables. El límite inferior de esta pradera experimentó hasta los años 90 del siglo pasado importantes alteraciones derivadas de su uso rutinario por la flota arrastrera, lo que podría explicar que la cobertura se mantenga en niveles relativamente bajos (para su profundidad). Sin embargo, los programas de protección de las praderas de *P. oceanica* mediante la instalación de arrecifes artificiales parece haber teniendo efectos positivos de cara a la recuperación de la estructura de la pradera, tal y como indicaron las tendencias

progresivas observadas en general en los descriptores. El valor actual del IEA es elevado y se ubica dentro del rango “Desviación aceptable de CR”, clasificando a la pradera como en “Buen Estado Ambiental”.

E16: El Muellecico-(Cabo Tiñoso)

Los descriptores de esta pradera muestran en general una tendencia progresiva. Sin embargo, aunque la densidad se encuentra dentro de la categoría normal, los valores medios de cobertura son bajos respecto los valores de referencia asignados por el modelo a esta profundidad. Al no existir presiones antrópicas conocidas, estos valores bajos de cobertura están posiblemente relacionados con las características geomorfológicas y oceanográficas de la zona donde se ubica. Las fuertes pendientes, los fondos rocosos y la elevada exposición hidrodinámica determinan un paisaje de pradera muy fragmentado que sea probablemente el causante de los bajos porcentajes de cobertura observados. Esta ha sido una de las áreas del litoral murciano más intensamente invadidas por el alga introducida *Caulerpa cylindracea* desde que apareció en 2006, aunque los estudios específicos desarrollados en esta pradera sobre la interacción del alga con la angiosperma han puesto de manifiesto la ausencia de efectos negativos en la estructura de la pradera (Bernardeau 2015, Bernardeau et al., 2020; ver apartado 7). El valor actual del IEA determina una “Desviación aceptable de CR”, y clasifica a la pradera como en “Buen Estado Ambiental”.

E17: Calblanque

Desde el inicio del seguimiento de esta pradera (año 2007) hasta la actualidad los descriptores densidad de haces y cobertura de pradera han mostrado una tendencia estable y progresiva, respectivamente, con valores en primavera de 2019 que son, respectivamente, un 15% y un 71% superiores a los del inicio de la serie temporal. Estos resultados contrastan con la tendencia regresiva observada para el descriptor densidad de haces en cuadrados fijos en el periodo 2011-2015, lo que ha dado lugar a una reducción neta de un 33% respecto al inicio del estudio. Esta discrepancia entre descriptores podría ser explicado por la influencia diferencial de perturbaciones naturales a diferentes escalas espaciales de la estructura de la pradera. Esta pradera se encuentra altamente fragmentada, probablemente

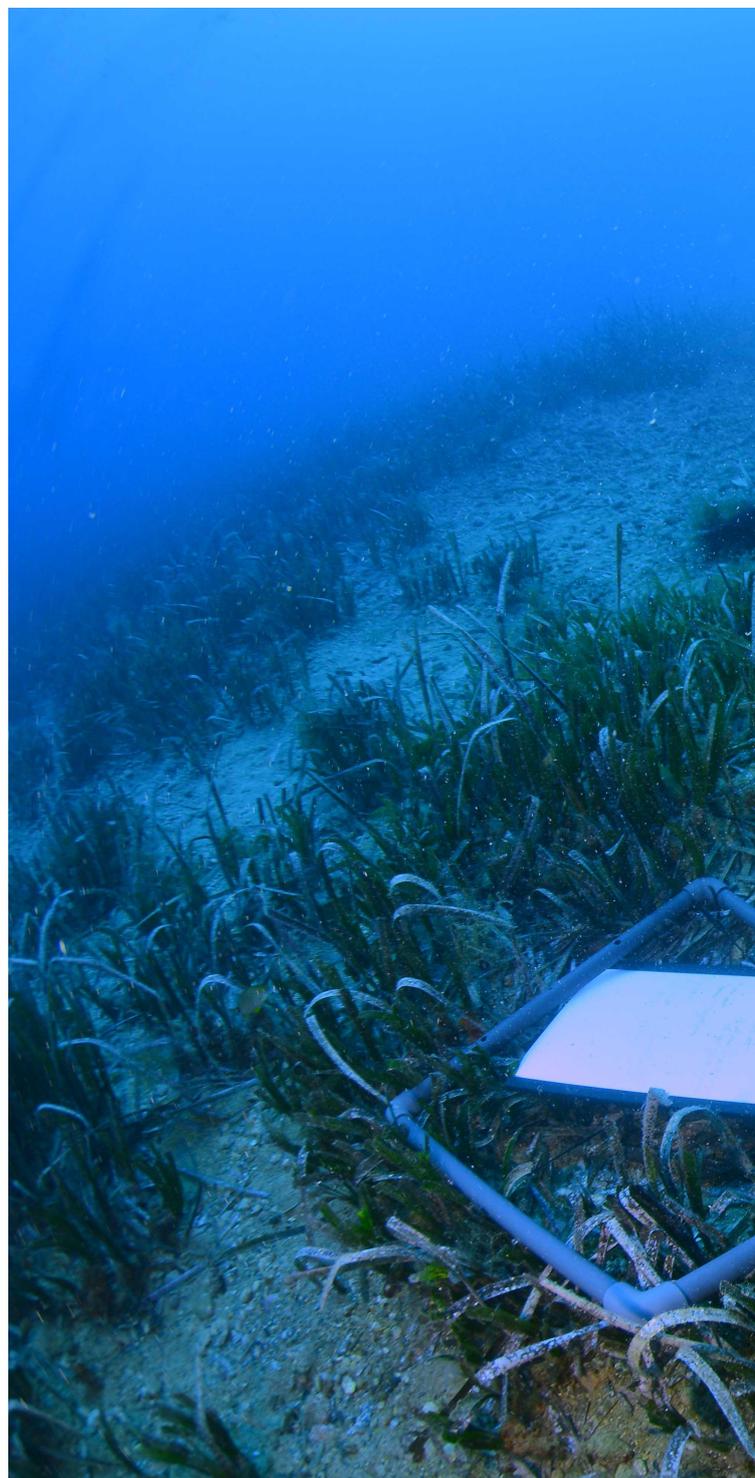


Figura 5.21. Cala Cerrada Somera (-12 m).
Detalle del muestreo. Fotografía Javier Ferrer.



debido a la elevada influencia de perturbaciones naturales de carácter hidrodinámico y sedimentario. En esta pradera las mediciones de la densidad de haces al azar y del porcentaje de cobertura se realizan en el interior de las grandes manchas de pradera. Sin embargo, en este caso los cuadrados permanentes se encuentran muy cerca del borde de estas manchas y, por tanto, en las zonas más vulnerables a la influencia de perturbaciones tales como el

desplazamiento de ondas de arena (mega-ripples), frecuentemente observadas en esta zona tras fuertes temporales, a pesar de la elevada profundidad de esta pradera (26 m). En repetidas ocasiones se ha observado que, tras estos temporales, tanto la comunidad de maërl que ocupa habitualmente los fondos blandos de esta zona, como los eventualmente densos tapices del alga invasora *C. cylindracea*, desaparecen casi por completo; además, se observan



Figura 5.26. Isla Grosa (5m). Vista general de la estación con diagnóstico de estado progresivo alto, aunque se han detectado síntomas regresivos en algunas zonas debido a la erosión del borde de la terraza de mata característico de esta pradera.

los mega-ripples y acumulaciones de sedimento y algas en los bordes de las manchas de *P. oceanica*, resultado de una elevada influencia del hidrodinamismo superficial sobre estos fondos capaz de causar efectos erosivos significativos e importantes alteraciones sedimentarias. Por tanto, no es de extrañar que exista un “efecto borde” en los bordes de las manchas de *P. oceanica* que explique los resultados obtenidos en los cuadrados permanentes. Se descarta la influencia negativa del alga invasora *C. cylindracea* en estos periodos de dinámica regresiva de los cuadrados permanentes (ver apartado 7; Bernardeau et al., 2020). Este caso de nuevo pone en evidencia la necesidad de emplear diferentes aproximaciones para caracterizar y detectar cambios temporales en la estructura de la pradera ya que los efectos de las perturbaciones locales no tienen que ser detectables a todas las escalas de medición empleadas. En definitiva, y ciñéndonos al caso que nos ocupa, según los datos obtenidos se trata de una pradera probablemente condicionada por la influencia del régimen local de perturbaciones naturales (erosión-sedimentación) ya que no hay evidencias de la influencia de presiones antrópicas. Los valores del IEA se encuentran dentro del rango “Desviación aceptable de CR”, aunque relativamente alejados de la Condición de referencia, posiblemente como consecuencia de la situación descrita anteriormente, propia de esa zona en concreto. En cualquier caso, a la

pradera se la asigna un Buen Estado Ambiental.

E18: Isla Grosa 5 m

Al igual que en la estación anterior, los descriptores de densidad al azar y cobertura, con valores dentro de la categoría normal, presentan una tendencia estable/progresiva que contrasta con la de los cuadrados fijos, claramente regresiva a partir de 2015. La pradera se encuentra dentro del LIC Medio Marino de la Región de Murcia y en la zona de amortiguación marina de la ZEPA Isla Grosa, por lo se puede considerar una zona altamente protegida frente presiones antrópicas. Por tanto, la tendencia regresiva detectada está posiblemente relacionada con las características del régimen natural de perturbaciones de esta zona. No obstante, pensamos que también ha contribuido la proximidad de los cuadrados permanentes al borde una terraza de mata de unos 2m de altura que ha mostrado evidentes síntomas de erosión a lo largo de los años estudiados. En consecuencia, la dinámica regresiva observada en la población de haces de los cuadrados permanentes podría no ser del todo representativa del resto de esta pradera. Por otro lado, habría que valorar el efecto de calentamiento progresivo de las aguas someras de esta zona puesto en evidencia a partir de 2015 en base a los datos obtenidos con los sensores sumergibles de temperatura (ver apartado 8). Esta dinámica regresiva determina que el valor del IEA, aun dentro del rango “Desviación aceptable de CR”, se encuentre relativamente alejado de la condición de referencia. En cualquier caso la pradera se clasifica como en Buen Estado Ambiental. Cabe destacar además que esta pradera albergaba la mayor población del molusco protegido *Pinna nobilis* (2,3 indiv./10 m²) en la Región de Murcia, pero que en la actualidad ha desaparecido debido a la drástica y generalizada regresión que ha sufrido esta especie en aguas del Mediterráneo occidental (Vázquez-Luis et al., 2017; ver apartado 11).

E19: Isla Grosa 12m – CAULERPA

Los tres descriptores empleados en el proyecto (densidad de haces en cuadrados al azar y fijos y la cobertura) presentan una dinámica estable, con valores promedio cercanos o superiores a la categoría “normal” de acuerdo con el modelo teórico desarrollado. Destaca en esta pradera la presencia

desde 2006 del alga invasora *C. cylindracea*, que aunque ha llegado a alcanzar extensiones y abundancias importantes sobre las comunidades de algas fotófilas adyacentes, apenas ha sido capaz de penetrar en el interior de la pradera (ver resultados específicos en apartado 8; Bernardeau, 2015; Bernardeau et al., 2020). Se le asigna un categoría “Desviación aceptable de CR” según el valor del IEA y se clasifica como en Buen Estado Ambiental.

E20: Isla Grosa 20m

Al igual que en las dos estaciones anteriores se trata de una pradera integrada en el LIC marino de la Región de Murcia y en la ZEPA Isla Grosa sobre la que no se conocen presiones antrópicas. Sin embargo, los valores de densidad y cobertura se encuentran dentro de la categoría “bajos” y todos los descriptores muestran una tendencia regresiva que se deriva de la reducción progresiva observada desde el inicio de la serie temporal en 2012. Estos resultados determinan un valor de IEA muy bajo, dentro de la categoría “Desviación no aceptable de CR” y se le adjudica a la pradera un estado sub-BEA. Esta pradera se ubica en una zona muy expuesta a temporales de levante, cuyos efectos se ven posiblemente amplificadas por la proximidad de las paredes verticales de Isla Grosa. Los resultados observados hasta la fecha podrían ser por tanto el reflejo de una limitación natural asociada a estos fenómenos. De todas formas, y más importante aún, la serie temporal de esta estación es todavía bastante corta (8 años), por lo que es probable que no refleje aún la dinámica real de esta pradera. Como hemos visto en otras zonas, la dinámica de la estructura de las praderas puede ser bastante fluctuante pero tener una tendencia general progresiva, regresiva o estable. Por tanto, si la ventana temporal de estudio es pequeña la probabilidad de obtener un diagnóstico de tendencia erróneo es muy elevada.

E21: Isla Grosa 32m

La densidad de haces al azar y la cobertura presentan valores dentro de las categorías alto/muy alto y tendencias progresivas/estables, que contrastan con las dinámicas observadas en los cuadrados fijos, que son regresivas. El IEA establece un valor en el rango “Desviación aceptable de CR” y se le asigna a la pradera un Buen Estado Ambiental. Al igual que



en el caso anterior, este diagnóstico debe ser interpretado con precaución ya que se trata de una estación con una serie temporal corta (8 años). La estación se localiza en el límite inferior de distribución de la especie en aguas de la Región de Murcia (32m). Estos límites de distribución son especialmente sensibles a perturbaciones antrópicas, de manera que incluso pequeños cambios en la calidad de la luz producidos por actividades que se desarrollan en zonas relativamente alejadas pueden tener un efecto relevante en la estructura de la pradera. A pesar de que esta estación se localiza en las inmediaciones de Isla Grosa y no existen evidencias de presiones antrópicas directas, actividades remotas desarrolladas en la zona como la pesca de arrastre (que provoca la resuspensión de los sedimentos), la acuicultura o los emisarios submarinos podrían estar generando un efecto negativo indirecto sobre estación, que explicara la dinámica regresiva observada en algún descriptor (p.e. tendencia de la cobertura). Estudios más específicos realizados por el equipo del GEAM-IEO en la zona ponen en evidencia, por un lado, que praderas muy próximas a una profundidad similar (28m) no muestran evidencias de síntomas regresivos y, por otro lado, que tampoco hay evidencias de la influencia de las mencionadas actividades humanas en la pradera de las inmediaciones de isla Grosa (Jiménez Casero, 2018, 2019). Además de todo esto

habría que mencionar el papel del calentamiento progresivo del agua observado estos últimos años en la zona (ver apartado 8). En cualquier caso, es necesario continuar con el seguimiento de esta estación para poder establecer un diagnóstico más preciso y establecer si realmente existe evidencias de la presión o el impacto de estas actividades.



Figura 5.27. Vista panorámica de la estación de Cala Reona.
Fotografía Javier Ferrer.

5.2.4 Síntesis y valoración general de resultados

La red de seguimiento de las praderas de *P. oceanica* en la Región de Murcia integra en esta edición información relativa a la evolución temporal de 19 estaciones distribuidas a lo largo del litoral murciano. Del total de 19 estaciones, 9 poseen en la actualidad series temporales de 15 años (2004-2019), 4 series de 14 años (2005-2019), 1 estación una serie de 13 años (2006-2019), 3 estaciones series de 12 años (2007-2019) y 2 estaciones, incluidas por primera vez en este informe, series temporales de 8 años (2012-2019). Ello significa que el 89% de las praderas monitorizadas a través del presente proyecto (17 de las 19 estaciones) disponen de series temporales de más de una década, lo que permite establecer un diagnóstico preciso y estable del estado ambiental de las praderas. Como ya ha sido discutido largamente en anteriores informes, y nuevamente ha sido puesto de manifiesto en la presente edición, muchas de las praderas estudiadas presentan ciclos progresivos y regresivos naturales de varios años de duración que

pueden afectar a los diagnósticos de tendencia, haciendo que sean erróneos si no se realizan en el contexto temporal adecuado (p. ej. en menos de 10 años).

En la presente edición se ha utilizado por primera vez un índice multimétrico (Índice de Evaluación Ambiental, IEA) para establecer el diagnóstico sobre el Buen Estado Ambiental (BEA) del hábitat, siguiendo las directrices definidas por la Directiva Marco Estrategias Marinas (DMEM). El cálculo de este índice ha permitido integrar de manera objetiva todos los descriptores de estado utilizados constituyendo una herramienta eficaz y sencilla para evaluar el Estado Ambiental de las praderas. En la actualidad, de acuerdo con los respectivos valores de IEA, los diagnósticos muestran que la mayor parte de las praderas monitorizadas se encuentran en Buen Estado Ambiental. Solo 3 de las 19 praderas monitorizadas se encuentra en un estado significativamente alterado que no cumple el BEA (sub-BEA). Concretamente se trata de las estaciones de Cala Cerrada-Profunda, Tomas Maestre e Isla

Grosa-20m. A continuación se comentan resumidamente estos tres casos de dinámica regresiva.

En el caso de la pradera profunda de Cala Cerrada (en cabo Tiñoso), a pesar de que el IEA establece una evaluación desfavorable, el análisis individualizado de los diferentes descriptores de estado permite observar que la implantación de medidas para reducir las presiones que históricamente han existido sobre esta pradera (buceo deportivo y fondeo no regulado de embarcaciones) están teniendo éxito. El incremento de la concienciación ambiental entre los usuarios, el control en las prácticas de buceo y la instalación de fondeaderos ecológicos han permitido constatar un cambio significativo en las tendencias de los descriptores, pasando de dinámicas regresivas a progresivas, lo que por ejemplo en el caso de la densidad de haces ha permitido su recuperación hasta niveles dentro de la categoría normal establecida por el modelo teórico de referencia. Este éxito se ve además corroborado por la evaluación de la estación Cala Cerrada Somera, que ha sido clasificada en 2018

como en Buen Estado Ambiental después de que en años precedentes se registrasen también fenómenos regresivos relacionados con las actividades antes mencionadas. Este llamativo resultado destaca la importancia que tienen los programas de seguimiento, ya que ofrecen la posibilidad de detectar las tendencias regresivas derivadas de actividades humanas, actuar para mitigar el impacto de dichas actividades y revertir el proceso para recuperar parcial o totalmente la pérdida del hábitat. En este caso concreto, los datos obtenidos en esta localidad fueron determinantes para la adquisición e instalación de tres fondeos ecológicos tipo “tornillo australiano”, de un modelo patentados por una empresa española (Figura 5.29; ver también apartado 11 de este informe). La instalación fue un éxito. Representando la primera experiencia en Murcia con este sistema de fondeo y que perdura en la actualidad en perfecto estado, a pesar del intenso uso que ha soportado desde su instalación en 2015.



Figura 5.28. Pradera destruida por dragado en Águilas. fotografía JM. Ruiz.

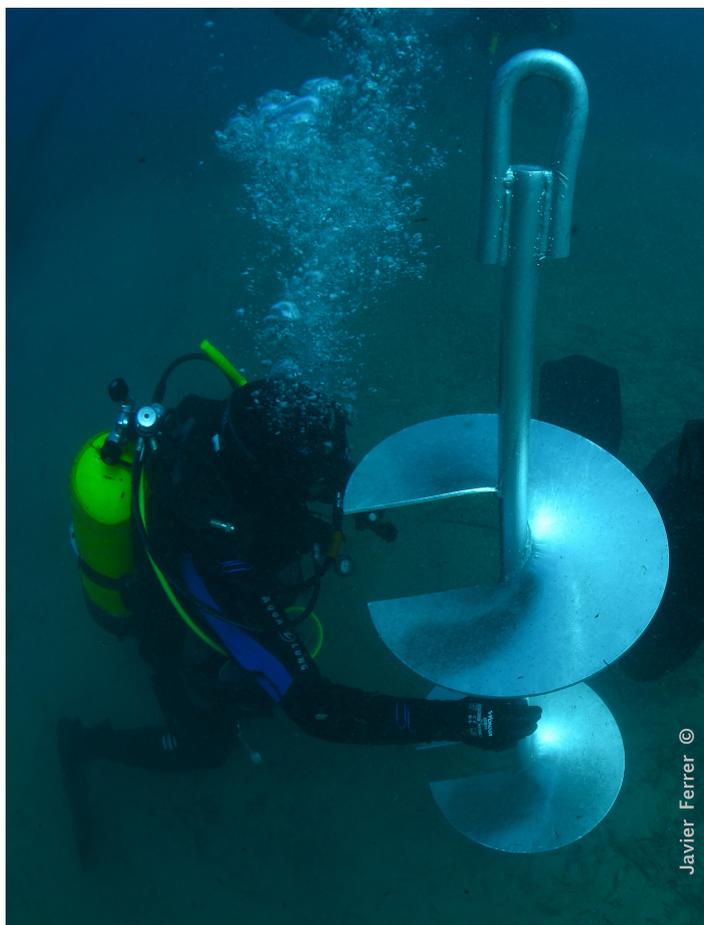


Figura 5.29. Instalación de un “tornillo australiano” en cala Cerrada (cabo Tiñoso). A la derecha se ve su aspecto una vez insertado en el sedimento, sobresaliendo solo una pequeña argolla a la que se sujeta la cadena de fondeo. Dicha cadena no toca el fondo en ningún momento gracias a una boya intermedia que la mantiene erecta en la columna de agua.

En el caso de Tomas Maestre, los valores bajos del IEA, y por tanto su clasificación dentro del estado sub-BEA, están condicionadas por las fuerte dinámicas regresivas de los cuadrados fijos. Como ya ha sido comentado en el apartado correspondiente, este descriptor demuestra tener particular capacidad para detectar cambios estructurales en la pradera que los otros dos descriptores (cobertura y densidad de haces dentro de las manchas) no son capaces de detectar. Esto podría ser considerado como un indicador de impacto temprano, que actúa antes de que la alteración de la pradera afecte a todos los niveles de la estructura de la pradera. En este caso, la alteración de la pradera parece estar relacionada con la influencia de las aguas turbias y cargadas de nutrientes procedentes del Mar Menor a partir de 2015, tras la crisis distrófica experimentada por la laguna a consecuencia del proceso de eutrofización. De acuerdo con otras fuentes de datos disponibles,

esta alteración de la pradera no solo ha tenido lugar en la pradera que hay justo frente la salida del agua lagunar por el canal del Estacio, sino que se extiende en un área bastante amplia que alcanza los fondos próximos a isla Grosa, lo que indica que el impacto de la eutrofización no solo ha afectado al ecosistema lagunar sino también al ecosistema marino del Mediterráneo adyacente (Martínez-Gil, 2020). El seguimiento en años futuros permitirá establecer el alcance y consecuencias de esta potencial fuente de presión, y si las medidas para la protección del Mar Menor son realmente efectivas no solo para el ecosistema lagunar, sino también para revertir los efectos colaterales en el ecosistema Mediterráneo adyacente.

Por último, Isla Grosa 20m es una de las estaciones para las que la serie temporal es todavía corta (<10 años) y es posible que el diagnostico realizado no

sea del todo preciso. La pradera se ubica en un entorno con una elevada protección ambiental (LIC Medio Marino, ZEPA Isla Grosa) en la que no se conocen presiones antrópicas que puedan ser relacionadas con las tendencias regresivas y los bajos valores de los descriptores registrados. Por tanto, esta situación podría deberse a la influencia de fenómenos naturales extremos (p. ej. temporales extremos) dentro de ciclos plurianuales que integran episodios periódicos de regresión y progresión que, como ya se ha visto en otras estaciones, derivan finalmente en una situación estable. Otro factor a tener en cuenta es el calentamiento progresivo de las aguas costeras del litoral murciano, observado a partir del análisis de las series temporales de temperatura obtenidas en este proyecto a partir de la instalación de sensores sumergibles de temperatura (apartado 8).

Aunque la mayor parte de las praderas monitorizadas han sido catalogadas como en Buen

Estado Ambiental, estos resultados no pueden ser extrapolados al conjunto de praderas de la Región de Murcia ya que la selección de las praderas empleadas para este estudio está sesgada hacia praderas localizadas en zonas del litoral murciano con buen estado de conservación (la mayoría se encuentran en figuras de protección como Reserva Marina, ZEPA y LIC). Es decir, la proporción de praderas afectadas por presiones antrópicas en la Región de Murcia puede ser sin duda mucho mayor de lo reflejado en este estudio, ya que la mayoría de estas praderas no han sido incluidas en este proyecto. Nuevamente cabe resaltar como ejemplos como el de Cala Cerrada demuestran cómo una gestión adecuada de las actividades humanas puede evitar o detener la pérdida de praderas e incluso permitir su recuperación (en caso de que la pérdida no sea total). Igualmente, la instalación de arrecifes artificiales ha demostrado ser una medida eficaz para detener la regresión de las praderas que hace varias décadas estuvieron intensamente expuestas al impacto de la



Figura 5.30. Trabajos de instalación de piquetas en la estación de Isla Grosa poniente. Fotografía JM. Ruiz.

pesca de arrastre, tal y como muestran los resultados obtenidos en praderas como la de Calabardina (Águilas) o la de la Isla de las Palomas (Cartagena). En cualquier caso, lo que si se puede decir es que las praderas de la región de Murcia no influenciadas por presiones antrópicas significativas, al menos en el periodo de años considerado (2004-2019), se encuentran en un estado ambiental favorable y presentan dinámicas características de praderas estables y progresiva en condiciones naturales. Estos resultados son similares a los obtenidos en las regiones vecinas de la Generalitat Valenciana (especialmente en Alicante; Guillén et al., 2013), pero contrastan con los de otras regiones del Mediterráneo español, como Baleares, en las que se han detectado tendencias regresivas de praderas no expuestas a impactos antrópicos aparentes en una proporción mayor de casos (Marbà, 2009). Recientes análisis realizados a gran escala (Europa y Mar Mediterráneo) a los que hemos contribuido con los datos de este proyecto (de los Santos et al. 2019) no apoyan la idea de una regresión generalizada de las praderas de *P. oceanica*, sino más bien de alteraciones y pérdidas relacionadas con factores antrópicos a nivel local y regional.

En el caso de las poblaciones de Baleares, las regresiones han sido asociadas a eventos de calor extremo, como la ola de calor de 2003, periodo durante el cual se superaron probablemente los umbrales térmicos de tolerancia de la especie, causando mortalidad masiva de plantas. Las series temporales del presente estudio, comenzaron justo después de la gran ola de calor de 2003 y, por tanto, no podemos afirmar con certeza si las praderas de la Región de Murcia estuvieron afectadas por el calentamiento asociado a esta ola de calor. No obstante, resulta bastante llamativo que un número elevado de praderas de nuestra red de seguimiento muestran una tendencia regresiva entre 2004 y 2006 para, al menos, uno de los dos descriptores, y/o estos años mantienen los valores medios más bajos de la serie temporal. De hecho, se puede comprobar cómo en muchas estaciones los descriptores (al menos uno de ellos) muestran inicialmente valores de Kendall τ negativos (tendencias regresivas), que con los años se van aproximando a cero (estables) e incluso se vuelven positivos (tendencias regresivas) al final de la serie temporal. Como hipótesis, es posible que los desequilibrios metabólicos inducidos por la ola de

calor sean compensados a nivel poblacional mediante una reducción del número de haces (incremento de la mortalidad) y que estos ajustes poblacionales se transmitan hacia los años siguientes al que se produce el calentamiento. Sin embargo, esto no es más que una hipótesis que necesita ser testada en aguas de la región, para lo cual resulta fundamental disponer de registros en continuo de temperatura que puedan relacionarse con las variaciones temporales de la estructura poblacional de las praderas, tal y como se empezó a trabajar en este proyecto (ver apartado 8).

A pesar de la evaluación positiva sobre el estado de las praderas de *P. oceanica* en aguas de la región, es importante resaltar que en muchos de los casos estudiados la estabilidad diagnosticada integra periodos plurianuales de crecimiento y pérdida neta de haces asociados a fenómenos naturales extremos (p. ej. temporales, lluvias torrenciales, olas de calor). Es por ello posible que en los próximos años/décadas esta tendencia se pueda tornar en regresiva como consecuencia del cambio climático global que está incrementando la frecuencia, intensidad y duración de eventos climáticos extremos. Si la dinámica de las praderas se encuentra acoplada a la periodicidad de dichos fenómenos, de manera que las pérdidas pueden ser compensadas entre eventos sucesivos, es posible que dicha capacidad se vea superada si la intensidad y frecuencia de los eventos extremos se ve incrementada en un escenario futuro (o presente) de cambio climático. Es por ello de gran importancia continuar con el seguimiento de las praderas en aguas de la región con el fin de detectar estos cambios de tendencia favorecidos por el cambio climático y activar las medidas de gestión que permitan la adaptación a tales cambios.

5.2.5 Calidad de los datos

La experiencia acumulada a lo largo de los años de proyecto (2004-2018) nos ha permitido realizar modificaciones de los métodos del proyecto que, sin duda alguna, han mejorado aspectos tan importantes como la seguridad de las inmersiones o la calidad científica de los datos. Estas modificaciones incluyen, entre otras, aspectos pedagógicos de la formación de los buceadores, control de la precisión y exactitud de las medidas, reducción del número de participantes y reducción del número de mediciones. De esta manera se ha consolidado un protocolo definitivo para llevar a cabo con éxito los objetivos del proyecto. Con respecto al objetivo de obtener datos científicamente válidos, éste ha sido confirmado

mediante la realización de controles específicos de los descriptores (mediciones realizadas por expertos) y la aplicación de filtros estadísticos. Una buena parte de los datos obtenidos por los buceadores voluntarios ha sido incorporada a las bases de datos en que se basan las series temporales obtenidas y analizadas en este informe.

Tabla 5.1. Participación de centros de buceo y buceadores voluntarios en el periodo 2004- 2018.

Años	Numero Estaciones	Número puntos / Estación		Número voluntarios
			Centros	
2004	9	10	8	107
2005	13	8	13	83
2006	14	6	10	49
2007	17	6	10	32
2008	17	6	11	47
2009	17	6	12	46
2010	17	6	9	66
2011	17	6	9	63
2012	17	6	9	65
2013	19	6	8	103
2014	21	6	8	64
2015	19	6	8	64
2016	19	6	3	14
2017	19	6	8	37
2018	19	6	8	30
TOTAL				870

5.2.6 Participación y perfil de los buceadores voluntarios

Los grupos de buceadores-voluntarios estuvieron, de forma general, compuestos por 8 integrantes, si bien, en varias ocasiones el equipo de trabajo empleó embarcación propia (neumática Posidonia Segundo del IEO) y en tal caso los grupos, por cuestiones logísticas, estuvieron formados por 8 personas.

Respecto a las características de los buceadores participantes, el 89% fueron hombres y el 11% mujeres. Rango de edad de los participantes fue muy amplio, aproximadamente entre 20 y 55 años.

Se observó que el nivel de buceo (titulaciones) de la mayoría de los voluntarios participantes pertenecía a un nivel intermedio (“2 estrellas” para la Federación Española de de Actividades Subacuáticas (FEDAS) o “avanzado” para otras asociaciones internacionales de buceo (PADI, ACUC, SSI, etc.)

Al igual que en años anteriores, la formación profesional de la población de buceadores voluntarios participantes es muy heterogénea.



*Figura 5.31. Buceadores voluntarios volviendo a superficie tras la realización de los trabajos de seguimiento en una de las estaciones.
Fotografía: JM Ruiz.*

A close-up underwater photograph of a Posidonia oceanica flower bud. The bud is a vibrant green color and is surrounded by several long, narrow, brownish-green leaves. The background is a deep blue, suggesting an underwater environment. The lighting is bright, highlighting the texture of the leaves and the structure of the flower bud.

Detalle de una flor de *Posidonia oceanica*. Fotografía: Javier Ferrer.

6

Floración en
las praderas
de *P. oceanica*

6.1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Posidonia oceanica, como el resto de angiospermas marinas, está completamente adaptada a desarrollar su ciclo de vida completamente sumergida en un medio salino como el que constituyen las aguas costeras de todo el planeta. A lo largo de su historia evolutiva, estas plantas han desarrollado complejas adaptaciones en su ciclo vital y reproductivo para colonizar este ambiente marino, entre las que se incluyen la reproducción sexual mediante flores sumergidas, la presencia de polen filamentosos para su transporte por las corrientes marinas y la polinización hidrófila. Debido a su carácter clonal, estas plantas también se reproducen de forma asexual mediante la incorporación de nuevos individuos genéticamente idénticos (clones) a lo largo del crecimiento del rizoma horizontal. Esta reproducción vegetativa ofrece una serie de ventajas como son la reducción de los costes asociados a la reproducción sexual, la existencia de múltiples versiones o copias que garanticen la supervivencia de un genotipo en caso de eventos de mortalidad, o el mantenimiento y propagación de genotipos mejor adaptados o más resistentes a los cambios ambientales. A pesar de todo ello, la reproducción sexual es de vital importancia para el mantenimiento de las praderas de angiospermas marinas y de su diversidad genética, ya que incrementa la resiliencia de las mismas frente a perturbaciones y favorece su adaptación a los cambios ambientales mediante la selección natural (Kendrick et al., 2016). La reproducción sexual es además ventajosa ya que facilita la dispersión de los individuos y genera un periodo de latencia (semillas) que permiten a las especies escapar, en el espacio y/o en el tiempo, de condiciones adversas. Algunos estudios también han demostrado la capacidad de *P. oceanica* de reproducirse mediante mecanismos de pseudoviviparismo, es decir, a través de la formación de nuevas plántulas directamente en la inflorescencia (Ballesteros et al., 2005). A pesar de su importancia, la biología reproductiva constituye uno de los aspectos menos conocidos de las angiospermas marinas.

Los órganos reproductivos en este grupo de plantas marinas son generalmente reducidos, siendo las flores de *Posidonia* una de las más grandes. Nueve de los trece géneros de angiospermas marinas presentan especies dioicas con individuos de ambos sexos separados, mientras que el resto son monoicas, o lo que es lo mismo, una misma planta tiene flores masculinas y femeninas. De estas últimas, solo el género *Posidonia* posee flores perfectas (hermafroditas), lo que significa que sus partes reproductivas masculina y femenina se encuentran en una misma estructura floral (Ackerman, 2006).

El ciclo reproductivo de *P. oceanica* muestra un desfase temporal entre las praderas someras y profundas, iniciando la

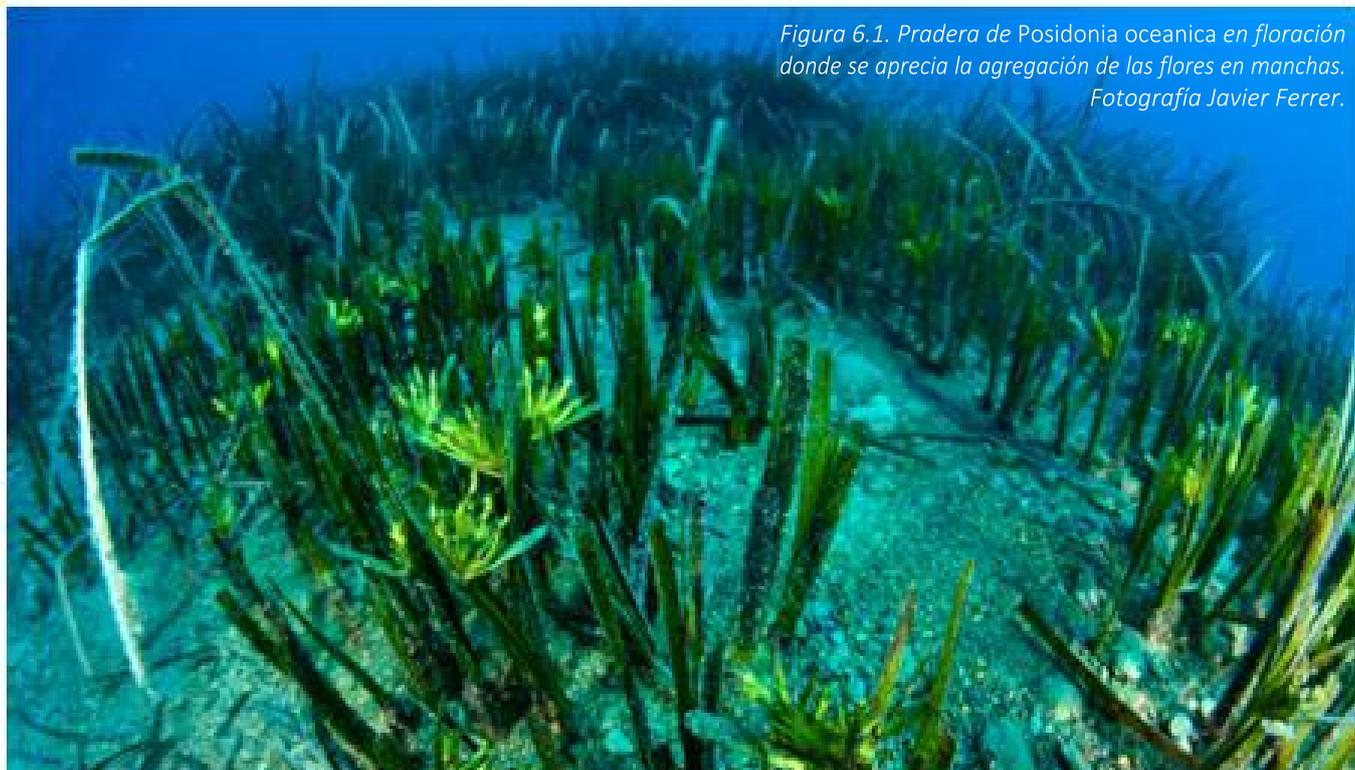


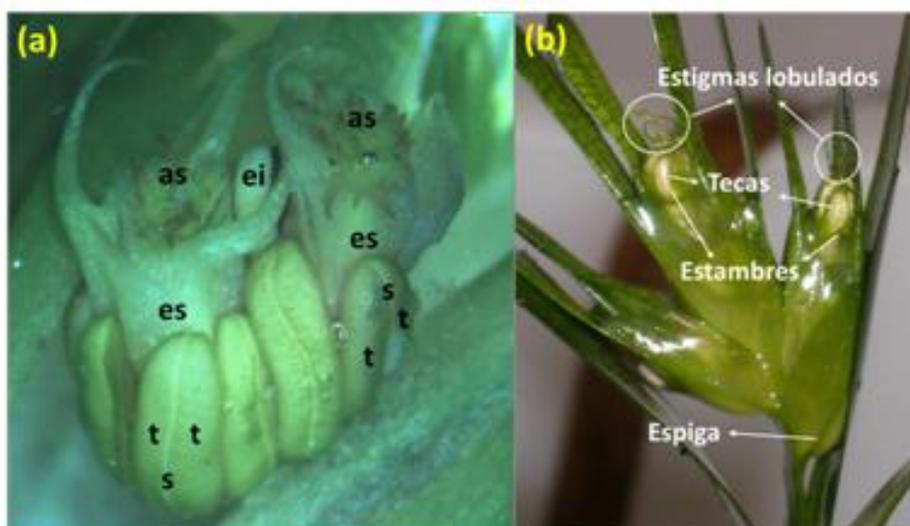
Figura 6.1. Pradera de *Posidonia oceanica* en floración donde se aprecia la agregación de las flores en manchas. Fotografía Javier Ferrer.

floración en las primeras al menos un mes antes que en las zonas profundas. Este desfase parece estar relacionado con los distintos regímenes térmicos existentes entre profundidades que se encuentran por encima y por debajo de la termoclina estival (Buia y Mazzella, 1991). Sin embargo, este patrón de floración no puede generalizarse, ya que en determinadas localidades y años se han observado floraciones masivas sincronizadas a lo largo de todo

el gradiente batimétrico de distribución de las praderas. De forma general, el ciclo sexual de *P. oceanica* se puede resumir en cuatro fases bien diferenciadas:

1. **Floración:** las flores aparecen a principios de otoño coincidiendo con el enfriamiento del agua y con el acortamiento de la duración de las horas de luz. En un mismo individuo las flores se encuentran

Figura 6.2. Inflorescencia de *P. oceanica* en estadio temprano de desarrollo en la que se observan dos flores hermafroditas inmaduras en crecimiento (Izquierda; Fotografía M. Jahnke). as: apéndices del estigma; es: estambre; t: teca; s: septo; ei: eje de la inflorescencia. Inflorescencia de *P. oceanica* con tres flores hermafroditas en estado avanzado de desarrollo (Derecha; Fotografía J.M. Ruiz). La forma lobulada de los estigmas indica que el órgano femenino ya se encuentra maduro mientras que los sacos polínicos de las tecas, llenos de polen, aún están inmaduros.



agrupadas en inflorescencias a modo de espiga (Figura 6.2). Cada espiga contiene a su vez varias espigas más pequeñas, denominadas especulas, en las que se desarrollan varias flores hermafroditas. Cada flor posee un solo óvulo y varias anteras dehiscentes, visibles a simple vista desde las primeras fases del desarrollo floral, y en las que se forman grandes cantidades de un polen especialmente adaptado a la dispersión en el medio acuático

2. **Fecundación y formación del fruto:** La fecundación tiene lugar normalmente sobre el mes de octubre. Los óvulos una vez fecundados se van engrosando hasta formar el fruto, que por su particular aspecto similar a una oliva son conocidos comúnmente como “oliva de mar” y que suelen ser visibles en la pradera desde el mes de diciembre (Figura 6.3). El fruto de *P. oceanica* es uno de los más grandes de entre las distintas especies de angiospermas marinas,

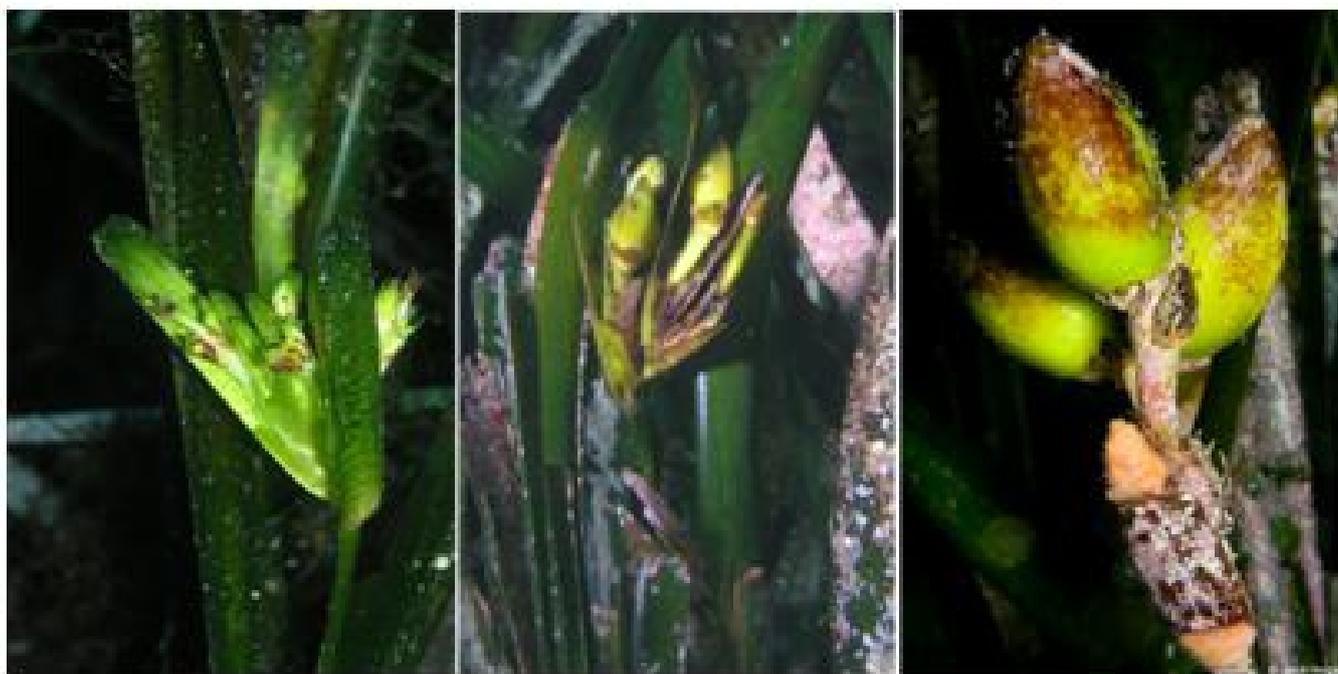


Figura 6.3. Desarrollo de los frutos de *P. oceanica*. Las fotos, de izquierda a derecha, muestran el desarrollo de los frutos tras la fecundación de las flores. Este proceso durante el cual se forma y desarrolla una única semilla en el interior de cada fruto tiene una duración aproximada de 6-7 meses. Fotografías J.M. Ruiz.

posee una única semilla en su interior y se desarrolla durante un periodo relativamente largo que no suele ser inferior a seis meses. Este prolongado periodo de fructificación permite a la planta acumular una gran cantidad de recursos en las semillas que les serán de utilidad para su éxito germinativo y el posterior desarrollo de las plántulas.

3. **Dispersión del fruto y germinación de la semilla:** Una vez maduros, los frutos se desprenden de las plantas y como consecuencia de su flotabilidad positiva se desplazan hasta la superficie, donde se dispersan a la deriva durante varios días arrastrados por los vientos y las corrientes marinas. Cuando el fruto se abre, libera una única semilla que al tener flotabilidad negativa se hunde de nuevo hasta el fondo donde germina produciendo el primer paquete

de hojas, un pequeño segmento de rizoma y un primer sistema radicular para fijarse al sedimento (Figura 6.4). Estas semillas no tienen periodo de latencia, en contraste con otras especies como *Cymodocea nodosa*, y su germinación comienza desde el momento que se abre el fruto. Otra particularidad de las semillas de *P. oceanica* es la enorme cantidad de nutrientes de reserva que almacenan y que ayudan al crecimiento de las plántulas durante su primer año de crecimiento. Además, durante los primeros meses tras la germinación, cuando la superficie foliar de las plántulas es reducida, la semilla es fotosintéticamente activa contribuyendo al crecimiento de las mismas en ambientes sombríos como los que se encuentran en el interior de las praderas de *P. oceanica*. Otra adaptación evolutiva

Figura 6.4. Plántulas de *P. oceanica* creciendo tras la germinación de la semilla sobre un sustrato arenoso (izquierda) y en el interior de una pradera entre individuos adultos de la especie (derecha).



de la especie es la formación de pelillos radicales adhesivos durante las primeras etapas de desarrollo del sistema radicular que ayudan a anclar a las plántulas a sustratos rocosos o en la propia base de la pradera (Badalamenti et al., 2015).

Las angiospermas marinas presentan a su vez una amplia variedad de mecanismos y estrategias de reproducción sexual para mejorar el cruce genético y reducir la probabilidad de autopolinización, ya sea entre flores de individuos separados y pertenecientes a un mismo clon o genet (geitonogamia), o entre las partes masculina y femenina de una misma flor (autogamia), hermafrodita en este caso. Estas estrategias incluyen la separación espacial de las estructuras reproductivas, o flores, macho y hembra (especies diclinas) así como la separación temporal en la maduración de los sexos dentro de la misma flor o del mismo clon (dicogamia). Un reciente análisis molecular de los tejidos florales masculino y femenino de *P. oceanica* ha aportado nueva información sobre la biología y ecología reproductiva de la especie y ha evidenciado que las partes femeninas de la flor hermafrodita maduran antes que las partes masculinas, estrategia conocida como protoginia, para evitar la autofecundación (Entrambasaguas et al., 2017).

La frecuencia y las tasas de floración en angiospermas marinas es específica de las especies y de los ambientes en los que crecen sus poblaciones, lo que sugiere la existencia de factores ambientales y genéticos en la inducción a la floración. En algunas especies la floración puede ocurrir a lo largo de todo el año, mientras que en otras presenta una fuerte estacionalidad y frecuencia relativamente variable.

En el caso de *P. oceanica*, la floración es un fenómeno esporádico e irregular que presenta una gran variabilidad temporal y espacial (Díaz Almela et al., 2006; Díaz Almela et al., 2007; Borum & Greve, 2004). Una revisión de los registros de floración de decenas de praderas entre 1980 y 2005 mostró una elevada variabilidad interanual en el número de praderas en floración, con porcentajes que varían entre el 3 y el 80% dependiendo del año (Díaz-Almela et al., 2006). Este estudio también mostró que solo el 2,4% de los haces investigados con técnicas constructivas (lepidocronología), algunos de los cuales tenían varias décadas de edad, habían florecido al menos una vez, aunque también se han registrado haces con evidencias de floración en años consecutivos. Además, y de forma general, solo pequeño porcentaje de haces florece dentro de una misma pradera, si bien, los valores varían mucho entre regiones, praderas y años, desconociéndose en gran medida la base biológica de estos patrones, así como las señales ambientales que inducen la floración en la especie. Por otro lado, una buena parte de las flores no acaba generando frutos debido a la incidencia de fenómenos naturales (p. ej. fuerte hidrodinamismo, herbivorismo, etc.) que afectan a su viabilidad. Los frutos a su vez presentan una probabilidad baja de germinar y enraizar, aspecto este último que se encuentra muy relacionada con las características del sustrato sobre el que se asientan (Badalamenti et al., 2015). La reproducción sexual de *P. oceanica* es por tanto un proceso al que se asocia un éxito reducido, sin embargo, ésta constituye la principal fuente de diversidad genética de las poblaciones naturales permitiendo la existencia de nuevas variaciones genéticas (genotipos) en las praderas y determinando

su resiliencia frente a los cambios ambientales.

A pesar de ser un fenómeno escaso y poco predecible parecen existir ciertas pautas cíclicas que podrían estar relacionadas con cambios cíclicos ambientales (Díaz Almela et al., 2007). En el Mediterráneo Occidental se han descrito episodios masivos de floración que han sido relacionados con la incidencia de anomalías positivas de la temperatura del agua (u olas de calor) que se producen en veranos y otoños especialmente calurosos, como los del 2003 o del 2006. A pesar de la correlación entre la temperatura y la incidencia de floración en las poblaciones de la especie, otros factores de índole ambiental, demográfica y genética han sido también propuestos como potenciales activadores de la floración en la especie. Estos incluyen entre otros la edad de los haces (Balestri y Vallerini, 2003), la disponibilidad de nutrientes y/o la relación de parentesco ente los haces (Jahnke et al., 2015) o la actividad solar (el número de manchas solares; Montefalcone et al., 2013). Determinar sin ambigüedad los factores que activan la floración en *P. oceanica* requiere la realización de experimentos en condiciones controladas de gran complejidad que hasta hace poco suponían una limitación dadas las dificultades de mantener en condiciones controladas a esta especie de crecimiento lento. Solo recientemente, mediante experimentos realizados en el sistema de mesocosmos desarrollado e implantado en el Centro Oceanográfico de Murcia, se han obtenido evidencias directas de que el incremento de la temperatura es un factor capaz de inducir la floración masiva de *P. oceanica* (Ruiz et al., 2018). Hecho que constata que los episodios de floración de las praderas son buenos macro-descriptores de los efectos del calentamiento global del Mediterráneo en los ecosistemas marinos, tal y como han reconocido importantes programas internacionales (p. ej. CIESM; Moschella, 2008; RAC/SPA, 2012). Aprovechando este evento de floración masiva bajo condiciones controladas de calentamiento, se han estudiado las bases genéticas y fisiológicas de la floración en la especie (Marín-Guirao et al., 2019). Los resultados de dicho estudio muestran que las plantas calentadas activan un conjunto de genes implicados en la floración inducida por estrés en plantas terrestres, lo que sugiere que

el estrés producido durante una ola de calor es responsable del fenómeno de floración observado, como insinuaba el hecho de que solo las plantas provenientes de ambientes fríos y más sensibles al incremento de temperatura florecieran en el experimento. Este resultado indica que la especie es más plástica y potencialmente más resiliente al calentamiento global de lo que se pensaba, ya que puede facilitar la adaptación de la especie a los cambios que está afrontando como consecuencia del cambio global.

En el caso de la Región de Murcia, al igual que para la mayoría de regiones del Mediterráneo, existe poca información relativa a eventos de reproducción, observándose en los pocos estudios realizados valores inferiores al 1% de haces en floración (Díaz Almela et al., 2006). En cualquier caso, como ya se comentaba anteriormente, la importancia de la reproducción sexual en *P. oceanica* así como sus efectos para la adaptación de las praderas a las amenazas asociadas al cambio climático es todavía poca conocida. En cualquier caso, la floración de las poblaciones, el desarrollo completo de los frutos y la germinación de las semillas, constituyen indicadores inequívocos del buen estado y vigor de las praderas. Además, fenómenos como el cambio climático pueden a su vez tener consecuencias sobre la fenología reproductiva (variaciones en la intensidad o en el tiempo de floración, por ejemplo) que a su vez puede ser uno de los mecanismos implicados en los cambios en la distribución y abundancia a pequeña y gran escala de las praderas de *P. oceanica* (Díaz Almela et al., 2007). Por tanto, el estudio de los fenómenos de floración en las praderas de la red de seguimiento puede ser importante para valorar el funcionamiento y estado ecológico de las praderas a largo plazo. Esta información unida a variables ambientales como los registros térmicos de las aguas costeras de la Región, permiten explorar los patrones espaciales y temporales de floración, así como los factores ambientales que pudieran estar implicados en la inducción a la floración en las praderas de *P. oceanica*. Estos estudios son de gran utilidad para predecir el futuro de la especie en aguas de la Región de Murcia y para incrementar el conocimiento que se tiene acerca de este importante proceso en la especie.

6.2 METODOLOGÍA

Para la caracterización cuantitativa de los procesos de floración en las distintas praderas de estudio se determinó el índice de intensidad de floración (FI), entendido este como el número de inflorescencias producidas por cada haz (n° inflorescencias haz^{-1}). Para la estima de esta variable se cuantificó el número de inflorescencias en los mismos cuadrados que se emplean para las mediciones de la densidad de haces (ver Estado y tendencia de las praderas de *P. oceanica* del presente documento). En aquellos casos en los que se observaba la presencia de flores pero éstas se encontraban fuera de los cuadrados de muestreo, se anotaba la presencia de inflorescencias en la

población.

6.3 RESULTADOS

En la figura se muestra la evolución de los valores de intensidad de floración (IF – índice de floración) de cada estación entre los años 2009 y 2018. De forma general, los años 2014, 2015 y 2017 pueden considerarse como años de floración generalizada en las praderas de la región observándose flores de *P. oceanica* en una elevada proporción de las estaciones que forman parte de este estudio. Cabe destacar a su vez, que en estos años la intensidad de floración ha sido elevada encontrándose valores de IF que se encuentran entre los mayores de la serie

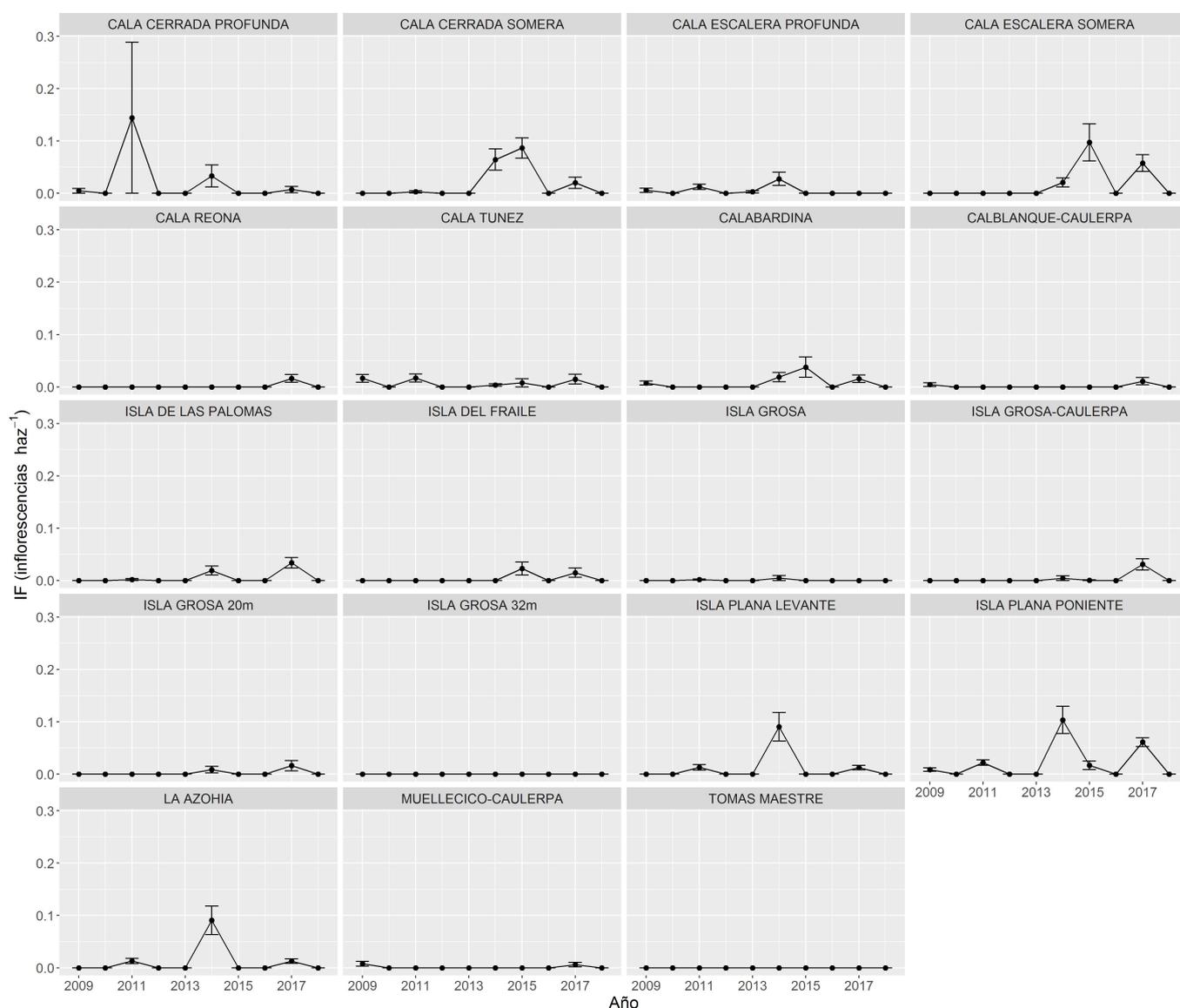


Figura 6.5. Evolución temporal de los índices de intensidad floración (IF, inflorescencias haz^{-1}) en las distintas estaciones de la Red de Seguimiento. (P= presencia de flores en la pradera pero fuera de los cuadrados de densidad)

histórica. Curiosamente, en los años 2016 y 2018, tras estos fenómenos de floración intensa, no se observaron flores en las praderas bajo estudio. En el año 2017 en particular, los mayores valores de IF se encontraron en la estación Isla Plana Levante con valores de IF promedio de 0,0813. Cabe destacar que esta estación somera (6 m) es la que ha mostrado mayor intensidad de floración de toda la serie histórica, con valores IF medios de 0,1818 inflorescencias haz⁻¹ en el año 2014.

El valor de IF promedio de todas las estaciones de la red (Figura 6.6) muestra una fuerte fluctuación temporal caracterizada por la alternancia de años en los que no se observan flores en ninguna de las estaciones (2010, 2012, 2016 y 2018) con años en

los que el índice de floración es elevado (2011, 2014, 2015 y 2017). El número de estaciones en floración muestra un patrón similar con años en los que más de la mitad de las estaciones activan la reproducción sexual y años en los que ninguna de las estaciones lo hacen. El mayor número de praderas en floración se observó en los años 2009 y 2017, cuando en 17 y 15 de las 19 estaciones estudiadas se observó este fenómeno reproductivo. Curiosamente, encontramos a su vez años en los que solo una fracción reducida de praderas entran en floración: una estación en 2012 y dos estaciones en 2013. Ambos parámetros, IF y número de estaciones en floración, muestran una correlación significativa ($r=0,654$; $p=0,040$), lo que sugiere que cuanto más extendida esta la floración

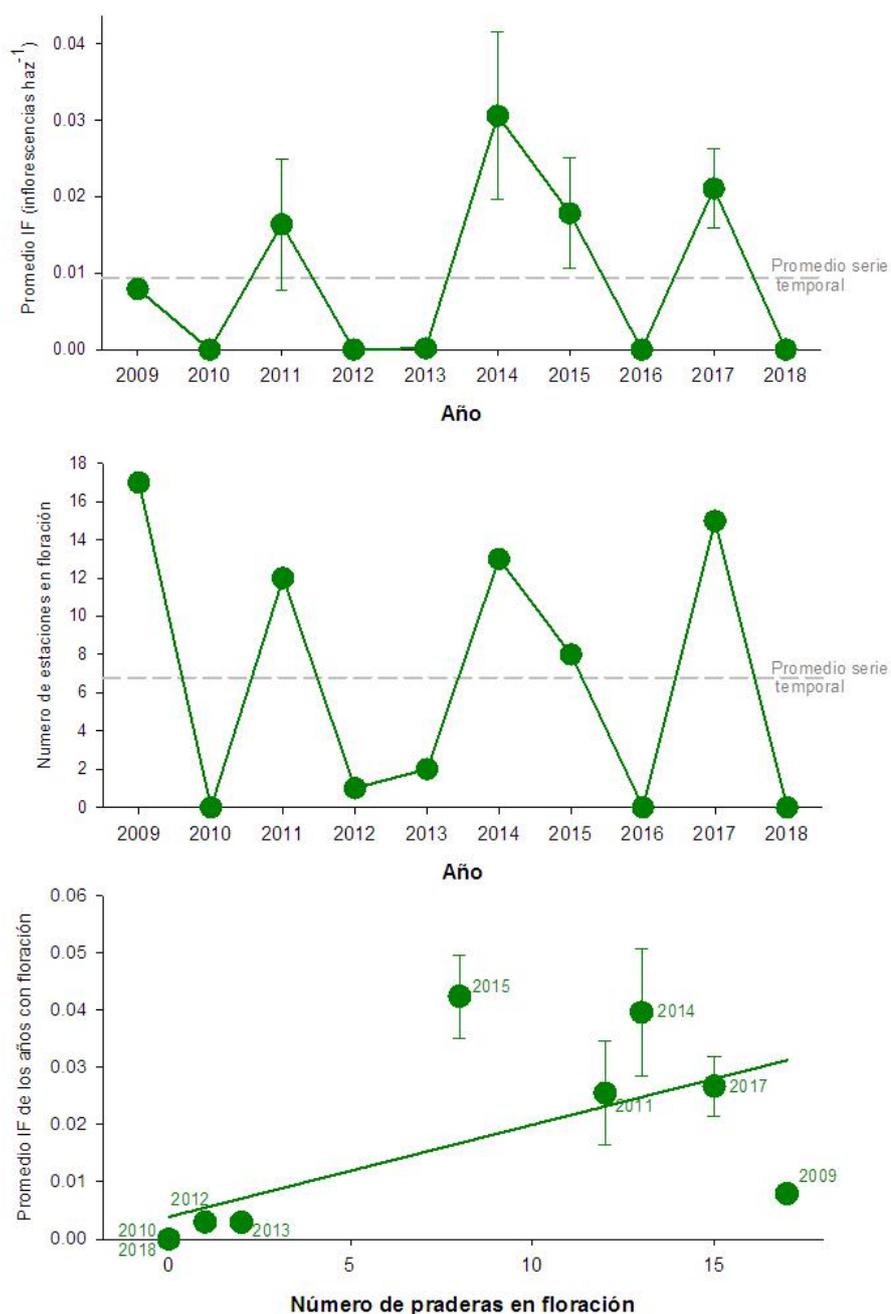


Figura 6.6. Gráfico superior: evolución temporal de los valores de IF promedio de todas las estaciones. Gráfico central: evolución temporal del número de pradera en floración. Gráfico inferior: correlación entre los valores de IF promedio anuales y el número de pradera en floración.

en las praderas de la Región más intensa es la misma. Esta correlación se vuelve aún más estrecha ($r=0,858$; $p=0,003$) cuando el año 2009 es eliminado del análisis. En este año se observó el mayor número de estaciones en floración, aunque, en muchas de las estaciones las flores se encontraban fuera de los cuadrados empleados para estimar los valores de IF.

En general, estos patrones temporales aquí descritos sugieren la existencia de uno o varios factores ambientales que pudieran estar actuando a escala regional con potenciales efectos sobre la floración de las praderas de la Región. Como se ha comentado anteriormente, el episodio de floración de 2009 fue el más extenso de la serie histórica, afectando a todas las praderas monitorizadas ese año. Sin embargo, las tasas de floración fueron relativamente bajas en comparación con otros años de la serie temporal, y en ningún caso el porcentaje de haces en floración superó el 1,6%. En 2011 los fenómenos de floración alcanzaron un menor número de praderas que en 2009 (un total de 12 de las 17 praderas muestreadas ese año) aunque con tasas de floración superiores a las registradas el año anterior

(2,2% de haces en floración). En 2012 y 2013 los episodios de floración fueron muy reducidos en cuanto a intensidad y extensión. Solo existen información relativa a la presencia esporádica de flores en una estación en 2012 (Isla Plana Poniente) y en 2 localidades en 2013 (Isla Plana Poniente y Cala Escalera Profunda). Por el contrario, en 2014 y 2015, si bien el número de praderas en floración no ha sido tan elevado como en 2009 (13 en 2014 y 11 en 2015), los episodios han sido especialmente intensos y se han llegado a registrar porcentajes de haces en floración de hasta el 18% (año 2014, Isla Plana Levante). Finalmente, 2017 ha sido el último año con un evento de floración extenso (15 estaciones en floración) y de alta intensidad llegándose a alcanzar valores comprendidos entre 15 y 25% de haces en floración en las estaciones someras de Isla Plana Levante, Isla Grosa 12m y Cala Escalera Somera.

Como primera aproximación para explorar la influencia que pudiera tener la profundidad en la frecuencia e intensidad de floración de las praderas estudiadas, las estaciones han sido agrupadas en someras ($\leq 15\text{m}$; 10 estaciones) y profundas ($>15\text{m}$;

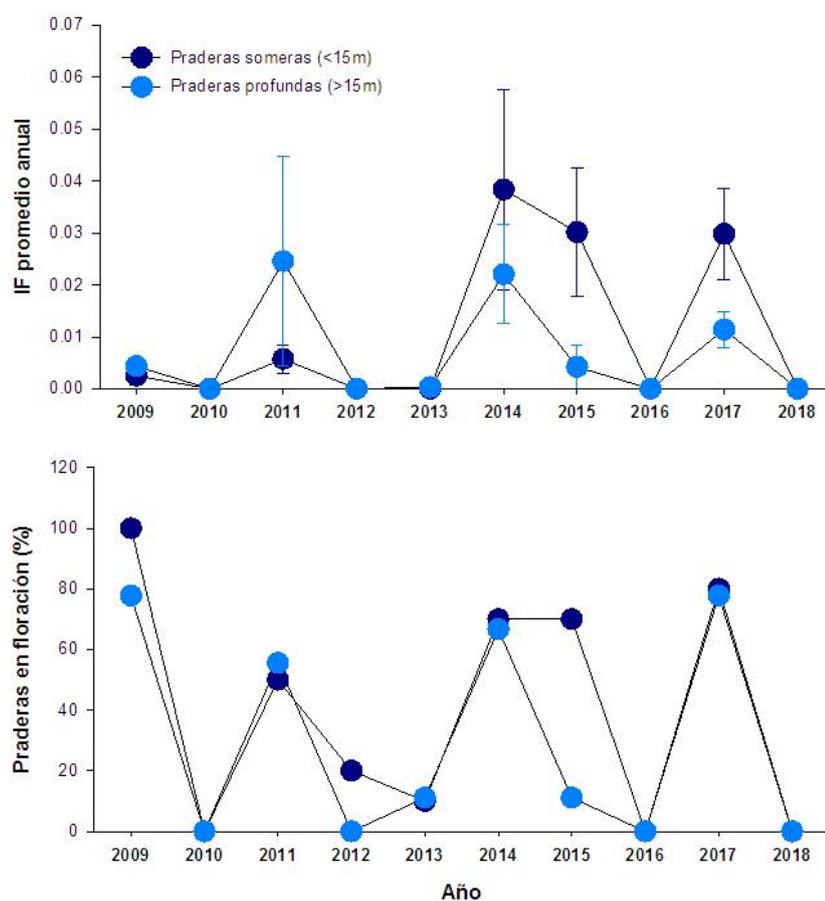


Figura 6.7. Gráfico superior: evolución temporal de los valores de IF promedio de las estaciones superficiales ($\leq 15\text{m}$) y profundas ($>15\text{m}$). Gráfico inferior: evolución temporal del porcentaje de praderas superficiales y profundas en floración.

9 estaciones). De forma general se observa que la intensidad de floración (valores de IF; Figura 6.7) es visiblemente mayor en las praderas superficiales que en las profundas, excepto en el año 2011 debido a la fuerte floración observada en uno de los cuadrados de medida de Cala Cerrada profunda (IF = 0,144 ± 0,144). Este patrón no es tan claro cuando la variable analizada es el porcentaje de praderas en floración, ya que excepto en el año 2015, cuando el 70% y 11%

respectivamente de las praderas superficiales y profundas florecieron, en el resto de años el porcentaje de praderas fue similar entre ambos grupos de estaciones (Figura 6.7). Solo en 2012 se observaron 2 praderas superficiales en floración y ninguna profunda.

El análisis de la influencia de la profundidad como un factor potencialmente relacionado con la floración

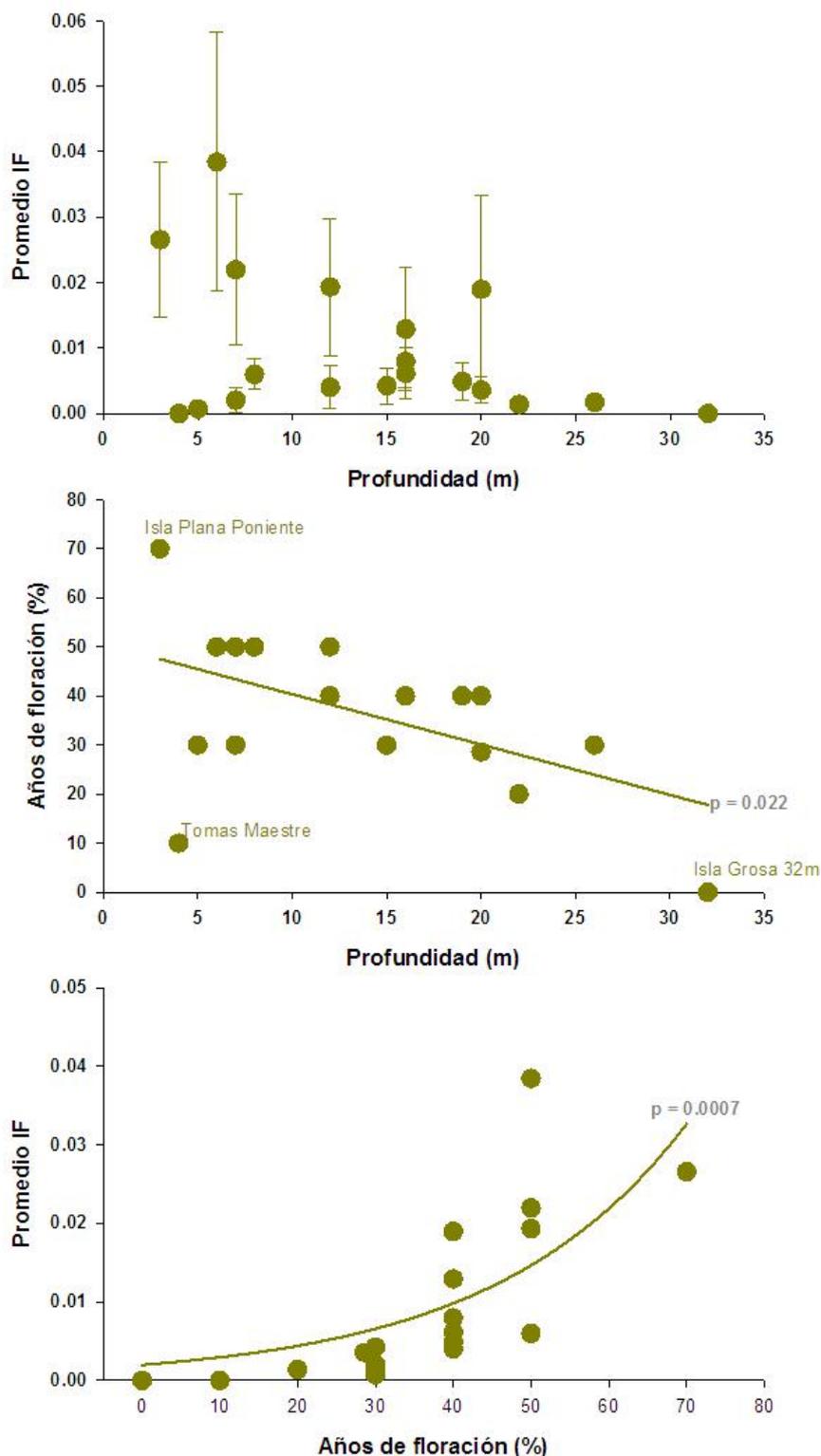


Figura 6.8. Gráfico superior: representación de la intensidad de floración (IF) de cada estación (promedio de la serie temporal) frente a la profundidad de las estaciones. Gráfico central: representación de la frecuencia temporal de floración de cada estación frente a la profundidad de las estaciones. Gráfico inferior: correlación entre los valores de IF de cada estación (promedio de la serie temporal) y su frecuencia temporal de floración.

de las praderas se ha abordado con mayor detalle considerando la profundidad particular de cada estación (Figura 6.8). Los valores promedio de IF de la serie histórica de cada estación muestran una reducción progresiva con el incremento de la profundidad, aunque la correlación entre ambos parámetros no es estadísticamente significativa ($r=-0,394$, $p=0,095$) debido a la existencia de praderas superficiales en las que tanto la intensidad como la frecuencia de floración son muy bajas (p. ej. Tomás Maestre e Isla Grosa 5m). Cabe destacar, que la población de *P. oceanica* de la estación de Tomás Maestre, situada a apenas 4 metros de profundidad, solo ha florecido y de forma muy débil ($<0,003$) una vez (2009) a lo largo de los diez años que conforman esta serie histórica. Como demuestran estudios precedentes del grupo de investigación (Marín-Guirao et al., 2017), esta estación se encuentra bajo la influencia fluctuante del agua hipersalina que sale del Mar Menor, lo que somete a las plantas a un estado crónico de estrés hipersalino. Simplemente eliminando esta estación del análisis, el índice de floración (IF) y la profundidad se muestran significativa y negativamente correlacionadas ($r=-0,494$; $p=0,037$), reflejando una reducción de la intensidad de floración con el incremento de la profundidad.

Cuando se analiza la frecuencia temporal de floración (el porcentaje de años de la serie histórica que cada población florece) con la profundidad de cada una de las estaciones, también encontramos una correlación negativa y significativa ($r=-0,520$; $p=0,022$). La representación gráfica de ambas variables (Figura 6.8) muestra como la estación más superficial (Isla Plana Poniente, 3m) ha florecido 7 de los 10 años de la serie temporal, mientras que la estación más profunda (Isla Grosa 32m) no lo ha hecho en ninguna ocasión desde que es visitada para estos fines. Debido a la particular situación de la estación Tomás Maestre comentada anteriormente, la correlación entre ambas variables (% de años de floración vs profundidad) se vuelve aún más significativa cuando se elimina esta estación del análisis ($r=-0,737$; $p<0,0001$). Este resultado refleja que, al igual que la intensidad de floración, la frecuencia con la que una pradera florece también disminuye con la profundidad, y por lo tanto que la floración es más frecuente cuanto más superficial se encuentre la población de *P. oceanica*.

Cuando exploramos la relación entre la intensidad y la frecuencia de floración (promedio IF vs % de años en floración; Figura 6.7) de las 19 estaciones estudiadas, observamos que existe una relación exponencial positiva y significativa ($p=0,0007$) entre ambos parámetros. Esta relación sugiere que aquellas praderas que florecen con mayor frecuencia lo hacen a su vez con mayor intensidad, mientras que la floración resulta ser más débil en aquellas praderas que florecen más raramente.

Finalmente, los datos de floración son analizados en base a la serie histórica de temperatura obtenida por el grupo de investigación mediante el empleo de sensores de temperatura de registro continuo instalados a distintas profundidades (ver Análisis de la serie temporal de datos de temperatura del presente documento)). En particular, las variables empleadas en el análisis han sido la temperatura media y máxima anual del periodo estival (promedio de los meses de julio, agosto y septiembre) así como el número de días de este periodo en los que la temperatura supera los 27°C y 28°C a 5 metros de profundidad. La intensidad de floración promedio anual de las praderas florecidas en la región ha mostrado una correlación positiva y significativa ($r=0,776$; $p=0,008$) con la temperatura media estival (Figura. 6.9). En 2015, el año con el verano más caluroso (temperatura media de 26,87°C), la intensidad de floración en las praderas de la región fue la mayor de los 10 años que forman la serie temporal, con un valor de IF promedio de 0,042. La intensidad de floración anual también ha mostrado una correlación significativa con el número de días en los que la temperatura superaba los 27°C ($r=0,785$; $p=0,007$; Figura 6.9), y de nuevo 2015, el año con mayor intensidad de floración, fue el año en el que este umbral térmico fue superado durante un mayor número de días, 59 en total.

Estos resultados respaldan la relación sugerida en trabajos anteriores entre niveles anómalos de temperaturas estivales y tasas de floración en la especie. Sin embargo, estas correlaciones no indican una relación de causalidad entre ambos factores para lo cual sería necesario realizar experimentos controlados. Además, la existencia de años como 2011, 2014 y 2018 en los que las temperaturas estivales fueron similares (p. ej. 26,2 - 26,3°C) pero las tasas de floración fueron muy dispares ($<0,0003$

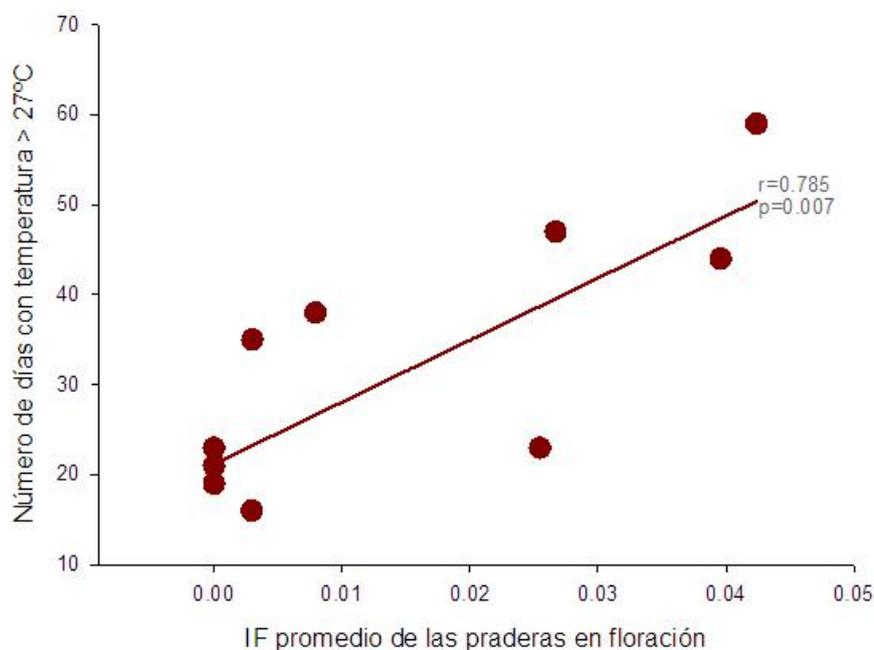
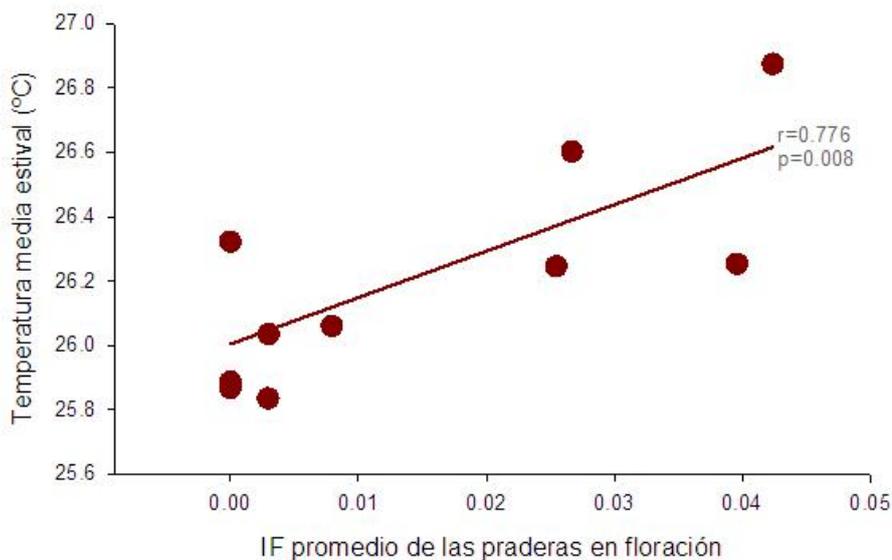


Figura 6.9. Gráfico superior: representación gráfica de la intensidad de floración (IF) promedio de las praderas florecidas cada año y la temperatura media estival. Gráfico inferior: representación gráfica de la intensidad de floración (IF) promedio de las praderas florecidas cada año y el número de días al año en los que la temperatura del agua era superior a los 27°C.

- 0,0369) inducen a pensar en la existencia de otros factores que de forma individual o en interacción con las altas temperaturas pudiera estar implicados en la inducción a la floración en las praderas de la especie.

6.4 DISCUSIÓN-CONCLUSIÓN

Durante el periodo de estudio (2009-2018) se ha observado la aparición de fenómenos de floración en las praderas de la Región de Murcia. La intensidad y extensión de estos fenómenos ha sido muy variable, y se ha observado una gran variabilidad interanual en los índices de floración (IF) y en el número de

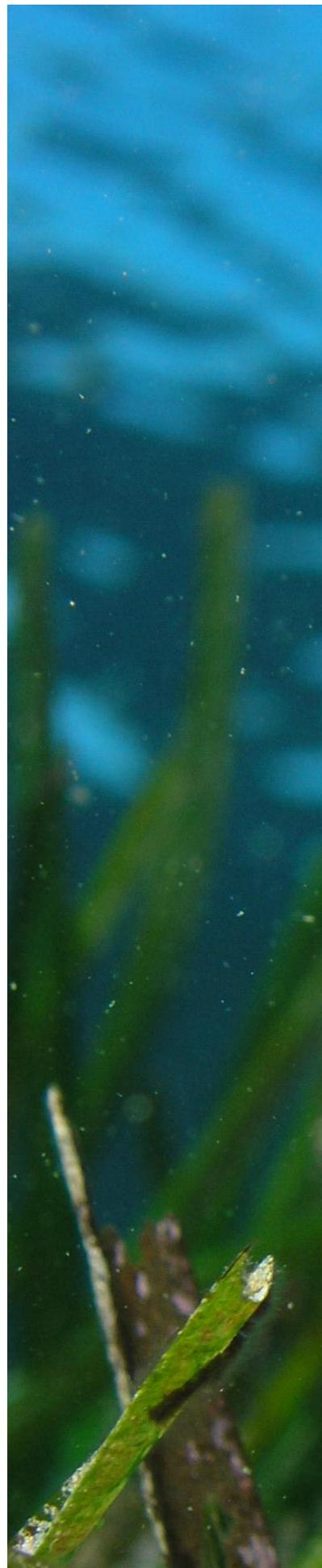
praderas en floración. En general, en tres de los diez años estudiados no se ha detectado floración en aguas de la Región. Estos corresponden a los años 2010, 2016 y 2018 que eran precedidos por años de floración generalizada donde más de la mitad de las praderas estudiadas florecieron. Sin embargo, no podemos asumir que este sea un patrón fijo ya que se han observado fenómenos de floración en años posteriores a años de floración generalizada (p. ej. 2014 y 2015).

Los fenómenos de floración registrados durante 2009, 2011, 2013, 2014, 2015 y 2017 mostraron valores de floración superiores a los valores mínimos

anuales observados en el mediterráneo occidental durante el periodo 1972-2004 (0,003 flores haz^{-1} , año 1984; Díaz Almela et al., 2006). Las elevadas floraciones registradas en 2014 y 2015 fueron superiores a las observadas en las praderas de Región de Murcia durante los fenómenos de floración masiva ocurridos en los años 2003 y 2004 (0,02 inflorescencias haz^{-1} en 2003 y 0,05 inflorescencias haz^{-1} en 2004; Díaz Almela et al., 2006) y son del orden (o incluso superiores) a los valores observados en fenómenos de floración masiva en otras áreas del mediterráneo (10%; Díaz Almela et al., 2006; Borum y Greve, 2004).

Se ha observado una relación entre la intensidad de floración (IF) y el número de praderas que florecen en la serie histórica aquí presentada. Esto indica que los años en los que florece un mayor número de praderas, éstas lo hacen con una mayor intensidad. A su vez, los análisis realizados muestran como aquellas praderas que florecen con mayor frecuencia (mayor porcentaje de años en floración) también lo hacen con mayor intensidad. Estas praderas con mayor intensidad y frecuencia de floración parecen ser aquellas que se encuentran a menor profundidad. De hecho, se han obtenido correlaciones negativas y significativas entre la profundidad a la que se encuentra una pradera y: i) sus valores de IF y ii) el % de años de la serie histórica en los que la pradera florece. Esto podría estar relacionado con los regímenes térmicos que cada pradera experimenta en función de la profundidad a la que se encuentra, de manera que las praderas más superficiales y expuestas a mayores temperaturas son las que florecen de forma más regular e intensa. Esta relación entre la floración y la temperatura del agua se ve a su vez apoyada por el análisis de conjunto de ambos parámetros. Los años con mayores temperaturas estivales (mayor media para los meses julio, agosto y septiembre y mayor número de días con temperaturas superiores a 27°C) coinciden con los años en los que la intensidad de floración de las praderas de la región es mayor. Sin embargo, no solo la temperatura parece ser el factor clave en la inducción a la reproducción sexual en la especie y otros factores endógenos o exógenos podrían también estar influenciando la activación de este proceso en las plantas por lo que hacen falta estudios más específicos para identificar los mecanismos implicados.

Figura 6.10. Flor de *P. oceanica*. Fotografía JM. Ruiz





C. cylindracea en contacto con el límite superior de la pradera de *P. oceanica* en la estación de Isla Grosa. Fotografía: JM Sandoval Gil.



7

**Distribución y
dispersión del
alga invasora
*Caulerpa
cylindracea***

7.1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El alga exótica invasora *Caulerpa cylindracea* alcanzó las costas murcianas en 2005. Desde entonces su expansión en la costa murciana ha sido muy rápida y ha llegado a colonizar considerables superficies entre 10 y 30 metros de profundidad. La fase de invasión inicial entre 2005 y 2007 ha sido estudiada dentro de este proyecto y los resultados pueden ser consultados con detalle en Ruiz et al. (2011) (Figura 7.1).

En las superficies ocupadas el alga puede llegar a alcanzar importantes biomásas que recubren por completo la comunidad bentónica nativa (Figura 7.1) y, por tanto, afectar su estructura y funcionamiento o incluso desplazarlas por completo. Sin embargo, el nivel de impacto de esta alga invasora sobre los ecosistemas marinos depende en gran medida del grado de desarrollo que puede alcanzar sobre los nuevos fondos colonizados. Se ha visto que este grado de desarrollo (biomasa) presenta una importante variación espacial y temporal asociada a la influencia de numerosos factores, tanto abióticos (profundidad, disponibilidad de luz, tipo de sustrato o hidrodinamismo, estacionalidad) como bióticos (estructura tridimensional de la comunidad, herbívoros), así como a la interacción de todos ellos con variaciones regionales específicas (tipo de clima, características oceanográficas, comunidades dominantes, etc.). Por tanto, la variación espacial y temporal del grado de colonización del alga es muy amplia espacial (p. ej. entre y dentro de localidades) y temporalmente (p. ej. entre años y meses del mismo año). También es muy variable dependiendo del tipo de biocenosis y su complejidad estructural. Por ejemplo, como se ha descrito en otras regiones del Mediterráneo Occidental, en la Región de Murcia, mientras las comunidades de algas fotófilas presentan una mayor susceptibilidad a la colonización, comunidades con un estrato "arbóreo" más complejo como las praderas de *Posidonia oceanica* parecen ofrecer una mayor resistencia a la penetración del alga (Ruiz et al., 2011).

El seguimiento y conocimiento del comportamiento del alga invasora y de sus interacciones con las comunidades nativas es crítico para comprender y valorar las consecuencias de esta invasión, tanto a

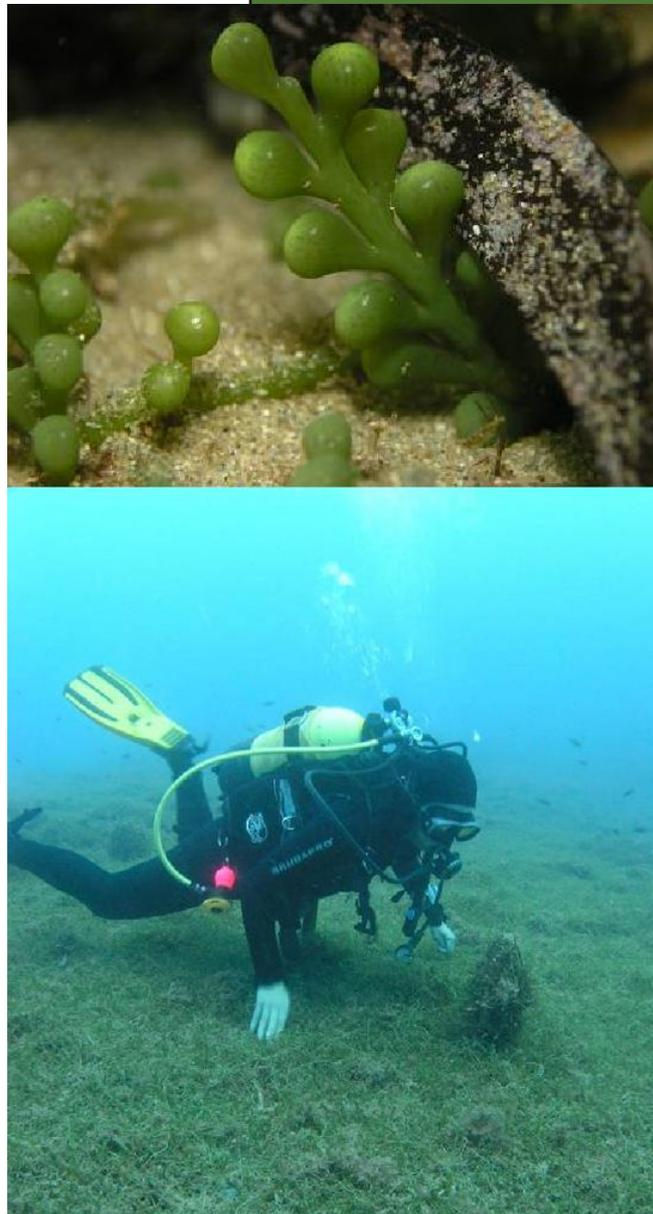


Figura 7.1. Fondos invadidos por *Caulerpa cylindracea* en Cabo Tiñoso. Fotografías: JM Ruiz.

nivel de ecosistema como a nivel de la actividad del hombre sobre los recursos marinos que dependen del buen funcionamiento de los ecosistemas, como la actividad pesquera. Esta parte del proyecto se estructura en dos objetivos específicos: a) documentar la dispersión geográfica y evolución de las poblaciones del alga en nuestra región y b) determinar la interacción a largo plazo entre el alga invasora y las praderas de *P. oceánica* regionales. La hipótesis general es que no hay diferencia en la abundancia del alga dentro y fuera de la pradera y que a medida que pasa el tiempo la invasión del alga es capaz de desplazar competitivamente a la angiosperma marina, reduciendo su abundancia.

7.2 METODOLOGÍA

A. Dispersión geográfica

Entre 2007-2011 se realizó un estudio cualitativo sobre la presencia/ausencia de poblaciones del alga en las diferentes estaciones de seguimiento de la Red. Es partir de 2012 cuando en cada estación de seguimiento se caracterizó de modo semicuantitativo la abundancia de *C. cylindracea* fuera de la pradera de *Posidonia* mediante 15 cuadrados de 40x40 cm (subdivididos en 64 subcuadrados de 5x5 cm) colocados al azar fuera de la pradera. La abundancia relativa (0-100%) se obtuvo dividiendo el número de subcuadrados con presencia por el número total de subcuadrados (64). Los muestreos se realizan

anualmente en los meses de octubre y noviembre.

B. Interacción con *P. oceánica*

El estudio de la interacción del alga con la pradera de *P. oceánica* se está realizando en tres localidades en las que la presencia y dispersión del alga se ha producido con especial intensidad y se encuentra bien documentada (Ruiz et al., 2011; Figura 7.2): Isla Grosa (-11 m), Calblanque (-25-26 m) y Cabo Tiñoso (El Muellecico, -22 m). Las tres estaciones forman parte de la red de seguimiento (apartado 6). En cada una de estas localidades, las dos cuestiones fundamentales a valorar son i) la capacidad de penetración del alga dentro de la pradera y ii) una vez consigue penetrar en la pradera ¿es capaz de alterar la estructura de la pradera a medio y/o largo plazo? Ambas cuestiones apenas han sido evaluadas en el Mediterráneo, aunque muchos investigadores han pronosticado la regresión de las praderas en zonas colonizadas por el alga.

Con este fin, desde 2007 se lleva a cabo un seguimiento de la abundancia de ambas especies en las estaciones seleccionadas. Para la estima de la evolución de la abundancia de *P. oceánica* se utilizan los mismos descriptores usados para la monitorización de las praderas de la red de seguimiento, cuya metodología ya ha sido ampliamente comentada en apartados anteriores. En el caso de *C. cylindracea*, su abundancia se ha cuantificado tanto dentro como

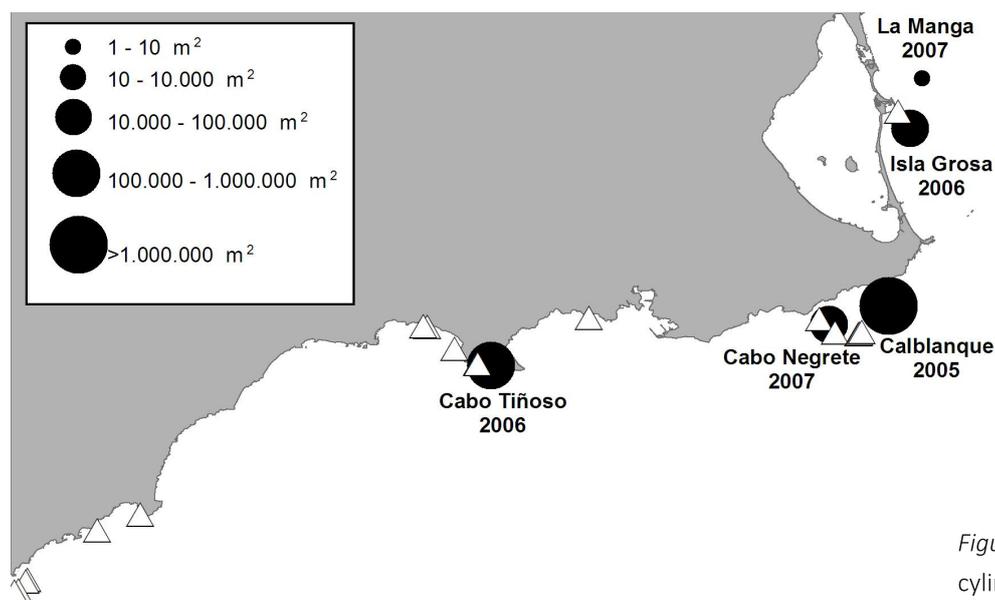


Figura 7.2. Fase inicial de invasión de *C. cylindracea* en la Región de Murcia (adaptado de Ruiz et al., 2011)

fuera de la pradera y en dos épocas distintas del año que reflejan momentos muy diferenciados del ciclo estacional del alga (Otoño, máximo crecimiento, e Invierno, época de menor desarrollo) y de las praderas de *P. oceanica* (con máxima complejidad estructural en verano/otoño y mínima en invierno). Las estimas de abundancia se llevaron a cabo mediante la recolección de todo el material del alga (estolones, frondes y rizoides) presente en 10 cuadrados de 400 cm² dispuestos al azar tanto dentro como fuera de la pradera. El material obtenido en los cuadrados fue transportado refrigerado al laboratorio, donde se procedió a su limpieza, separación y posterior secado en estufa. La biomasa del alga fue expresada como gramos de peso seco por metro cuadrado (g PS m⁻²).

7.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.3.1 Dispersión geográfica: evolución y situación actual

C. cylindracea fue detectada por primera vez en aguas de la Región de Murcia en el año 2005 sobre fondos de arenas infralitorales frente al Parque Regional de Calblanque. Posteriormente, en 2006, se observaron fondos colonizados por el alga en Cabo Tiñoso (Cartagena) e Isla Grosa, alcanzando en 2007 toda la franja litoral localizada frente a La Manga del Mar Menor y los fondos rocosos de la Reserva Marina de Cabo de Palos (Figura 7.2, los resultados sobre la aparición y dispersión de *C. cylindracea* en la Región de Murcia han sido publicados en Ruiz et. al., (2011).



Figura 7.3. Muestreo para la estima de biomasa de *C. cylindracea* en una de las estaciones de seguimiento.

Fotografía: JM Ruiz

Posteriormente, los estudios desarrollados en el marco de la Red de Seguimiento han permitido constatar la dispersión progresiva del alga por la mayor parte de las estaciones, de manera que actualmente se puede considerar presente, aunque no de forma continua, en toda la franja costera murciana, tanto en comunidades mediolitorales como en zonas más profundas, sobre comunidades de detrítico (Tabla 7.1). El patrón espacial de dispersión ha sido muy discontinuo, caracterizado por la aparición de nuevas colonias aisladas y separadas entre si distancias que oscilan entre centenares de metros a decenas de kilómetros entre años sucesivos, lo que indica (i) la importancia de los mecanismos de reproducción vegetativa en la colonización de nuevos hábitats y la elevada resistencia de los fragmentos

y propágulos generados y (ii) la intervención de vectores secundarios de origen antrópico en su dispersión a escala local y regional (p. ej. pesca, transporte marítimo, fondeo deportivo).

En el año 2012, *C. cylindracea* fue detectada en 9 de las 19 localidades que componen la red actual (Figura 7.4). En 2013 esta cifra aumentó hasta 15, mientras que en 2014 fue detectada en 12 de las estaciones. Tan solo en tres de las estaciones que integran este proyecto no se han observado a lo largo de los años la presencia del alga invasora (Isla Plana Levante y Poniente y La Azohía). En algunas de las estaciones se han registrado elevadas coberturas del alga durante este periodo (2012-2014) que han llegado a alcanzar valores superiores al 90% (p. ej.

Tabla 7.1. Año de detección y hábitats colonizados por *C. cylindracea* en las estaciones de la Red de Seguimiento de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia.

ESTACIÓN DE SEGUIMIENTO	AÑO DE DETECCIÓN	HABITATS COLONIZADOS
CALA TUNEZ	2013	Arena
CALA ESCALERA SOMERA	2010	Algas fotófilas sobre roca
CALA CERRADA SOMERA	2011	Arenas y gravas infralitorales
CALA CERRADA PROFUNDA	2010	Arenas y infralitorales y mata muerta de <i>P. oceanica</i>
LA AZOHÍA	ND	Arena
ISLA PLANA LEVANTE	ND	Arena
CALABARDINA	2012	Arena
ISLA DEL FRAILE	2012	Arena
ISLA PLANA PONIENTE	ND	Arena
CALA REONA	2008	Mata muerta de <i>P. oceanica</i> y algas fotófilas
CALA ESCALERA PROFUNDA	2010	Arenas y gravas infralitorales
PUERTO TOMÁS MAESTRE	2013	Arena
ISLA DE LAS PALOMAS	2008	Arenas y infralitorales y mata muerta de <i>P. oceanica</i>
MUELLECICO - CAULERPA	2006	Arenas y gravas infralitorales
CALBLANQUE - CAULERPA	2005	Arenas y gravas infralitorales: maërl
ISLA GROSA 5M	2006	Mata muerta de <i>P. oceanica</i>
ISLA GROSA - CAULERPA	2006	Mata muerta de <i>P. oceanica</i> y algas fotófilas
ISLA GROSA 20M	2006	Arena
ISLA GROSA 32M	2007	Arena

El Muellecico, Isla Grosa o Calblanque, Figura 7.4). En cualquier caso, los patrones de abundancia han sido muy diferentes entre estaciones, lo que evidencia la importante influencia de los factores locales (tanto abióticos como bióticos) en el desarrollo del alga. Sin embargo, durante el año 2015 se ha observado una regresión generalizada de las poblaciones en la mayoría de las estaciones. El alga solo ha sido detectada en 3 de las estaciones (El Muellecico, Calblanque e Isla Grosa) y además con porcentajes de presencia muy inferiores a las observadas en años precedentes (<35%, frente a abundancias muy próximas al 90% en años precedentes). Si bien en el año 2016 hubo un repunte de la abundancia del alga en algunas de las estaciones (p. ej. Calblanque, El Muellecico, Isla Grosa 5m, 12m, 25 y 30m; Figura 7.4) la tendencia hacía una reducción en su cobertura y distribución se ha mantenido en los últimos años llegándose en el año 2018 a encontrar *C. cylindracea* en tan solo en 4 de las estaciones y con un porcentaje de presencia inferior al 10%. Los factores asociados a esta regresión poblacional son hasta la fecha desconocidos. En cualquier caso, esta situación no permite asumir una desaparición permanente de las poblaciones. Muchas especies exóticas en fase de propagación se caracterizan por la aparición de fluctuaciones importantes en la abundancia a lo largo del tiempo como consecuencia de la interacción más o menos compleja con factores abióticos y bióticos del medio (p. ej. competencia, predación, etc; Boudouresque 1999, Blackburn et al., 2011). Estas dinámicas impiden por tanto descartar proliferaciones del alga en el futuro tal y como se ha descrito en otras macroalgas exóticas en el Mediterráneo (Boudouresque, 1999).

7.3.2 Evolución temporal dentro y fuera de la pradera

A lo largo del periodo de estudio (2007-2018), y salvo situaciones excepcionales en las que se observa una regresión generalizada tanto dentro como fuera de la pradera (p. ej., invierno 2010 o invierno de 2015, junto con la tendencia regresiva generalizada de los últimos tres años), los valores de biomasa registrados fuera de la pradera fueron entre 8 y 20 veces mayores (Figura 7.5) a los observados dentro, corroborando la hipótesis de que la pradera es

especialmente resistente a la invasión del alga. Trabajos desarrollados por el grupo de investigación IEO-GEAM (Marín-Guirao et al., 2015, Bernardeau-Esteller et al., 2015) parecen confirmar la importancia de la disponibilidad de luz como un factor clave responsable de esta limitación al desarrollo del alga dentro de la pradera. Esto no descarta que otros factores estén implicados, pero toda la evidencia empírica y experimental indica que buena parte de la esta resistencia radica en el mantenimiento de unos niveles de luz limitante para el alga y que esto se debe al mantenimiento de la estructura del dosel vegetal de la pradera.

Los valores máximos de abundancia de *C. cylindracea* fuera de la pradera se corresponden con el muestreo realizado en invierno del 2011 en la estación de Isla Grosa (72 g PS m⁻², Fig. 7.5). Estos niveles de abundancia se encuentran dentro de los rangos ya definidos para la especie en el Mediterráneo (ver revisión en Klein y Verlaque, 2009). Dentro de la pradera las biomásas máximas fueron registradas en todas las estaciones en el muestreo de otoño de 2008 (hasta 17 g PS m⁻² en El Muellecico), y a partir de este año la abundancia es muy próxima a cero en todas las estaciones, independientemente de las variaciones de abundancia fuera de la pradera.

Tal y como se comentaba en el apartado anterior (7.3.1) para el resto de estaciones de la red, fuera de la pradera las poblaciones del alga mostraron fuertes variaciones interanuales de la abundancia, posiblemente relacionadas con el efecto de factores relacionados con cambios importantes en el clima o meteorología local. La elevada frecuencia de regresiones invernales observada en sugiere un claro patrón estacional similar al observado en otras zonas del Mediterráneo (Ruitton et al., 2005b, Lenzi et al., 2007), y que está definido por notables diferencias en la abundancia del alga entre invierno y verano. Estudios posteriores del ciclo de crecimiento anual del alga realizados en la zona (Bernardeau-Esteller et al., 2019 in press) han confirmado este patrón estacional en el que se identifica una época de máximo crecimiento y abundancia en verano y principio de otoño, y una época en la que su crecimiento se muestra severamente ralentizado en invierno y principio de primavera. Aunque las poblaciones del alga pueden persistir durante las condiciones más

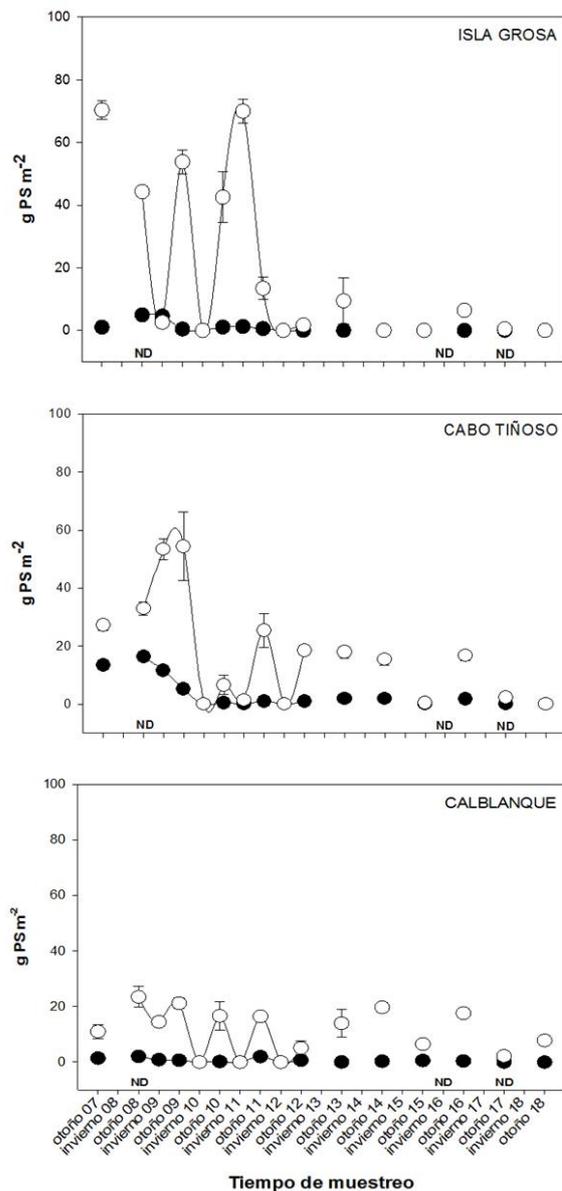


Figura 7.4. Abundancia (biomasa g PS m⁻²) de *C. cylindracea* fuera y dentro de las praderas de *P. oceanica* en las tres estaciones específicas para el seguimiento del alga invasora. ND: sin datos.

adversas del invierno, e incluso alcanzar elevadas biomásas, es probable que en esta época desfavorable su resiliencia se vea reducida y por tanto se incremente la vulnerabilidad ante otras fuentes de perturbación mecánica, como por ejemplo el elevado hidrodinamismo propio de las tormentas invernales. En esta época precisamente se ha podido comprobar que las poblaciones del alga son muy vulnerables a los efectos de los grandes temporales, incluso en las zonas más profundas (hasta 26 metros), lo que explicaría las bruscas regresiones invernales observadas en la mayoría de los años. Por otro lado, han sido observadas también regresiones poblacionales en la época más favorable (Otoño; 2012 en Isla Grosa, 2015 en El Muellecico) lo que implica que aunque existe un patrón estacional de crecimiento definido, las perturbaciones pueden dificultar la visualización

de este patrón estacional de abundancia si no se dispone de una serie temporal lo suficientemente larga.

7.3.3 Interacción entre *C. cylindracea* y *P. oceanica*

Las variaciones temporales de los descriptores de la estructura de la pradera no parecen guardar ninguna relación con la presencia del alga invasora y tan solo reflejan una dinámica natural asociada a las características local y regionales de las praderas de esta zona. Los bajos valores de cobertura de las praderas de El Muellecico y Calblanque no tienen ninguna relación con la presencia del alga invasora, sino con factores locales como el elevado hidrodinamismo en el primer caso y la limitación de

luz en el segundo caso.

Resulta especialmente llamativo que el alga no sea capaz de colonizar el interior de la pradera con valores de cobertura tan bajos como los observados en la estación profunda de Calblanque (< 10%), ya en el límite inferior de la pradera. Hay que tener en cuenta que el alga colonizó los fondos de esta estación en 2005 y sin embargo no ha sido incapaz de conseguir penetrar la pradera 13 años después.

Este resultado sugiere que la pradera es especialmente resistente a la colonización por el alga invasora, incluso cuando la estructura de la misma es más laxa y más fragmentada. Esta resistencia solo puede explicarse por la densa cubierta foliar de la pradera. Las hojas forman un denso entramado que llegan a cubrir el sustrato de forma mucho más extensa que la proporción del mismo ocupado por las bases de los rizomas que las sostienen. Según diversos estudios elaborados por nuestro grupo de investigación (GEAM-IEO; Marín-Guirao et al., 2015, Bernardeau-Esteller et al., 2015) el denso entramado de hojas impide la llegada de suficiente luz para la fotosíntesis del alga limitando su crecimiento dentro de la pradera. La existencia de este tipo de interacciones ecofisiológicas son mecanismos habituales de las plantas para poder competir con otras especies de crecimiento rápido.

La baja capacidad colonizadora mostrada por el alga durante el periodo 2007-2018 bajo el dosel foliar de *P. oceanica* indica la prevalencia de estos mecanismos de resistencia a largo plazo y refleja que las praderas de *P. oceanica* en buen estado de conservación actúan a modo de barrera ecológica frente a la dispersión del alga, algo que ya había sido sugerido por diversas investigaciones en otras zonas del Mediterráneo (Katsanevakis et al., 2010, Bulleri et al., 2010). La eficacia de estos mecanismos de resistencia implica el mantenimiento de la estructura tridimensional definida por el dosel foliar de la pradera. En las zonas colonizadas por *C. cylindracea*, las praderas de *P. oceanica* han mostrado estabilidad estructural a lo largo del periodo abarcado por el presente estudio de más de una década. Este hallazgo se deriva del análisis de las tendencias poblacionales de *P. oceanica*, que se han mostrado estables o positivas, y similares a las observadas en praderas

de zonas no invadidas de la región. Para una descripción más detallada de la ausencia de efectos competitivos a largo plazo entre ambas especies que pudieran reducir la estructura tridimensional de las praderas de *P. oceanica* ver el artículo recientemente publicado por el GEAM en la revista científica internacional Aquatic Botany (Bernardeau-Esteller et al., 2019 in press), que se adjunta a la presente memoria.

Estos resultados contrastan con el potencial atribuido a *C. cylindracea* de alterar el desarrollo vegetativo de la angiosperma, bien mediante la acción de sustancias alelopáticas (Raniello et al., 2007, Dumay et al., 2002b) o bien a través de la anoxificación de los sedimentos que coloniza, con la consiguiente acumulación de fitotóxicos frente a los que *P. oceanica* ha mostrado cierta vulnerabilidad (Holmer et al., 2009). Sin llegar a cuestionar el potencial de estos mecanismos de acción, es necesario matizar que se requiere nueva y robusta evidencia experimental que demuestre de forma efectiva la relación entre dichos mecanismos y el deterioro de la estructura y vitalidad de la pradera de *P. oceanica*. Por otro lado, los mecanismos de acción mencionados estén probablemente vinculados (i) al desarrollo de grandes biomásas del alga y su persistencia en el tiempo de manera que se puede dar una alteración de las condiciones del sedimento y (ii) a una elevada disponibilidad de recursos internos que permitan la síntesis de compuestos secundarios que actúen a modo de compuestos alelopáticos. Sin embargo, como se ha descrito en apartados anteriores, por un lado, dentro de las praderas el desarrollo del alga se encuentra muy limitado (capacidad productiva y de crecimiento reducidas); por otro lado, fuera de las praderas, *C. cylindracea* puede colonizar los sustratos adyacentes a los límites de las mismas, pero su biomasa sigue una dinámica altamente fluctuante en el tiempo, entre años y estacionalmente dentro de cada año.

*Detalle de la instalación
de un sensor de
temperatura.
Fotografía JM. Ruiz.*

8

Análisis de la serie temporal de datos de temperatura

El desequilibrio en la química atmosférica ocasionado por la quema masiva de combustibles fósiles y la consecuente emisión de gases de efecto invernadero está causando alteraciones sin precedentes a escala planetaria. La acumulación en la atmosfera de estos gases está favoreciendo el calentamiento progresivo del planeta, como se viene constatando en las últimas décadas. Gracias al poder calorífico del agua, los océanos están absorbiendo gran parte de este calentamiento de manera que las aguas superficiales de los océanos en la mayoría de las regiones del mundo se han calentado de forma significativa durante las últimas décadas (Cheng et al., 2019). Este calentamiento está teniendo consecuencias catastróficas para los ecosistemas costeros a escala planetaria, con consecuencias directas e indirectas sobre las poblaciones asentadas a lo largo de las costas de todo el planeta.

Como consecuencia de este calentamiento progresivo, los patrones climáticos globales y regionales se están alterando y la frecuencia e intensidad de fenómenos climáticos extremos (sequías, inundaciones, tronados, huracanes, olas de calor...) se está incrementando significativamente. Las olas de calor, periodos más o menos prolongados de temperaturas anormalmente altas, son uno de estos fenómenos extremos que están teniendo una mayor incidencia sobre los ecosistemas y la vida en el planeta (Hobday et al., 2018). Durante estos eventos de calor extremo, la parte superficial de los océanos se calienta de forma excepcional, intensificando la estratificación de la columna de agua, exponiendo a las comunidades infralitorales a temperaturas sin precedentes y causando episodios de mortalidad masiva de organismos bentónicos (Wernberg et al., 2016). En los últimos años, las olas de calor marinas están impactando a las principales especies estructurantes o especies ingenieras (corales, kelps, manglares, angiospermas marinas...) a lo largo de las costas de todo el planeta con repercusiones catastróficas sobre la estructura y funcionamiento de los importantes ecosistemas que estas especies estructuran (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010). Recientemente, se han

registrado olas de calor notables con impactos severos sobre los ecosistemas marinos en el Mediterráneo (2003, 2009, 2015), Australia (2011, 2015, 2016), en el Atlántico. Estos eventos han producido substanciosos impactos ecológicos y económicos, incluyendo la pérdida de bosques submarinos de Kelps y angiospermas marinas, el blanqueo de los corales, reducción de los niveles de clorofila en las aguas superficiales por la intensificación de la estratificación térmica de la columna de agua, mortalidad masiva de invertebrados, cambios rápidos en el rango de distribución de especies con el consecuente reajuste de la estructura de las comunidades, cierre de pesquerías o cambios en la cuota pesqueras e incluso la intensificación de las tensiones económicas entre naciones. Estos impactos demuestran las consecuencias dañinas de las olas de calor marinas y su influencia sobre la estructura, funcionalidad y sostenibilidad de las comunidades y ecosistemas marinos. Dado que estos eventos de temperaturas extremas se están intensificando, su duración, intensidad y frecuencia siguen acentuándose y continuarán haciéndolo en las próximas décadas (Olivier et al., 2018), resulta de vital importancia estudiar y cuantificar sus tendencias y patrones espacio-temporales para mejorar la gestión y conservación de los ecosistemas costeros, así como para permitir la adaptación de nuestras sociedades a los retos del cambio climático.

Por su localización, tamaño y características de mar semi-confinado, el Mediterráneo está experimentando unas tasas de calentamiento superiores a las de otros mares y océanos, así como una mayor incidencia de olas de calor (Meehl y Tebaldi, 2004). Esponjas, moluscos y un gran número de especies filtradoras han experimentado episodios de mortalidad masiva tras olas de calor recientes (Coma et al., 2009; Garrabou et al., 2009). Así mismo, se han observado elevadas tasas de mortalidad de la angiosperma marina *Posidonia oceanica* tras estos eventos de calentamiento extremo, lo que ha inducido a pronosticar la extinción funcional de las praderas de esta especie a lo largo del Mediterráneo para final del siglo XXI (Chefaoui et al., 2018). La pérdida de

este importante hábitat Mediterráneo acarrearía graves consecuencias dadas las numerosas funciones ecológicas y servicios socio-económicos que proporcionan, que las convierten en uno de los ecosistemas más valiosos sobre el planeta (Costanza et al., 2014).

Es por todo lo anterior, por lo que se incluyó entre los objetivos del proyecto de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia el estudio de la evolución de la temperatura de las aguas costeras de la región. Para ello, se instalaron una serie de sensores de temperatura a lo largo de dos gradientes batimétricos distribuidos en las aguas costeras de la Región (Figura 8.1) para

el registro continuo de la temperatura del agua de mar a distintas profundidades. Los sensores empleados son los HOBO Water Temp Pro v2, programados para la toma de datos cada 30 minutos. Tienen una autonomía de hasta 1 año, pero suelen recogerse con una periodicidad menor (5-6 meses) para evitar pérdidas y poder actualizar las series temporales de temperatura. En total se instalaron 8 sensores, 4 en cada uno de los dos transectos, a las profundidades de 5, 15, 25, y 35 metros con el fin de cubrir el gradiente batimétrico de distribución de la especie y que permita caracterizar las anomalías térmicas en el tiempo (p. ej. olas de calor) y las alteraciones en la estratificación térmica de la columna de agua. Uno de estos transectos se encuentra en las

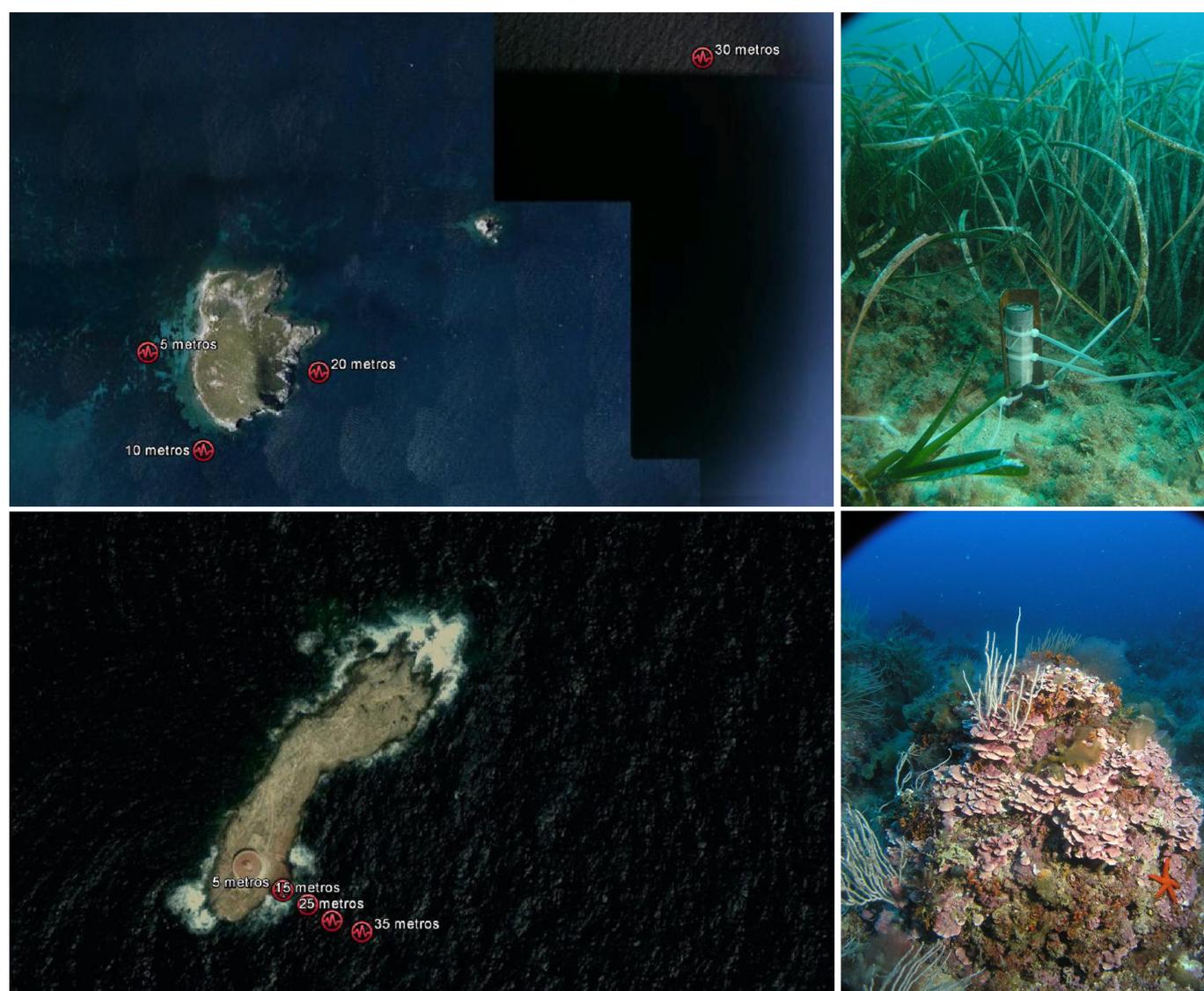


Figura 8.1. Mapa de la distribución de los perfiles batimétricos sobre los que se han instalado los sensores para el registro continuo de la temperatura de las aguas costeras de la Región de Murcia a distintas profundidades. Panel superior: Transecto batimétrico de Isla Grosa con detalle de la fijación de uno de los sensores. Panel inferior: Transecto batimétrico de Islas Hormigas.

proximidades de Isla Grosa y el otro en las Islas Hormigas.

En 2011 se inició la instalación de una red local de sensores sumergibles para el registro en continuo de la temperatura del agua. Los sensores empleados son los HOBO Water Temp Pro v2, programados para la toma de datos cada 30 minutos. Tienen una autonomía de hasta 1 año, pero suelen recogerse con una periodicidad menor (5-6 meses) para evitar pérdidas y poder actualizar las series temporales de temperatura. Los sensores son recuperados por buceadores cada 4-6 meses y reemplazados por sensores nuevos en el mismo momento. En el laboratorio los sensores son limpiados y los datos volcados al PC mediante la interface óptica Base U4.

Los datos acumulados para cada sitio y profundidad son añadidos a los ya existentes para reconstruir los ciclos anuales de temperatura y para la representación 2D de la variación temporal en toda la columna de agua. El tratamiento de datos y su representación gráfica se realiza mediante un script de MATLAB elaborado ad hoc para este proyecto. En la siguiente

gráfica se muestran algunos de los resultados que se están obteniendo.

En la actualidad se dispone de una serie histórica de datos que en algunos casos se remonta al año 2007 y que continúa alimentándose con nuevos registros. Esta serie histórica de datos de más de una década nos permiten abordar un primer análisis preliminar de la evolución de la temperatura de las aguas costeras de la región y la identificación de episodios de calentamiento anómalo y extremo (olas de calor). A continuación, se presentan los resultados de este análisis preliminar realizado sobre la serie de datos (temperatura media diaria) de la estación más superficial (5 metros) del gradiente batimétrico de Isla Grosa, que reflejan la potencial utilidad de estos registros para entender e interpretar muchos de los cambios que se están produciendo en nuestros ecosistemas costeros en la última década. Los datos de la serie histórica se encuentran disponibles para el público en general y para las administraciones públicas y entes de investigación previa petición a los responsables del proyecto.

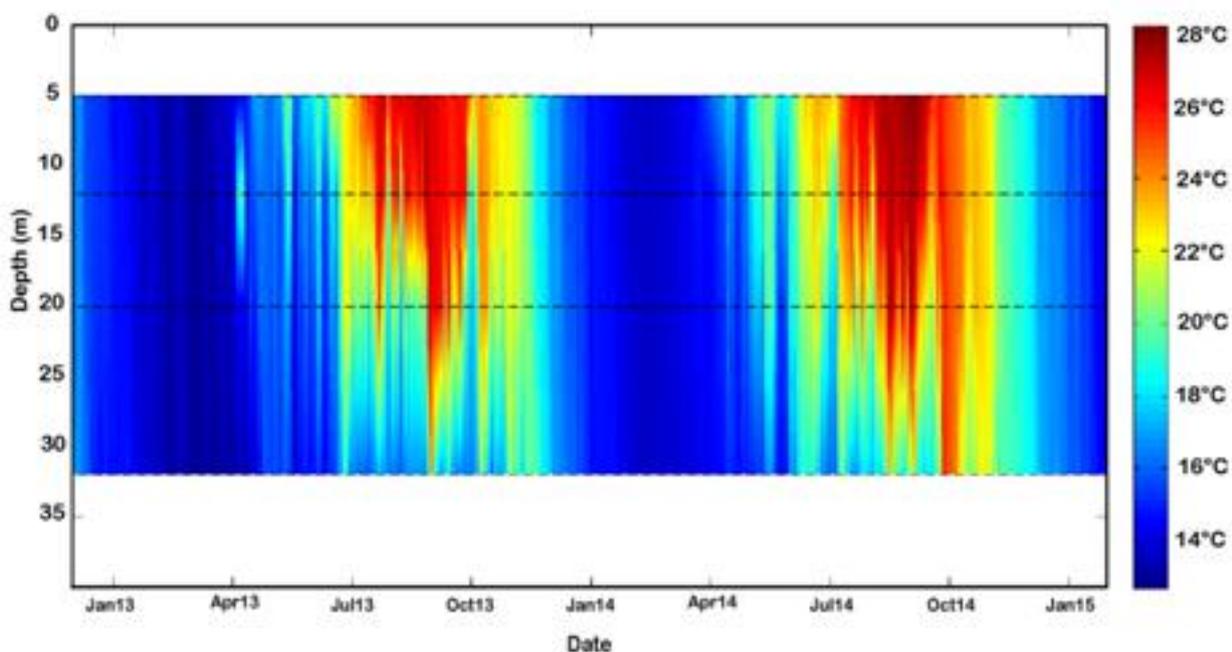


Figura 8.2. Evolución temporal en la columna de agua en el transecto de Isla Grosa. Los calores más cálidos representan las temperaturas más altas. Durante la época estival se aprecia la formación de la termoclina con el fuerte calentamiento de los primeros metros de la columna de agua. Resulta interesante comprobar cómo el agua cálida superficial alcanza la profundidad de 30 metros (límite inferior de la pradera de Isla Grosa) con cierta frecuencia en verano.

8.1 ANÁLISIS DE LA SERIE HISTÓRICA DE ISLA GROSA 5 METROS (2007-2018)

La temperatura media en la estación IG-5m para todo el periodo analizado fue de $19,77 \pm 0,46^{\circ}\text{C}$ (promedio de las temperaturas medias anuales). La temperatura media anual muestra un patrón interanual fluctuante, pero con una tendencia lineal positiva y significativa a lo largo del periodo estudiado (Figura 8.3; $r=0,659$; $p=0,038$). El ajuste lineal de esta tendencia muestra una tasa de calentamiento a lo largo del periodo estudiado (2008-2017) de $0,1^{\circ}\text{C}$ por año, lo que significa que en apenas una década la temperatura media anual a 5 metros de profundidad se ha incrementado un grado en aguas de la Región de Murcia. Estas tasas son superiores a otras estimaciones realizadas en el Mediterráneo durante la década anterior (p. ej. $0,026 - 0,042^{\circ}\text{C}$ por año durante el periodo 1985-2008; Skliris et al., 2011) pero muy similares a las obtenidas recientemente para la última década ($1,35^{\circ}\text{C}$ de incremento entre 2005-2016; Pastor et al., 2018). Esto evidencia que el calentamiento de las aguas Mediterráneas tiene una tendencia no lineal y que por lo tanto se está acelerando con el tiempo. En cualquier caso, la tendencia observada en aguas de la Región de Murcia es clara y alarmante y sugiere que en la próxima década las tasas de calentamiento se intensificarán

alcanzándose nuevos records históricos como se lleva observando en los últimos años a escala regional y global (Cheng et al., 2019).

Temperatura media anual en la estación IG-5m de los años 2008-2017. La temperatura muestra una relación lineal positiva y significativa con el tiempo. Se eliminan del análisis los años 2007 y 2018 por estar incompletos.

Al analizar la tendencia temporal de la temperatura por meses y estaciones del año (Figura 8.4) observamos que las mayores tasas de calentamiento se producen durante el mes de junio con una tasa de $0,194^{\circ}\text{C}$ año⁻¹ ($p=0,147$) que casi duplica la tasa anterior de $0,1^{\circ}\text{C}$ año⁻¹, obtenida con las temperaturas medias anuales. Este resultado concuerda con el obtenido en otras áreas del Mediterráneo español, donde se ha identificado junio como el mes con mayores tasas de calentamiento entre 1985 y 2009 (López García, 2015). Junto con el mes de junio, la temperatura media en abril y la temperatura media de los tres meses de primavera (abril-mayo-junio) también han mostrado correlaciones lineales significativas, o casi, con el tiempo con tasas elevadas de calentamiento de $0,176^{\circ}\text{C}$ año⁻¹ ($p=0,03$) y $0,161^{\circ}\text{C}$ año⁻¹ ($p=0,065$), respectivamente (Figura 8.4). Además, la correlación entre la temperatura media del verano (julio-agosto-septiembre) también se ha mostrado significativamente relacionada con el tiempo ($p=0,036$), con una tasa de calentamiento de $0,096^{\circ}\text{C}$ año⁻¹.

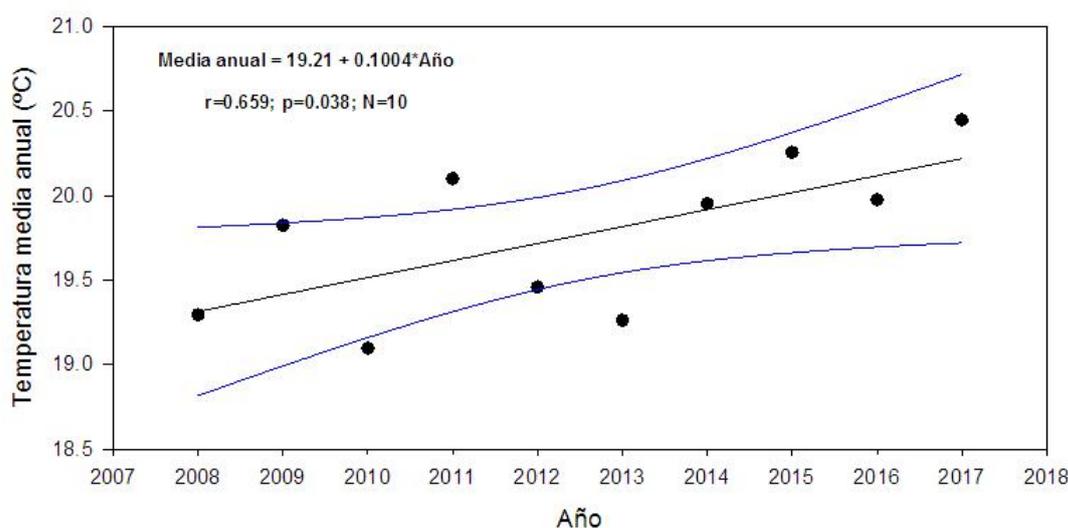


Figura 8.3. Temperatura media anual en la estación IG-5m de los años 2008-2017. La temperatura muestra una relación lineal positiva y significativa con el tiempo. Se eliminan del análisis los años 2007 y 2018 por estar incompletos.

Estos resultados ponen de manifiesto que el calentamiento de las aguas costeras de la región tiene lugar principalmente durante la transición de la primavera al verano, al igual que ha sido observado en el estudio de López García (2015) para otras partes del Mediterráneo español. En nuestro caso, ni la temperatura media de los meses de otoño e invierno, ni las medias de estas dos estaciones del año, han mostrado correlaciones significativas entre la temperatura y el tiempo (Figura 8.4).

El calentamiento de las aguas costeras de la región durante la última década se evidencia también en la Figura 8.4 donde se representa el número de días al año en los que la temperatura supera un determinado umbral (Figura 8.5). De acuerdo con estos cálculos observamos que existe también una gran fluctuación interanual, aunque, al igual que se ha comentado

anteriormente con la temperatura media anual, la tendencia es claramente positiva. Con respecto al umbral de 27°C, vemos que es superado solo un día/año durante los dos primeros años de la serie histórica (2007 y 2008) mientras que en los tres años posteriores (2009-2011) se mantiene entre los 10 y 20 días/año. Finalmente, durante el periodo 2012-2018, encontramos con años en los que el número de días es superior a 20 (2012, 2014, 2015 y 2017) y años en los que es inferior a 10 (2013, 2016 y 2018). Cuando el umbral se eleva a 28°C, vemos que solo en los años 2015 y 2017 es superado un total de 25 y 10 días respectivamente, mientras que el umbral de 29°C es superado durante un solo día de la serie histórica, correspondiente al año 2017.

El análisis de la temperatura media de las distintas estaciones del año evidencia temperaturas máximas

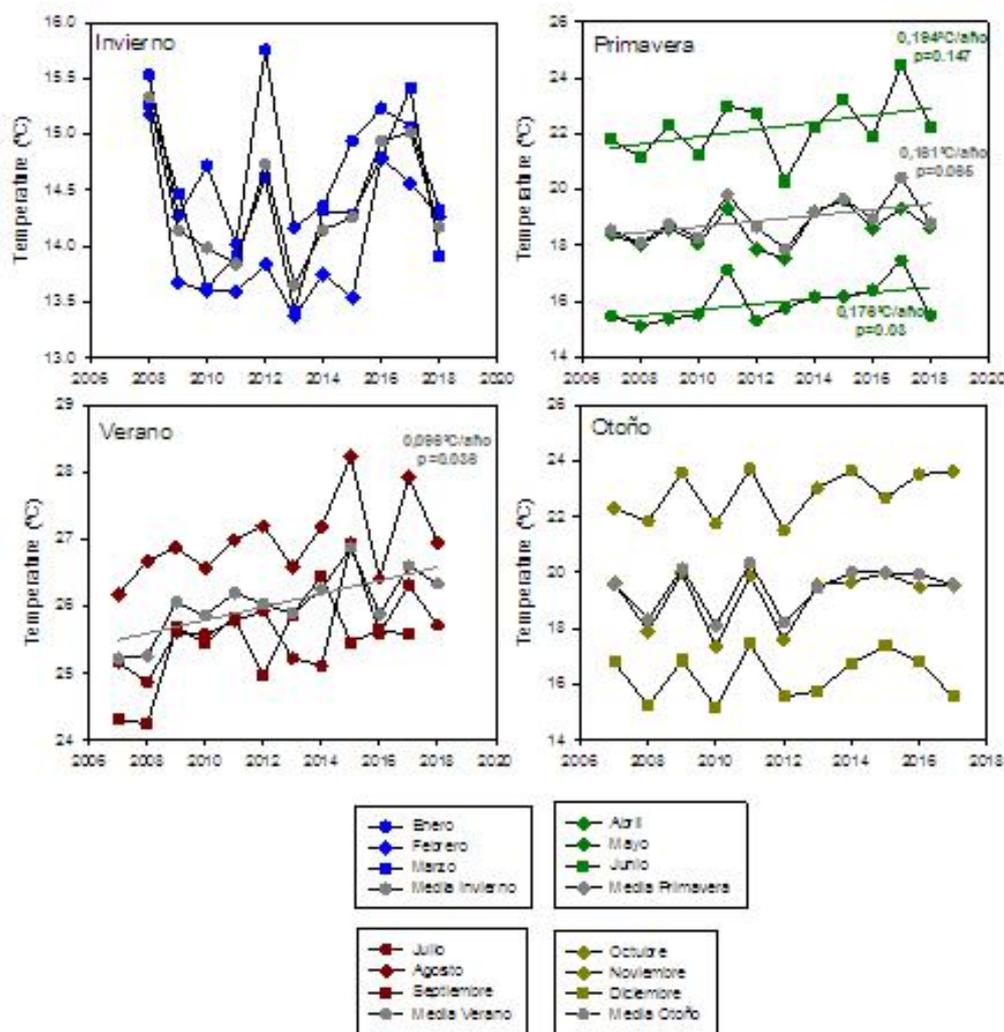


Figura 8.4. Tendencia de la temperatura media mensual y temperatura media de las cuatro estaciones del año con el tiempo a lo largo de la serie histórica de datos. Las correlaciones lineales significativas entre las temperaturas medias y el tiempo (años) así como las tasas de calentamiento resultantes de dichas correlaciones son también mostradas en el gráfico.

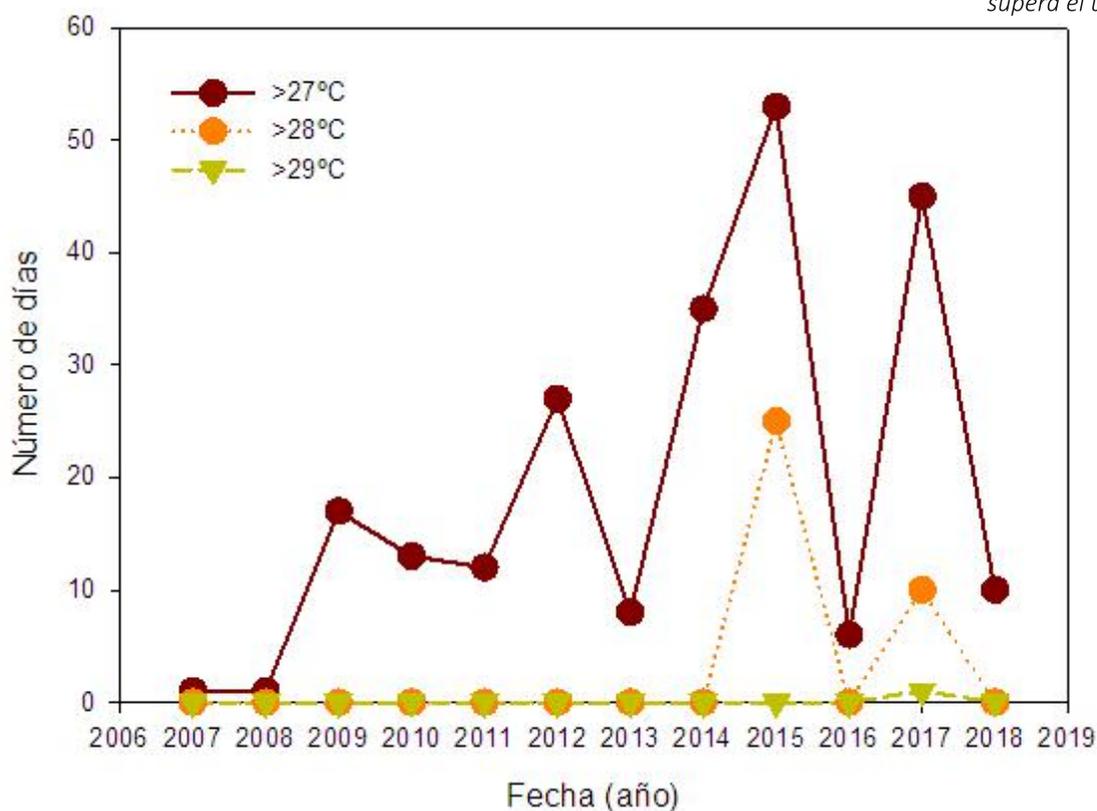
durante el verano (meses julio, agosto y septiembre) con un valor medio de $26,04 \pm 0,14^{\circ}\text{C}$; y temperaturas mínimas durante el invierno (enero, febrero, marzo) con una media de $14,38 \pm 0,54^{\circ}\text{C}$ (Figura 8.6). Los periodos del año con mayor variabilidad interanual se corresponden con las estaciones de transición, la primavera y el otoño, cuando las aguas se calientan o enfrían rápidamente hasta alcanzar los niveles más extremos y estables del verano y el invierno, respectivamente. La temperatura media en estas estaciones del año fue de $18,93 \pm 0,74^{\circ}\text{C}$ en primavera y $19,43 \pm 0,82^{\circ}\text{C}$ en otoño. Las mayores desviaciones positivas de la temperatura con respecto a la media de la serie se observan principalmente en primavera, mientras que las mayores desviaciones negativas se corresponden con el otoño (Figura 8.6).

Un análisis a mayor resolución temporal (mensual) muestra claramente el patrón de calentamiento y enfriamiento anual de las aguas costeras en la Región, de acuerdo con el ciclo natural (Figura 8.7). Durante la primavera se produce un rápido calentamiento del agua, siendo las tasas de calentamiento máximas durante el mes de mayo, estabilizándose posteriormente de forma progresiva hasta alcanzar

temperaturas máximas en el mes de agosto. La temperatura media del mes de agosto alcanzó los valores máximos de la serie histórica durante 2015 y 2017, con temperaturas de $28,23$ y $27,91^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Tras el verano, las temperaturas comienzan a bajar, con tasas máximas de enfriamiento durante el mes de octubre hasta alcanzar los valores más bajos durante el mes de febrero, con un mínimo de $13,38^{\circ}\text{C}$ en 2013. En la figura 8.7 se aprecia la existencia de anomalías térmicas positivas y negativas de la temperatura media mensual con respecto a la media de la serie histórica. Las mayores desviaciones positivas se observan durante la primavera y el verano, con máximos en los meses de abril y junio de 2017. Por su parte, las anomalías negativas se observan principalmente durante el otoño, siendo noviembre el mes con las máximas desviaciones.

En la Figura 8.8A, en la que se representan las temperaturas medias diarias de la serie histórica, se muestra con mayor resolución la evolución de la temperatura a lo largo del ciclo anual en aguas de la Región. Esta representación gráfica evidencia que el calentamiento y enfriamiento del agua a lo largo del año, aunque progresivo, no es lineal y está

Figura 8.5. Número de días al año en los que la temperatura media diaria supera el umbral de 27, 28 y 29°C.



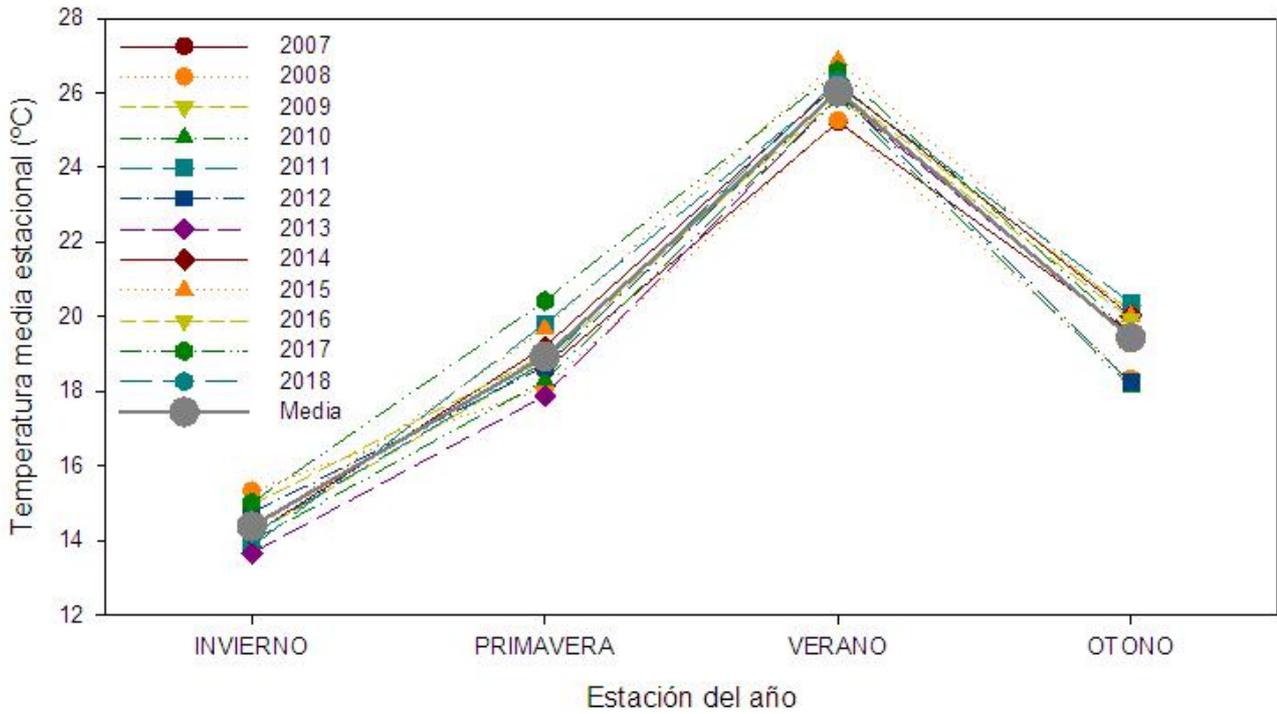


Figura 8.6. Temperatura media estacional a 5 metros de profundidad (IG-5m) durante los años 2007-2018 y su valor medio total.

caracterizado por la alternancia de periodos cortos de calentamiento y enfriamiento. Este comportamiento a pequeña escala temporal, presenta a su vez una alta variabilidad interanual, siendo el mes de junio el que presenta una mayor variación entre los distintos años registrados (desviación estándar; Figura 8.8B).

Los meses de abril, mayo y noviembre también están caracterizados por una elevada variabilidad interanual, mientras que son los meses de invierno los que presentan una mayor homogeneidad térmica entre años.

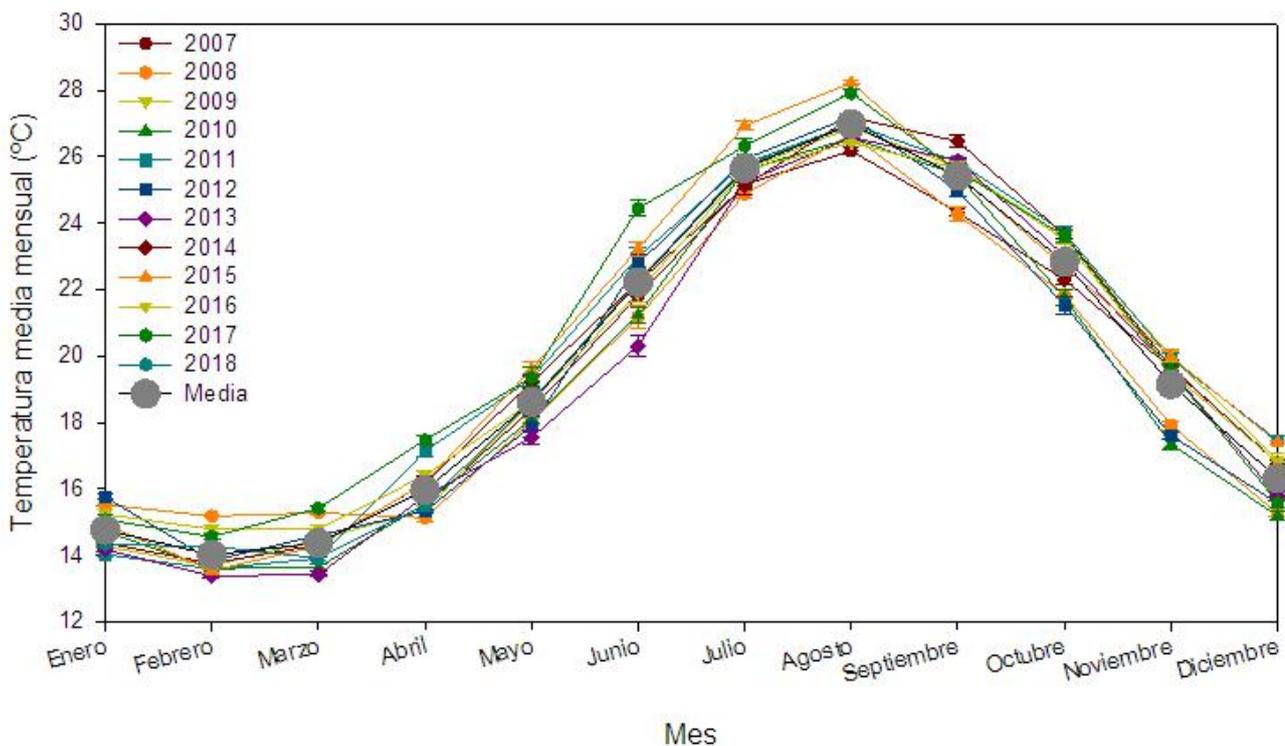


Figura 8.7. Temperatura media mensual a 5 metros de profundidad (IG-5m) durante los años 2007-2018.

Con respecto a las tasas diarias de cambio de temperatura, observamos que las mayores tasas medias de calentamiento se producen a finales de primavera y principios de verano, mientras que las mayores tasas de enfriamiento se dan entre octubre y noviembre (Figura 8.9). Estas tasas medias son inferiores a los $0,2^{\circ}\text{C día}^{-1}$. de forma general. Sin embargo, observando los valores correspondientes a cada año de forma individual, vemos que presentan una fuerte variabilidad interanual. Llama la atención las elevadas tasas de cambio que se producen en determinados meses de algunos años, como por ejemplo en mayo y junio de 2017 cuando las tasas de cambio diario fueron superiores a los $0,5^{\circ}\text{C día}^{-1}$.

8.2 ANÁLISIS DE ANOMALÍAS TÉRMICAS

En la Figura 8.10 se muestra un primer análisis de anomalías térmicas en aguas de la región durante el periodo 2007-2018. Para ello, se definió como umbral una diferencia térmica de $1,5^{\circ}\text{C}$ con respecto a la media de la serie histórica. Este análisis, muestra la existencia de anomalías, tanto positivas como negativas, durante distintos periodos de los años analizados. De forma general, éstas anomalías fueron más acusadas durante el mes de junio, periodo en el que se observan las mayores desviaciones de la

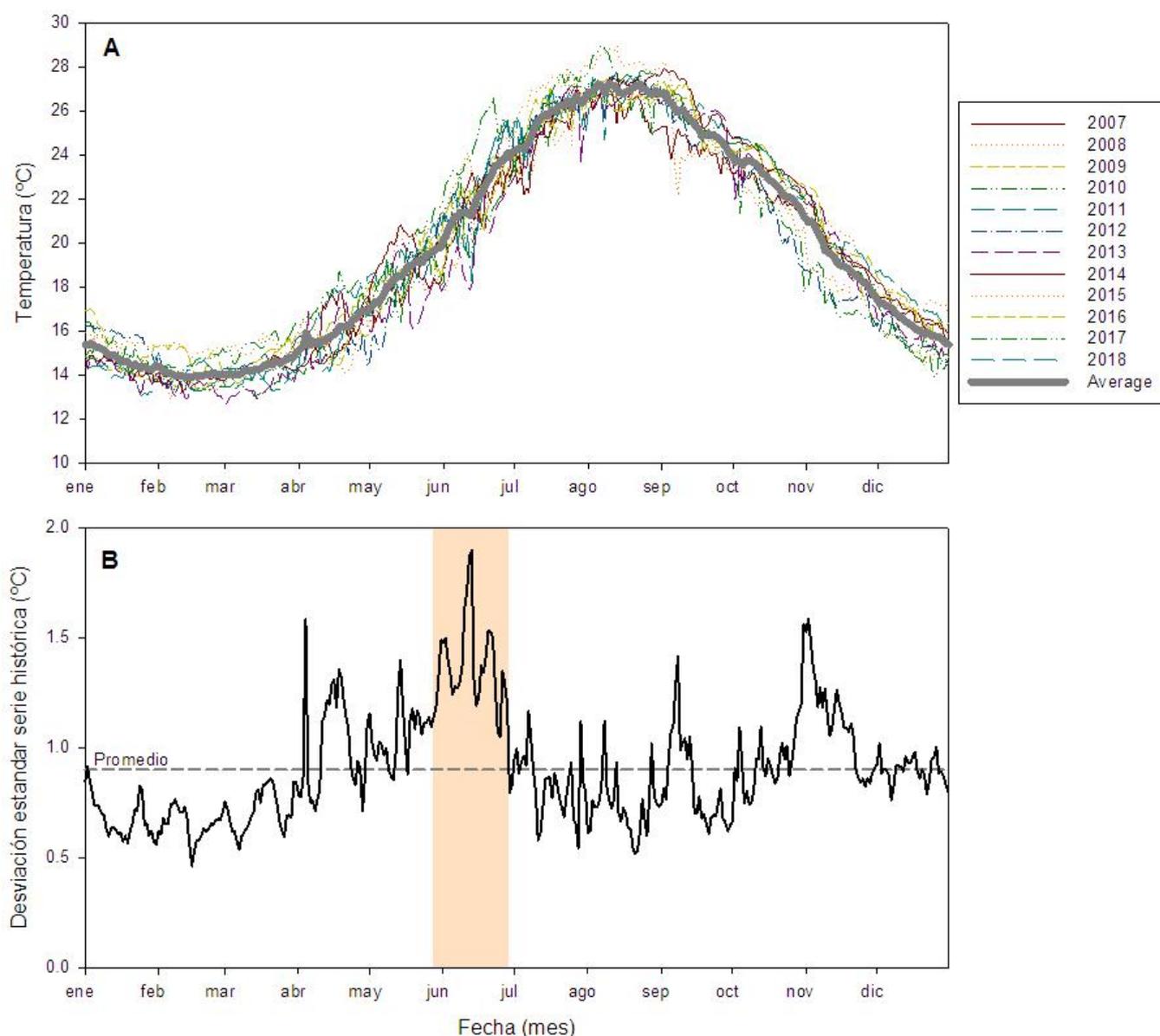


Figura 8.8. Temperatura media diaria a 5 metros de profundidad (IG-5m) durante los años 2007-2018 (A). Desviación estándar de la temperatura media diaria de la serie histórica de datos (B).

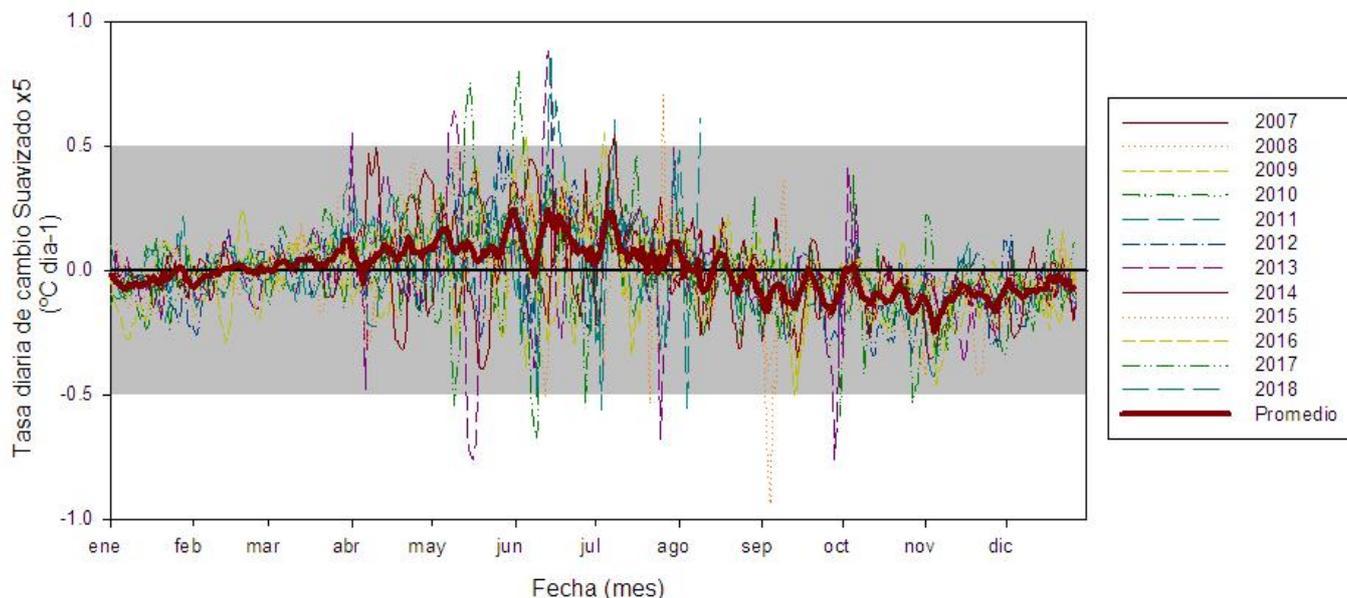


Figura 8.9. Tasas de cambio diario de temperatura ($^{\circ}\text{C día}^{-1}$) a 5 m de profundidad (IG-5m) durante los años 2007-2018. Para facilitar su visualización y eliminar el ruido de la gráfica se ha aplicado un suavizado de los valores ($\times 5$ = la media de cada cinco días consecutivos).

serie de registros (2007-2018). Así mismo, se observan años en los que dominan las anomalías positivas (p.ej. 2015 y 2017) y otros en los que lo hacen las negativas (2012, 2013), si bien hay años como 2017 donde las anomalías son positivas durante la primavera y el verano, pero negativas durante el otoño. En resumen, el análisis identifica 2014, 2015 y 2017 como años caracterizados por anomalías positivas, mientras que los años 2008, 2012, 2013 y 2018 o hacen por la existencia de anomalías negativas.

A continuación, y siguiendo las indicaciones de Hobday et al., (2018), realizamos un análisis de anomalías térmicas positivas más detallado, empleando el percentil 90 de la serie de datos e identificando los periodos en los que la temperatura es superior a este umbral (Figura 8.10). Las anomalías térmicas positivas se concentran principalmente durante la primavera y el verano. Destaca la temperatura extrema alcanzada durante la segunda quincena del mes de junio de 2017, cuando las temperaturas medias diarias superaron en más de $2,5^{\circ}\text{C}$ el umbral establecido (percentil 90). En este periodo, las temperaturas a 5 m llegaron a superar los $26,6^{\circ}\text{C}$, siendo la media de la serie histórica para ese mes de $22,21^{\circ}\text{C}$ ($\pm 0,31$, error estándar). Otro aspecto curioso de este análisis es la existencia de anomalías térmicas positivas no sólo en verano (p.ej. 2015, 2017) sino también en invierno, como las detectadas

en los años 2012, 2015 y 2016 (Figura 8.10). 2015 y 2017 se caracterizaron por la existencia de anomalías térmicas positivas durante una proporción importante del año de aproximadamente 5 meses.

Finalmente, analizamos la incidencia de olas de calor en aguas costeras de la Región de Murcia. Para ello definimos una ola de calor como el periodo en el que la temperatura es $1,5^{\circ}\text{C}$ mayor que la media de la serie histórica durante al menos 5 días consecutivos. Este análisis refleja que tanto la intensidad como la frecuencia y la duración de las olas de calor se han incrementado en aguas de la región durante la última década (Figura 8.11). En abril de 2011 se identificó la primera ola de calor de la serie de datos analizada, siendo ésta única en este año y con una duración de 11 días. Posteriormente, en 2014, se identificaron 3 olas de calor durante los meses de abril, mayo y septiembre, con una duración total de 23 días. Al año siguiente, 2015, se volvieron a producir tres olas de calor durante los meses de junio, julio y agosto, con una duración total de 28 días. 2017 fue el último año durante el cual se apreció la incidencia de olas de calor, con tres eventos distribuidos en los meses de abril, junio y agosto y con una duración total de 55 días. Destacamos en este último año la intensa y prolongada ola de calor del mes de junio, que tuvo una duración de 32 días y en la que se alcanzaron temperaturas que superaban

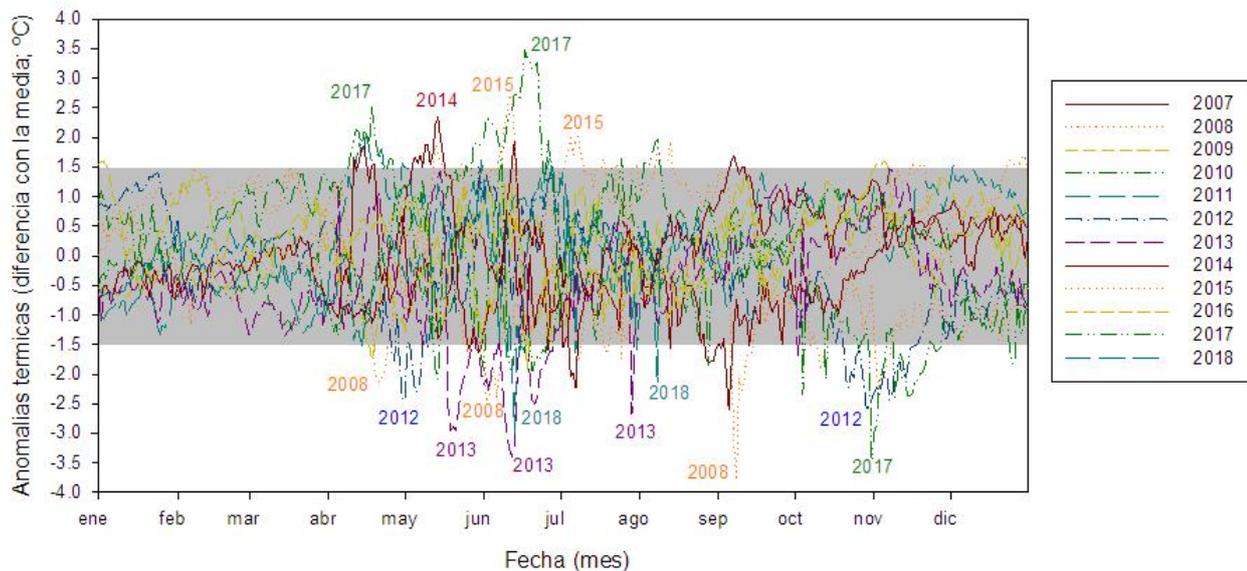


Figura 8.10. Tasas de cambio diario de temperatura (°C día⁻¹) a 5 m de profundidad (IG-5m) durante los años 2007-2018. Para facilitar su visualización y eliminar el ruido de la gráfica se ha aplicado un suavizado de los valores (x5 = la media de cada cinco días consecutivos).

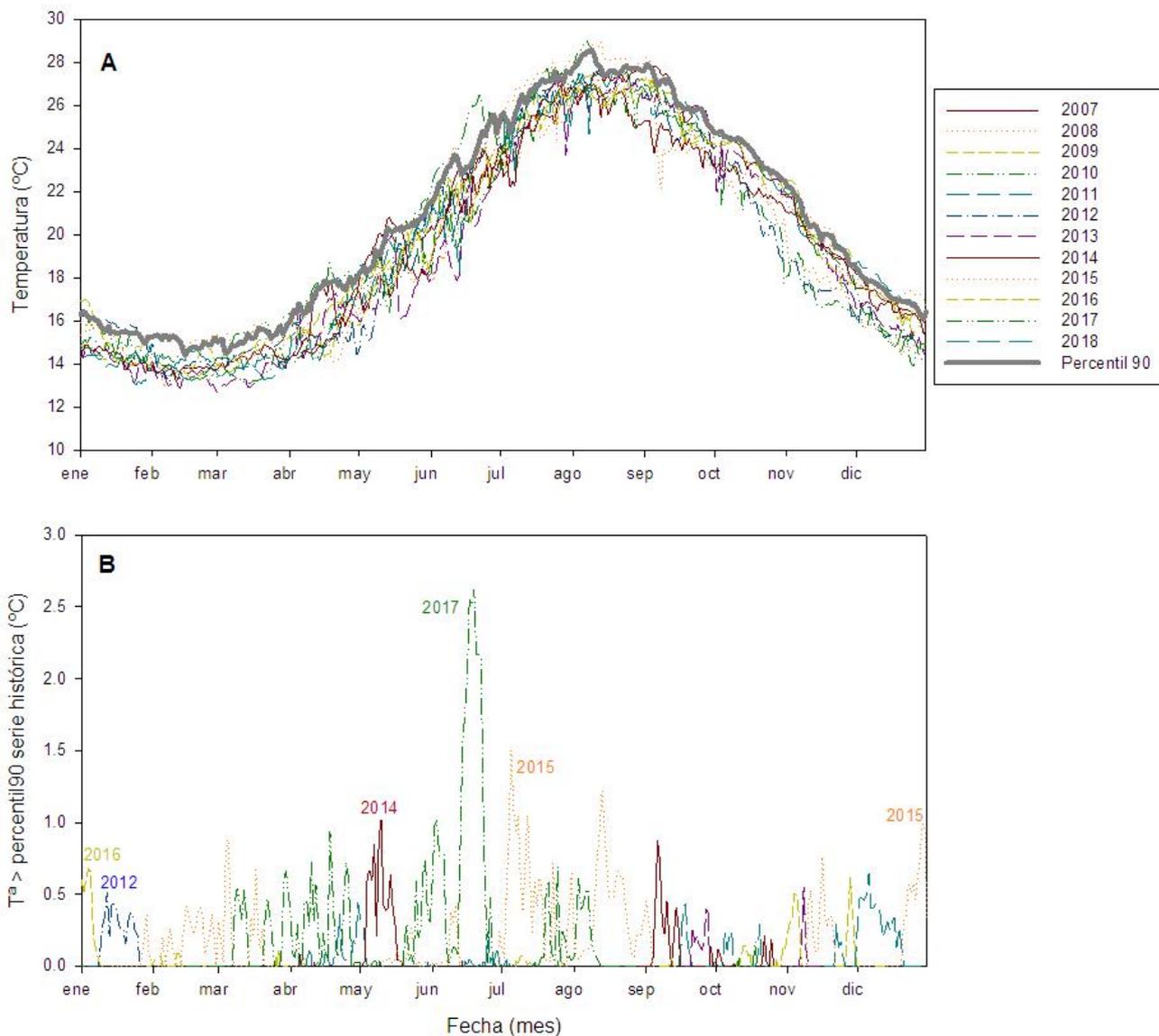


Figura 8.11. Registro de temperaturas medias diarias de la serie de datos y representación del percentil 90 (A). Identificación de anomalías térmicas positivas en base al criterio del percentil 90 (B; Hobday et al., 2018).

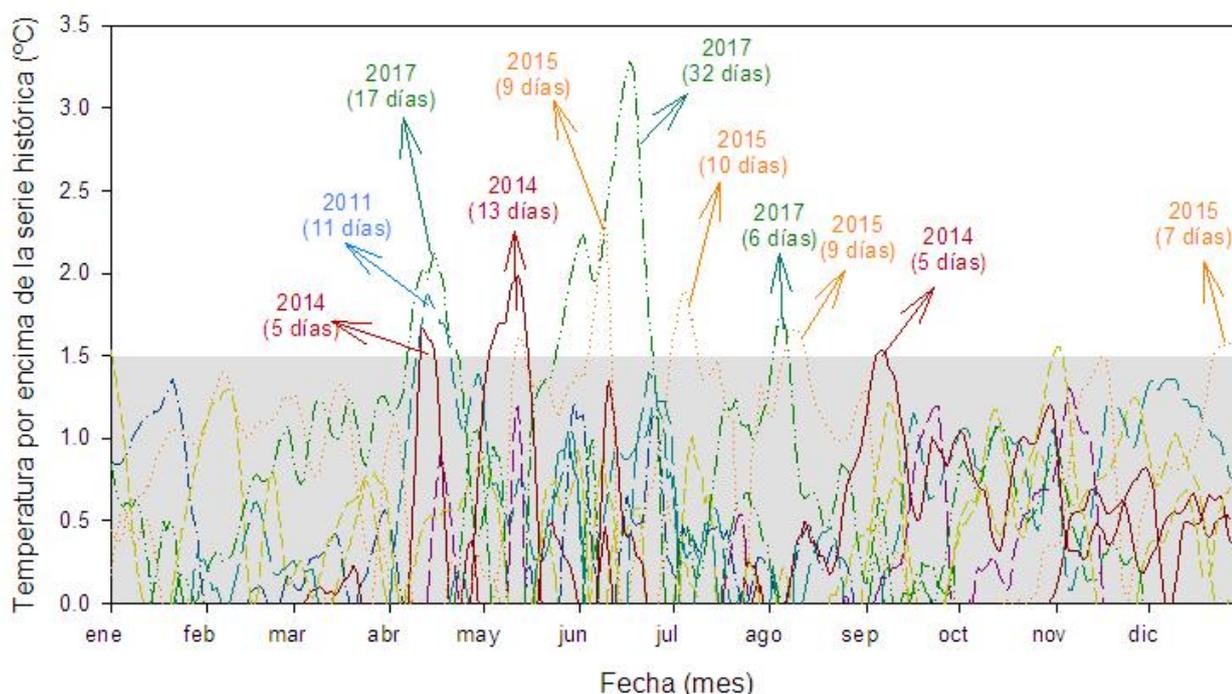
en más de 3°C la media de la serie histórica. Del total de olas de calor detectadas mediante este análisis, un 60% se produjo durante la primavera, en los meses de abril, mayo y junio; mientras que un 40% lo hicieron durante el verano (julio, julio y agosto). La mayor incidencia de olas de calor durante la primavera, junto con las mayores desviaciones positivas de la media comentadas anteriormente para el mes de junio (Figura 8.6), indican que las mayores tasas de calentamiento se producen durante la transición primavera-verano, en conformidad con lo observado en otros estudios realizados en aguas del Mediterráneo español (Lopez Garcia, 2015). Estos resultados evidencian una tendencia hacia el adelantamiento y prolongación de la estación estival en las últimas

décadas.

Curiosamente, nuestro análisis detectó también una ola de calor de una semana de duración durante el mes de diciembre de 2015, evidenciando que las anomalías térmicas positivas pueden ocurrir también durante los meses fríos, aunque con menor probabilidad.

8.3 CONCLUSIONES

- Las aguas costeras de la región a 5 metros de profundidad muestran un calentamiento progresivo, con temperaturas medias anuales que se han incrementado un grado en la última década.



Año	Ola de Calor	Fecha	Duración (Días)	Total duración
2011	HW1	Abril	11	11
2014	HW1	Abril	5	23
	HW2	Mayo	13	
	HW3	Septiembre	5	
2015	HW1	Junio	9	28
	HW2	Julio	10	
	HW3	Agosto	9	
2017	HW1	Abril	17	55
	HW2	Junio	32	
	HW3	Agosto	6	

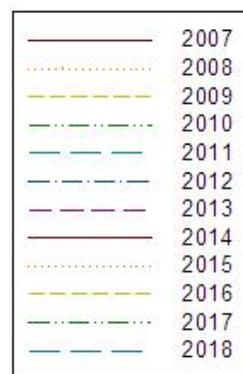


Figura 8.12. Representación gráfica y tabla resumen del análisis de olas de calor (periodo en el que la temperatura es 1,5°C mayor que la media de la serie histórica durante al menos 5 días consecutivos) donde se muestra la incidencia, la duración y el mes en el que se producen estos episodios de calentamiento extremo de las aguas costeras de la Región de Murcia.

- Las mayores tasas de calentamiento se producen en la transición entre la primavera y el verano, siendo el mes de junio el que mostró las mayores tasas (1,94°C/año). Esto indica que la temperatura media de este mes se ha incrementado casi dos grados en la última década.

- El número de día que la temperatura media diaria supera los umbrales de 27 y 28°C se ha ido incrementado a lo largo de los años 2007-2018. La temperatura extrema de 29°C se ha registrado solo durante un día en 2017, pero se estima que será cada vez más común dadas las tendencias que muestran los registros.

- Los análisis realizados muestran la existencia de anomalías, tanto positivas como negativas, durante distintos periodos de los años analizados. En resumen, el análisis identifica 2014, 2015 y 2017 como años caracterizados por la dominancia de anomalías positivas, mientras que los años 2008, 2012, 2013 y 2018 lo hacen por la dominancia de anomalías negativas.

- La intensidad, frecuencia y duración de las olas de calor se ha incrementado de forma notable en aguas de la región durante la última década. El número de días por año bajo condiciones de ola de calor se ha multiplicado por 5 en la última década, pasando de 11 días en 2011 a 55 en 2017.

- La primavera fue el periodo del año con mayor incidencia de olas de calor, siendo éstas altamente probables también durante los meses de verano. Se han detectado anomalías térmicas positivas también durante el otoño-invierno, aunque con menor probabilidad e intensidad. En este sentido destaca la ola de calor de 7 días de duración durante diciembre 2015 cuando la temperatura media diaria a 5 m fue 1,5°C superior a la media de esos días en la serie histórica.

Fotografía JM. Ruiz





*Pradera somera en La Azohía.
Fotografía JM. Ruiz.*

9

Conclusiones generales

ASPECTOS GENERALES DEL PROYECTO

1/ Un año más, el proyecto, en aspectos relativos a la participación así como de divulgación y concienciación ambiental, ha sido un éxito ya que la demanda de participación continua siendo elevada tras 15 años de duración del mismo. De hecho, el número de solicitudes continúa siendo superior al de plazas ofertadas, lo que constata el elevado grado de interés social que despierta y que no se ha visto reducido con el paso de los años. Los objetivos divulgativos, por lo tanto, han sido alcanzados de forma satisfactoria y respaldados por el elevado grado de satisfacción que los participantes han mostrado tras la experiencia.

2/ La experiencia acumulada hasta la fecha ha permitido definir un protocolo de trabajo que compatibiliza aspectos básicos como la seguridad de los buceadores participantes, las tareas de divulgación y la calidad científica de los datos obtenidos por los voluntarios.

ESTADO AMBIENTAL DE LAS PRADERAS

1/ Teniendo en cuenta solo las praderas con series temporales con más de 10 años (17 de las 19 que forman la red de seguimiento), se considera que 15 de estas praderas (un 88%) se encuentran en Buen Estado Ambiental y solo 2 (12%) se encuentran en un estado desfavorable (SUB-BEA, Cala Cerrada Profunda y Tomas Maestre).

2/ El caso de Cala Cerrada Profunda esta relacionado claramente con causas antrópicas (efecto del fondeo no controlado y buceo deportivo), pero las medidas de gestión establecidas están determinando mejoras evidentes en su situación, por lo que pueden ser consideradas un éxito y demuestran cómo una gestión adecuada de las actividades humanas puede evitar o detener la pérdida de praderas e incluso permitir su recuperación.

3/ En Tomas Maestre las causas de este estado podrían estar relacionados con procesos regresivos detectados en el borde de la pradera derivados de la influencia de las aguas provenientes del Mar Menor,

con una elevada carga de nutrientes a raíz de la crisis de eutrofia sufrida desde el verano de 2015. En cualquier caso, la evolución en los próximos años de los descriptores permitirá evaluar el impacto real de esta situación sobre la pradera.

4/ Los resultados obtenidos no apoyan la hipótesis de una regresión generalizada de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia, como se ha sugerido desde otros ámbitos científicos (Marbà, 2009). En general, se comprueba que las praderas de zonas poco influenciadas por presiones antrópicas mantienen dinámicas con tendencias progresivas o estables, lo cual está de acuerdo con conclusiones de estudios similares realizados en regiones vecinas del SE peninsular como Alicante (González Correa et al., 2007; Guillén et al., 2012)

5/ A pesar de la conclusión anterior, la posibilidad de que la estructura de las praderas se vea afectada a largo plazo por el impacto del cambio climático global no debe ser descartada por lo que se debería prestar especial atención, por un lado, a la medición en continuo de factores ambientales clave (temperatura, alcalinidad, hidrodinamismo, etc.) y, por otro lado, al seguimiento continuado de las praderas que están próximas a condiciones ambientales extremas, como las praderas muy someras susceptibles de recibir la influencia de olas de calor extremo, las praderas profundas próximas a su punto de compensación o las que se encuentran en zonas de energía hidrodinámica especialmente intensa.

FLORACIÓN DE LAS PRADERAS DE *P. OCEANICA* EN LA REGIÓN DE MURCIA

1/ Durante el periodo de estudio (2009-2018) se ha observado la aparición de fenómenos de floración en las praderas de la Región de Murcia. La intensidad y extensión de estos fenómenos ha sido muy variable, y se ha observado una gran variabilidad interanual en los índices de floración (IF) y en el número de praderas en floración. En general, en tres de los diez años estudiados no se ha detectado floración en aguas de la Región (2010, 2016 y 2018)

2/ Los fenómenos de floración registrados durante

2009, 2011, 2013, 2014, 2015 y 2017 mostraron valores de floración superiores a los valores mínimos anuales observados en el mediterráneo occidental durante el periodo 1972-2004 (0,003 flores haz^{-1} , año 1984; Díaz Almela et al., 2006). Las elevadas floraciones registradas en 2014 y 2015 fueron superiores a las observadas en las praderas de Región de Murcia durante los fenómenos de floración masiva ocurridos en los años 2003 y 2004 (0,02 inflorescencias haz^{-1} en 2003 y 0,05 inflorescencias haz^{-1} en 2004; Díaz Almela et al., 2006) y son del orden (o incluso superiores) a los valores observados en fenómenos de floración masiva en otras áreas del mediterráneo (10%; Díaz Almela et al., 2006; Borum y Greve, 2004).

3/ Se ha observado una relación entre la intensidad de floración (IF) y el número de praderas que florecen. Esto indica que los años en los que florece un mayor número de praderas, éstas lo hacen con una mayor intensidad. A su vez, los análisis realizados muestran como aquellas praderas que florecen con mayor frecuencia (mayor porcentaje de años en floración) también lo hacen con mayor intensidad. Estas praderas con mayor intensidad y frecuencia de floración parecen ser aquellas que se encuentran a menor profundidad.

4/ Los años con mayores temperaturas estivales (mayor media para los meses julio, agosto y septiembre y mayor número de días con temperaturas superiores a 27°C) coinciden con los años en los que la intensidad de floración de las praderas de la región es mayor. Sin embargo, no solo la temperatura parece ser el factor clave en la inducción a la reproducción sexual en la especie y otros factores endógenos o exógenos podrían también estar influenciando la activación de este proceso en las plantas por lo que hacen falta estudios más específicos para identificar los mecanismos implicados.

DISTRIBUCIÓN Y DISPERSIÓN DEL ALGA INVASORA *CAULERPA CYLINDRACEA* EN EL LITORAL DE LA REGIÓN DE MURCIA

1/ Tras la fuerte regresión registrada en las poblaciones de *C. cylindracea* en el año 2015, no se

ha observado una gran capacidad del alga de recolonizar las zonas perdidas. Actualmente el clorófito solo está presente en 5 de las 19 estaciones de la Red de Seguimiento (Cala Túnez, Isla Palomas, IG 5m y Calblanque) y en abundancias muy pequeñas.

2/ Los estudios realizados en praderas de *P. oceanica* colonizadas por el alga invasora confirman la resistencia de este hábitat a ser invadidas por el alga después de. Tras más de 10 años de seguimiento se ha constatado que el alga apenas ha sido capaz de penetrar en el interior de la pradera y de causar la más mínima alteración de su estructura y dinámica poblacional. Investigaciones paralelas llevadas a cabo por el grupo de investigación del IEO indican que el mantenimiento de la cubierta foliar de la pradera actúa a modo de barrera ecológica contra la dispersión del alga limitando la luz para su crecimiento.

3/ En relación al punto anterior, la conservación de las praderas de *P. oceanica* y el mantenimiento de su estructura es fundamental para mantener la resiliencia de nuestros ecosistemas marinos frente a la dispersión de las algas invasoras y sus efectos letales sobre las comunidades nativas. Es decir, es necesario evitar los impactos directos e indirectos sobre las praderas, especialmente aquellos que causen una alteración de su estructura.

ANÁLISIS DE LA SERIE TEMPORAL DE DATOS DE TEMPERATURA DE LAS AGUAS COSTERAS DE LA REGIÓN DE MURCIA.

1/ Las aguas costeras de la región a 5 metros de profundidad muestran un calentamiento progresivo, con temperaturas medias anuales que se han incrementado un grado en la última década.

2/ Las mayores tasas de calentamiento se producen en la transición entre la primavera y el verano, siendo el mes de junio el que mostró las mayores tasas (1,94°C/año). Esto indica que la temperatura media de este mes se ha incrementado casi dos grados en la última década.

3/ La intensidad, frecuencia y duración de las olas de calor se ha incrementado de forma notable en

aguas de la región durante la última década. El número de días por año bajo condiciones de ola de calor se ha multiplicado por 5 en la última década, pasando de 11 días en 2011 a 55 en 2017.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ackerman, J.D., 2006. Sexual reproduction of seagrasses: pollination in the marine context. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J., Duarte, C.M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Netherlands, pp. 89–109.

Alcoverro, T., C.M. Duarte and J. Romero. 1995. Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120: 203-210.

Badalamenti F, Alagna A, Fici S. 2015 Evidences of adaptive traits to rocky substrates undermine paradigm of habitat preference of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Scientific Reports*; 5: 8804.

Bernardeau-Esteller J, Ruiz JM, Tomas Nash F, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM,. 2015. Photoacclimation of *Caulerpa cylindracea*: light as a limiting factor in the invasion of native Mediterranean seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 465:130-141.

Borum J., Greve T.M. 2004. The four seagrass species. In: *European Seagrasses: an introduction to monitoring and management*. Borum, Duarte, Krause-Jensen y Greve Eds. Publ. UE.

Buia, M.C., Mazzella, L., 1991. Reproductive strategies of the Mediterranean seagrass: *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. *Aquat. Bot.* 40, 343–362.

Chefaoui, R. M., Duarte, C. M., & Serrao, E. A. (2018). Dramatic loss of seagrass habitat under projected climate change in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology*, 24, 4919–4928. <https://doi.org/10.1111/gcb.14401>

Cheng L, Abraham J, Hausfather Z, Trenberth KE. 2019. How fast are the oceans warming? *Science*, 11 JAN 2019 : 128-129.

Coma, R., Ribes, M., Serrano, E., Jiménez, E., Salat, J., Pascual, J., 2009. Global warming enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 6176–6181.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Díaz-Almela E., Marbá N., Álvarez E., Balestri E., Ruiz-Fernandez J.M., Duarte C.M. 2006. Patterns in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Marine Biology*, 148, 732-742.

Díaz-Almela E., Marbá N., Duarte C.M.. 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. 2007. *Global Change Biology*, 13, 224-235.

Entrambasaguas, L., Jahnke, M., Biffali, E., Borra, M., Sanges, R., Marín-Guirao, L., & Procaccini, G. (2017). Tissue-specific transcriptomic profiling provides new insights into the reproductive ecology and biology of the iconic seagrass species *Posidonia oceanica*. *Marine Genomics*, 35, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.margen.2017.05.006>

Garrabou, J., Coma, R., Bensoussan, N., Bally, M., Chevaldonné, P., Cigliano, M., Diaz, D., et al. 2009. Mass mortality in northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Glob. Chang. Biol.* 15, 1090–1103.

González-Correa JM, J Bayle, JL Sánchez-Lizaso, C Valle, P Sánchez-Jeréz, JM Ruiz. 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *J Exp Mar Biol Ecol* 320: 65-76.

González-Correa JM, JT BayleSempere, P Sánchez-Jeréz, C Valle. 2007. *Posidonia oceanica* Meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 336: 111-119.

Guillén, JE, JL Sánchez Lizaso, S Jiménez, J Martínez, A Codina, M Montero, A Triviño, G Soler, JJ Zubcoff. 2013. Evolution of *Posidonia oceanica* seagrass meadows and its implications for management. *Journal of Sea Research*.

Hobday, A.J., Alexander, L.V., Perkins, S.E., Smale, D.A., Straub, S.C., Oliver, E.C.J., Benthuyzen, J.A., Burrows, M.T., Donat, M.G., Feng, M., Holbrook, N.J., Moore, P.J., Scannell, H.A., Sen Gupta, A., Wernberg, T., 2016. A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Prog. Oceanogr.* 141, 227–238.

Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328, 1523–1528. <https://doi.org/10.1126/science.1189930>

Kendrick, G.A., Orth, R.J., Statton, J., Hovey, R., Montoya, L.R., Lowe, R.L., Krauss, S.L., Sonclair, E.A., 2016. Demographic and genetic connectivity: the role and consequences of reproduction, dispersal and recruitment in seagrasses. *Biol. Rev.* <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12261>.

Klein J, Verlaque M (2008) The *Caulerpa racemosa* invasion: A critical review. *Marine Pollution Bulletin* 56: 205-225

Lopez Garcia, Maria Jose. 2015. Recent warming in the Balearic Sea and Spanish Mediterranean coast. Towards an earlier and longer summer. *Atmósfera*, 28(3): 14-160.

Marbà, N., C.M. Duarte, J. Cebrián, M.E. Gallegos, B. Olesen y K. Sand Jensen. 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137: 203-213.

Marbà, N., C.M. Duarte, E. Díaz Almela, J. Terrados, E. Álvarez, R. Martínez, R. Santiago et al. 2005. Direct evidence of imbalanced seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot population dynamics along the Spanish Mediterranean. *Estuaries* 28: 51-60.

Marbà, N. 2009. Loss of seagrass meadows from the Spanish coast: results of the praderas project. En: Duarte, C.M. (Ed.) *Global loss of coastal habitats: rates, causes and consequences*. Fundación BBVA, Bilbao, España: 59-88 pp. RA/SPA. 2012. Issue 2, www.rac-spa.org.

Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Ruiz JM, Sandoval-Gil JM. 2015. Resistance of *Posidonia oceanica* seagrass meadows to the spread of the introduced green alga *Caulerpa cylindracea*: assessment of the role of light. *Biological Invasions*, 17:1989-2009

Marín-Guirao, L, Entrambasaguas, L, Ruiz, JM, Procaccini, G. 2019. Heat-stress induced flowering can be a potential adaptive response to ocean warming for the iconic seagrass *Posidonia oceanica*. *Molecular Ecology*, 28: 2486– 2501.

Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., García-Muñoz, R. JM. Ruiz. 2017. The Stenohaline Seagrass *Posidonia*

- oceanica Can Persist in Natural Environments Under Fluctuating Hypersaline Conditions. *Estuaries and Coasts*, 40: 1688-1704. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0242-1>
- Meehl, G.A., Tebaldi, C., 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* 305, 994–997.
- Molenaar H, Meinesz A, Thibaut T (2009) Alterations of the structure of *Posidonia oceanica* beds due to the introduced alga *Caulerpa taxifolia*. *Scientia Marina* 73(2): 329-335
- Oliver ECJ, Donat MG, Burrows MT, Moore PJ, Smale DA, Alexander L V., Benthuyssen JA, Feng M, Sen Gupta A, Hobday AJ, Holbrook NJ, Perkins-Kirkpatrick SE, Scannell HA, Straub SC, Wernberg T (2018) Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nat Commun* 9:1–12
- Panayotidis P, Žuljević A (2001) Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *Occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanologia acta* 24: 109-203
- Pastor, F., Valiente, J.A. & Palau, J.L. 2018. Sea Surface Temperature in the Mediterranean: Trends and Spatial Patterns (1982–2016). *Pure Appl. Geophys*, 175: 4017. <https://doi.org/10.1007/s00024-017-1739-z>
- Raniello R, Mollo E, Lorenti M, Gavagnin M, Buia MC (2007) Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of *Caulerpa racemosa*: a potential allelochemical (2007). *Biological Invasions* 9: 361-368
- Ruiz JM, Lázaro Marín-Guirao, R García-Muñoz, A Ramos-Segura, J Bernardeau-Esteller, M Pérez, Neus Sanmartí, Y Ontoria, Javier Romero, Rohan Arthur, Teresa Alcoverro, Gabriele Procaccini. 2018. Experimental evidence of warming-induced flowering in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 134:49-54.
- Ruiz JM, M Pérez, J Romero. 2001. Effects of fish farm loading on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* 42: 749-760.
- Ruiz JM, J Romero. 2001. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 215: 107-120.
- Ruiz JM, C Marco Méndez and JL Sánchez Lizaso. 2009. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Environmental Research* 69: 118-126.
- Ruiz JM, Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Ramos-Segura A, García-Muñoz R, Sandoval-Gil JM (2011) Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean coast of the Murcia region (SE Spain). *Animal Biodiversity and Conservation* 34(1) :73-82
- Skliris N, Sofianos S, Gkanasos A, Mantziafou A, Vervatis V, Axaopoulos P, Lascaratos A. 2011. Decadal scale variability of sea surface temperature in the Mediterranean Sea in relation to atmospheric variability. *Ocean Dynamics*, 62: 13. <https://doi.org/10.1007/s10236-011-0493-5>
- Wernberg, T., Bennett, S., Babcock, R. C., de Bettignies, T., Cure, K., Depczynski, M., Wilson, S. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, 353, 169–172. <https://doi.org/10.1126/science.aad8745>

11. PRODUCCIÓN CIENTÍFICA Y DIFUSIÓN DE RESULTADOS

En este apartado se describe la producción científica que ha derivado del desarrollo del proyecto y temáticas relacionadas desde su inicio en 2004, incluyendo otras actividades científico-técnicas y de carácter más divulgativo, así como las principales acciones para la difusión de los resultados y la producción asociada. En resumen, la actividad del proyecto ha permitido no solo obtener las series temporales para la determinación de la evolución de las praderas de la Región de Murcia, sino que ha significado además una importante y muy significativa producción científico-técnica relacionada con los diferentes aspectos relacionados con los objetivos del proyecto, tales como, el estado de las praderas de *P. oceanica* e la Región de Murcia, el impacto de las algas invasoras en el ecosistema marino de nuestras costas, la obtención de datos de temperatura de nuestros fondos sumergidos, el impacto de este factor en las praderas marinas y su relación con el cambio climático, la necesidad de la ciencia ciudadana y las implicaciones de este tipo de proyecto en la gestión y conservación de los ecosistemas marinos. En este contexto se han publicado 11 artículos científicos en revistas internacionales de alto impacto, se han presentado resultados del proyecto en más de 27 congresos nacionales e internacionales, ha permitido la colaboración en 11 proyectos de investigación (algunos de ellos de especial relevancia como el Atlas de las praderas marinas de España), se han realizado 3 tesis doctorales (2 de ellas en realización) y 7 trabajos de fin de máster con diferentes Universidades, se han realizado numerosos informes de asesoramiento científico técnico a solicitud de diferentes administraciones (incluida la CARM) y se han llevado a cabo numerosas iniciativas de carácter científico, técnico y divulgativo en forma de jornadas, libros, exposiciones, instalación de fondeos ecológicos, colaboraciones con grupos de expertos a nivel nacional e internacional (p. ej. grupo de *Pinna nobilis*), artículos de prensa digital y escrita y páginas web institucionales. A continuación se detalla la producción derivada del proyecto en el periodo 2004-2019. No es una relación

exacta, de hecho es incompleta, pero refleja fielmente el trabajo realizado y sus múltiples implicaciones y derivaciones.

ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

de los Santos C, Krause-Jensen D, Alcoverro T, Marbà N, Duarte CM, van Katwijk MM, Pérez M, Romero J, Sánchez-Lizaso JL, Roca G, Jankowska E, Pérez-Lloréns JL, Fournier J, Montefalcone M, Pergent G, Ruiz JM, Cabaço S, Cook K, Wilkes RJ, Moy FE, Gregori Muñoz-Ramos Trayter, Xavier Seglar Arañó, Dick J de Jong, Yolanda Fernández-Torquemada, Isabelle Auby, Juan J Vergara, Rui Santos. 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications*, 10:3356.

Marín-Guirao L., Sandoval-Gil J.M., García-Muñoz R, Ruiz JM. 2017. The stenohaline seagrass *Posidonia oceanica* can persist in natural environments under fluctuating hypersaline conditions. *Estuaries and Coasts*, 40:1688-1704.

Diaz-Almela E, Marbà N, Álvarez E, Balestri E, Ruiz JM, Duarte CM. 2006. Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Marine Biology*, 148:723-742.

Entrambasaguas L, Jahnke M, Biffali E, Borra M, Sanges R, Marín-Guirao L, Procaccini G. 2017. Tissue-specific transcriptomic profiling provides new insights into the reproductive ecology and biology of the iconic seagrass species *Posidonia oceanica*. *Marine Genomics*, 35:51-61.

Ruiz JM, L Marín-Guirao, R García-Muñoz, A Ramos-Segura, J Bernardeau-Esteller, M Pérez, N Sanmartí, Y Ontoria, J Romero, R Arthur, T Alcoverro, G Procaccini. 2018. Experimental evidence of warming-induced flowering in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 134:49-54.

Marín-Guirao L, Entrambasaguas L., Ruiz JM, Procaccini G. 2019. Heat-stress induced flowering

can be a potential adaptive response to ocean warming for the iconic seagrass *Posidonia oceanica*. *Molecular Ecology*, 28: 2486-2501.

Alburquerque N, Faize L, Faize M, Nortes MD, Bernardeau-Esteller J, Ruiz JM, Burgos L. 2018. Towards the valorization of the invasive seaweeds *Caulerpa cylindracea* and *Asparagopsis taxiformis* in the Mediterranean Sea: applications for in vitro plant regeneration and crop protection. *Journal of Applied Phycology*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1640-x>

Bernardeau-Esteller J, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM, García-Muñoz R, Ramos-Segura A, Ruiz JM. 2020. Evidence for the long-term resistance of *Posidonia oceanica* meadows to *Caulerpa cylindracea* invasión. *Aquatic Botany*.

Bernardeau-Esteller J, Ruiz JM, Tomas Nash F, Marín-Guirao L, Sandoval-Gil JM,. 2015. Photoacclimation of *Caulerpa cylindracea*: light as a limiting factor in the invasion of native Mediterranean seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 465:130-141.

Marín-Guirao L, Bernardeau-Esteller J, Ruiz JM, Sandoval-Gil JM. 2015. Resistance of *Posidonia oceanica* seagrass meadows to the spread of the introduced green alga *Caulerpa cylindracea*: assessment of the role of light. *Biological Invasions*, 17:1989-2009.

Marín-Guirao L, Ruiz JM, Dattolo E, García-Muñoz R, Procaccini G. 2016. Physiological and molecular evidence of differential short-term heat tolerance in Mediterranean seagrasses *Scientific Reports*, 6: 28615.

PONENCIAS EN CONGRESOS

Bernardeau Esteller, J., T. Huete Stauffer, L. Marín-Guirao, J.M. Sandoval Gil, R. García Muñoz, J.M. Ruiz. 2010. Assessment of the long term interaction between the endemic seagrass *Posidonia oceanica* and the invasive green alga *Caulerpa racemosa*. Poster. 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Hammamet (Tunez).

Bernardeau-Esteller J., García-Muñoz R., Marín-Guirao L., Sandoval-Gil JM., Ruiz JM. 2015. Assessment

of long term interaction between the endemic seagrass *Posidonia oceanica* and the exotic green alga *Caulerpa cylindracea* in the South Eastern coast of Spain (Murcia Region). Poster. Mediterranean Seagrass Workshop. Oristano (Italy).

Bernardeau-Esteller J, Marín Guirao L, Sandoval-Gil, JM, Ruiz JM. 2014. Efectos de Algas Invasoras sobre praderas de Angiospermas Marinas Mediterráneas. Jornadas sobre medio ambiente marino y litoral en la Comunidad Valenciana: "Fortaleciendo Alianzas". Alicante

Marín-Guirao, L., J. Bernardeau Esteller, J.M. Sandoval Gil, T.M. Huete Stauffer, R. García Muñoz, J.M. Ruiz. 2010 Resistance to invasion of *Posidonia oceanica* meadows by the introduced alga *Caulerpa racemosa*: The role of light. Poster (2nd Poster Award). 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Hammamet (Tunez).

Marín-Guirao, L., J. Bernardeau Esteller, J.M. Sandoval Gil, T.M. Huete Stauffer, R. García Muñoz, J.M. Ruiz. 2010. Resistance of *Posidonia oceanica* Meadows to the invasion of the introduced alga *Caulerpa racemosa*: the role of light. Oral. World Seagrass Conference, Phuket (Thailandia).

Marín Guirao, L., J. Bernardeau Esteller, J.M. Sandoval Gil, T.M. Huete Stauffer, R. García Muñoz, J.M. Ruiz. 2010. Susceptibility to invasion of *Posidonia oceanica* meadows by the introduced alga *Caulerpa racemosa*: The role of light. Oral. XVI Simposio Iberico de Biología Marina. Alicante (España).

Belando-Torrente MD, García-Muñoz R, Ramos Segura A, Bernardeau-Esteller J, Giménez-Casero j, Marín-Guirao L, García-Moreno P, Franco-Navarro I, Fraile Nuez E, Mercado J and Ruiz JM. 2019. Collapse of macrophytic communities in a eutrophicated coastal lagoon. XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX), Braga (Portugal), 9-12 September 2019. doi: 10.3389/conf.fmars.2019.08.00192

Ruiz Fernández J.M.; R. García Muñoz; M. García-Martínez; L. Marín-Guirao; J.M. Sandoval Gil. 2008. Evolución de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia: 2004-2007. Poster. IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y I del Sureste Ibérico. Murcia.

Jiménez Casero, J., Conde Caño, M., J. Bernardeau-Esteller, R. García Muñoz, A. Ramos Segura, L Marín Guirao, JM Ruiz. 2019. Photosynthesis and carbón balance in deep *Posidonia oceanica* meadows under the influence of diffuse anthropogenic pressures. XX Iberian Symposium on Marine Biology Studies (SIEBM XX), Braga (Portugal), 9-12 September 2019. doi: 10.3389/conf.fmars.2019.08.00192

Marín-Guirao L, Dattolo E, Ruiz JM, Procaccini G. 2015. Differential tolerance and resilience of Mediterranean seagrasses to short-term heat stress. Oral Presentation. Mediterranean Seagrass Workshop (MSW15), Mayo 2015, IMC – International Marine Centre, Oristano, Italy.

Marín-Guirao L, Dattolo E, Ruiz JM, Procaccini G. 2015. Insights on the tolerance and resilience of Mediterranean seagrasses to short-term heat waves. 13th European Ecological Federation (EEF) and 25th Italian Society of Ecology's (S.It.E.). September 2015, Roma.

Juan M Ruiz; Rocío García Muñoz; Aranzazu Ramos Segura; Lázaro Marín Guirao; Emilio Mariadolores Pedrero. 2015. Praderas de angiospermas marinas de Murcia. Atlas de las praderas marinas de España. pp. 270 - 313. (España): IEO/IEL/UICN.

JM Ruiz; A Ramos; O. Tello. Ecología y Extensión de las praderas marinas. Atlas de las praderas marinas de España. pp. 54 - 62. IEO-IEL-UICN, 2015.

Juan M. Ruiz; Jaime Bernardeau Esteller; Jose Antonio García Charton; Víctor M. León. Amenazas ambientales en el medio marino costero de la Región de Murcia: Mar Menor y Mediterráneo. Los riesgos ambientales de la Región de Murcia. pp. 213 - 248. Murcia, Región de Murcia(España): editum, 2017. ISBN 9788417157456

Jaime Bernardeau Esteller; Rocío García Muñoz; Lázaro Marín Guirao; Jose Miguel Sandoval Gil; Juan Manuel Ruiz Fernández. Assessment of long term interaction between the endemic seagrass *Posidonia oceanica* and the exotic green alga *Caulerpa cylindracea* in the South Eastern coast of Spain (Murcia Region) 4th Mediterranean Seagrass Workshop. IMC, International Marine Centre. Oristano, Sardegna, Italia 2015

Juan Manuel Ruiz Fernández; Juan Eduardo Guillén; María del Mar Otero; Aranzazu Ramos Segura. Atlas of seagrass habitats in Spain. 4th Mediterranean Seagrass Workshop. Oristano, Sardegna, Italia 2015. IMC, International Marine Centre. Oristano, Sardegna, Italia

Juan M. Ruiz. 2014. Participación de buceadores voluntarios en programas científicos de seguimiento y conservación de praderas de *Posidonia oceanica*. Curso: la educación ambiental y el diseño de itinerarios subacuáticos para conocer y observar el medio marino. Universidad Internacional del Mar/Universidad de Murcia.

Juan M Ruiz. 2013. Seguimiento científico de habitats marinos y ecobuceo. Jornadas seguimiento científico hábitat y ecobuceo. Torre Guil Murcia

Juan M. Ruiz. 2011. Conservacion de las Praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterraneo español Integracion de redes de control y voluntariado. Workshop POSIMED. Cartagena, Murcia.

J Bernardeau Esteller; T Huete Stauffer; L Marín Guirao; JM Sandoval Gil; R García Muñoz; JM Ruiz. 2010. Assessment of the long term interaction between the endemic seagrass *Posidonia oceanica* and the invasive green alga *Caulerpa racemosa*. 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Hammamet, Túnez.

S Alfonso Avellán; JM Sandoval Gil; L Marín Guirao; J Bernardeau Esteller; MJ Quiles Ródenas; R García Muñoz; JM Ruiz. 2010. Assessment of the long-term interaction between the endemic seagrass *Posidonia oceanica* and the invasive green alga *Caulerpa racemosa*. XVI Simposio Iberico de Biología Marina. Universidad de Alicante, Alicante, España.

J Bernardeau Esteller; R García Muñoz; T Huete Stauffer; JM Sandoval Gil; L Marín Guirao; J Gavilán; JM Ruiz. 2010. Long-term interannual variation of *Posidonia oceanica* meadow structure in the Murcia Region (SE Spain). 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Hammamet, Túnez

L Marín Guirao; J Bernardeau Esteller; JM Sandoval Gil; T Huete Stauffer; R García Muñoz; JM Ruiz. 2010. Susceptibility to invasion of *Posidonia oceanica* meadows by the introduced alga *Caulerpa racemosa*:

the role of light. 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Hammamet, Túnez.

JM Sandoval Gil; L Marín Guirao; J Bernardeau Esteller; JM Ruiz; JL Sánchez Lizaso. 2010. Resistance of *Posidonia oceanica* meadows to the invasion of the introduced *Caulerpa racemosa*: the role of light. World Seagrass Conference. Phuket, Tailandia.

J Bernardeau Esteller; R García Muñoz; T Huete Stauffer; JM Sandoval Gil; L Marín Guirao; J Gavilán; JM Ruiz. 2010. Susceptibility to invasion of *Posidonia oceanica* meadows by the introduced alga *Caulerpa racemosa*: the role of light. XVI Simposio Iberico de Biología Marina. Universidad de Alicante, Alicante, España.

JM Ruiz; R García Muñoz; L. Marín Guirao; JM Sandoval Gil. 2008. Evolución de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia. IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y del Sureste ibérico. ANSE. Murcia, España.

JM Ruiz; R García Muñoz; L. Marín Guirao; JM Sandoval Gil. 2008. Expansión reciente del alga invasora *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* en la costa mediterránea de la Región de Murcia. ANSE. IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y del Sureste ibérico. Murcia, España.

PARTICIPACIÓN EN OTROS PROYECTOS

Respuesta morfológica y sistémica al cambio climático en cauces efímeros mediterráneos: dinámica, resiliencia y propuestas de actuación. REF: CGL2017-C2--R Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. programa estatal de Investigación Desarrollo e innovación orientada a los retos de la sociedad. Juan M. Ruiz. (Universidad de Murcia). 2018-2020. Participant researcher.

Respuestas de la vegetación marina bentónica al estrés: transiciones críticas, resiliencia y oportunidades de gestión. Subproyecto 01 (UMBRAL; REF: CTM2017-86695-C3-2-R) Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. Programa estatal de Investigación Desarrollo e innovación orientada a los retos de la sociedad. Juan Manuel Ruiz Fernández. (Centro Oceanográfico de Murcia-IEO). 2018-2020. Principal

investigador.

Resiliencia de las praderas de angiospermas marinas al calentamiento global: un análisis basado en respuestas ecofisiológicas, poblacionales y ecosistémicas. Subproyecto 02 (RECCAM; REF: CTM2013-48027-C3-2-R). Ministerio de Economía y Competitividad. Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-2016. Juan M. Ruiz. (Centro Oceanográfico de Murcia-IEO). 2014-2017. Principal investigador.

Atlas de las praderas de angiospermas marinas de España. Fundación Biodiversidad REF G03460631. Ayudas en régimen de concurrencia competitiva para actividades en el ámbito de la Biodiversidad, el cambio climático y el desarrollo sostenible. PI: Instituto de Ecología Litoral (IEL). 2013-2013. 30.677 €. Participants: IEO, IEL & UICN. Coordinator: Juan M. Ruiz.

Respuesta de las angiospermas marinas mediterráneas *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* estrés hiperosmótico (OSMOGRASS II; REF: CTM2009-08413). Ministerio de Ciencia e Innovación. Investigación. proyectos de investigación fundamental. Susana Enríquez. (Centro Oceanográfico de Murcia-IEO). 2009- 2012. 170.610 €. Principal investigador.

Evaluación de bioindicadores de estrés osmótico en praderas de angiospermas marinas mediterráneas (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltii*). Aplicación al impacto ambiental de las plantas desalinizadoras (OSMOGRASS; REF: 018SGTB/2007/1.3). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Programa Nacional de Ciencias y Tecnologías Medioambientales del Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica 2004-2007. Juan Manuel Ruiz Fernández. (Centro Oceanográfico de Murcia-IEO). 2007-2009. 307.902 €. Principal investigador.

Desarrollo y aplicación de metodologías de evaluación del alcance espacial de los vertidos orgánicos procedentes de instalaciones de acuicultura en ecosistemas marinos costeros Junta Nacional de Cultivos Marinos (JACUMAR), Secretaría General de Pesca y Acuicultura del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Junta Nacional Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR). Juan Manuel Ruiz

Fernández. (Centro Oceanográfico de Murcia-IEO). 2004-2007. 389.374 €. Coordinator.

Respuesta funcional de las praderas de *Posidonia oceanica* a perturbaciones causadas por la actividad humana (REF: 2002-04020-CO2-02/MAR) Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología. Juan M Ruiz. (Universitat de Barcelona). 2003-2005. Team member.

HEATSTRESS (FP7-PEOPLE-2013-624035, 2014-2016, PIs: L. Marín-Guirao & G. Procaccini (SZN) Tolerance to HEAT stress induced by climate change in the seagrass *Posidonia oceanica*. European Commission.

Marine Spatial Planning in Mediterranean Sea (MSP-MED). 2020-2022. Funded by European Maritime and Fisheries Fund (EMFF) Work Programme 2018 EASME tender EASME/EMFF/2018/1.2.1.5. <https://mspmmed.eu/project>, J.M. Ruiz, Participant.

Proyecto EsMarEs (Ref. 28-5307). Evaluación y seguimiento de las Estrategias Marinas y seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (ESMARES2). 2018-2024. Programa HB5: angiospermas marinas. Encomienda del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

TESIS DOCTORALES Y TRABAJOS FIN DE MÁSTER (TFM)

Tamara Huete Stauffer 2008. Seguimiento de *P. oceanica* y del alga invasora *Caulerpa racemosa* en la Región de Murcia. IEO-Universidad Autónoma de Madrid.

Yoann Baulaz 2013 *Posidonia oceanica* monitoring network of the Murcia Region. IEO-Universidad de Lion, Francia.

2015. Tesis Jaime Bernardeau. Ecología de macroalgas marinas exóticas: aproximación a los factores que regulan la colonización de *Caulerpa cylindracea* en el Mediterráneo y su interacción con los hábitats bentónicos (*Posidonia oceanica*). IEO-Universidad de Alicante.

Conde Caño M. 2017. Análisis de las respuestas de las praderas profundas de *Posidonia oceanica* a las presiones causadas por los vertidos antrópicos.

Antrópicas. Trabajo Fin de Máster. Director JM Ruiz co-director J Bernardeau. Universidad de Vigo.

Judit Jiménez Casero. 2018. Fotosíntesis y balance de carbono en praderas profundas de *Posidonia oceanica* bajo la influencia de presiones antrópicas. Trabajo Fin de Máster. Director JM Ruiz co-director J Bernardeau. Universidad de les Illes Balears.

Gil Martínez, A. 2020. Efectos colaterales del colapso del Mar Menor sobre *Posidonia oceanica*. Trabajo Fin de Máster. Máster en Áreas Protegidas, Recursos Naturales y Biodiversidad. Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 51 pp.

Navarro Martínez PC. 2020. Influencia de los aportes terrígenos de ramblas semiáridas sobre el crecimiento y producción de las praderas de *Posidonia oceanica* (L) Delile en un contexto de cambio climático. Tesis Fin de Máster, Universidad de Murcia 39 pp.

Judit Jiménez Casero. Tesis doctoral (en realización). Cuantificación de la influencia e impacto de las presiones difusas (vertidos) sobre las praderas de *Posidonia oceánica*. IEO-Universidad de Alicante.

Pedro C. Navarro Martínez. Tesis doctoral (en realización). Factores que regulan las variaciones espacio-temporales de las praderas de *Posidonia oceánica*. IEO-Universidad de Murcia.

INFORMES DE ASESORAMIENTO CIENTÍFICO-TÉCNICO

IEO. 2013. Informe sobre el proyecto de incremento de producción en cultivos marinos del polígono acuícola frente al puerto de San Pedro del Pinatar T.M. de San Pedro del Pinatar. Solicitado por la DG de Medio Ambiente CARM.

Ruiz JJM, M Albentosa, B Aldeguer, J Álvarez Rogel, J Anton, Belando MD, Bernardeau J et al. 2020. Informe de evolución y estado actual del Mar Menor en relación al proceso de eutrofización. Informe de asesoramiento científico del IEO solicitado por el MITERD, 165 pp.

I Bejarano; D Mateos Molina; JM Ruiz Fernández; J Bernardeau Esteller; JA García Charton. Identification and streamlining of climate change impact indicators in three specially protected areas of Mediterranean

importance (SPAMI). United Nations Reports UNEP(DEPI)/MED WG.431/Inf.11. UNEP/MAP-RAC/SPA,

J.M. Ruiz; E Massuti; F Ordines; A Quetglas; J Moranta; A Ramos; E Barcala; I Franco; F Giménez; 2012. Demarcación Marina Levantino-Balear. Parte IV. Descriptores del Buen Estado Ambiental. Descriptor 1.

A Serrano; J.M. Ruiz; et al. ESTRATEGIA MARINA. DEMARCACION LEVANTINO-BALEAR: DESCRIPTOR 6 INTEGRIDAD DE LOS FONDOS MARINOS. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2012. Disponible en Internet en: <<http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/>>

Juan M. Ruiz. Informe sobre las comunidades bentónicas presentes en la zona de fondeaderos de la ensenada este de Cabo Tiñoso (Cartagena, Murcia). Servicio de Pesca y Acuicultura. Consejería de Agricultura y Agua. CARM, 2010.

OTRAS ACTIVIDADES CIENTÍFICO-TÉCNICAS RELEVANTES

2009. Realización de una cartografía de la pradera de *Posidonia oceanica* entre cabo de Agua y la cala del Gorguel (Cartagena, Murcia). Colaboración entre

IEO y ANSE. Autores: Ruiz JM, R García Muñoz y P García Moreno. Resultados que fueron posteriormente publicados en el libro “Portman: de el Portus Magnus del Mediterráneo Occidental a la bahía aterrada” editado por Isabel Baños González y Pedro Baños Páez a través de Editum (Benedicto Albadalejo, J, Martínez Gómez C & Juan M Ruiz. 2013. La calidad del medio marino de Portman y su entorno: evolución y estado actual de conocimiento. Capítulo VII, Editum, Universidad de Murcia, Murcia).

2013. Organización de la primeras Jornadas Abiertas sobre: Seguimiento científico de hábitats marinos y ecobuceo. Centro Oceanográfico de Murcia (IEO) y Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (Servicio de Pesca y Acuicultura).



JORNADA ABIERTA
23 DE FEBRERO
 de 2013
CEMA Torre Guil Murcia

SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE HÁBITATS MARINOS Y ECOBUCEO

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos costeros son un mundo maravilloso que debemos conocer y preservar por su contribución al mantenimiento de la biodiversidad, sus múltiples beneficios y funciones, y por la enorme fascinación que ofrecen a los que cada día se aventuran en este mundo submarino de incomparable belleza y fragilidad para su estudio y disfrute. Nuestra sociedad ha dirigido su mirada hacia el mar, vive cada día más concentrada en la costa, y utilizamos para nuestra supervivencia la generosidad de esta gran fuente de vida y de riqueza que es el medio marino, pero no podemos olvidar que las amenazas y las sobreexplotaciones a las que lo sometemos, conllevan con frecuencia daños irreversibles cuyas consecuencias desconocemos y que debemos de evitar.

INFORMACIÓN Y LUGAR DE CELEBRACIÓN

CEMA Torre Guil-MURCIA
 Urbanización Torre Guil
 Avda. del Majal Blanco, 138
 30833 Sangonera La Verde (Murcia)
 Tel.: 968 869 950 • Fax: 968 869 951
 e-mail: torreguil@cema.es

PROGRAMA JORNADA

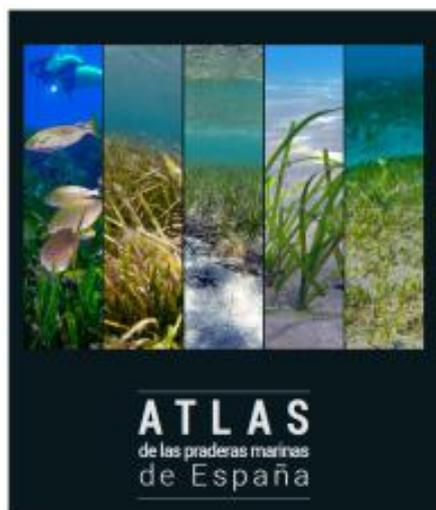
- 10:00-10:20.** Apertura y Presentación
 Consejería de Agricultura y Agua:
 Carmen Teodora Morales Cuenca.
 Directora General de Ganadería y Pesca.
Emilio María Dolores Pedrero.
Jefe de Servicio de Pesca y Acuicultura.
Instituto Español de Oceanografía.
Jose María Bellido Millán.
Director del Centro Oceanográfico de Murcia.
Juan Manuel Ruiz Fernández.
Investigador del Centro Oceanográfico de Murcia.
- 10:20-11:00.** Seguimiento científico de las praderas de Posidonia oceanica en la Región de Murcia.
Juan M. Ruiz
Grupo Ecología Angiospermas Marinas.
Centro Oceanográfico de Murcia-IEO.
- 11:00-11:40.** Seguimiento del bentos marino con buceadores voluntarios en Andalucía
Elena Díez Almela
IFE-Posidonia Andalucía
David León
Asociación Hombre y Territorio
- 12:00-12:40.** Papel del seguimiento científico en la gestión de las áreas marinas protegidas: el caso de la reserva marina de C. Palos - I. Hornigas
José Antonio García Charter
Departamento de Ecología e Hidrología.
Universidad de Murcia.
- 12:40-13:20** Cuidadocontusuletos.com
Carlos Valle
Dpto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante.
- 13:20-14:00- Debate**
14:00-15:30- Comida
- 15:30-16:10.** Buceo Sostenible y divulgación ambiental
Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia.
- 16:10-16:50.** Actividades subacuáticas y ecobuceo en la Región de Murcia
Alberto Carrasco San Martín
Departamento de pedagogía y Formación de la EIBAD
Federación de Actividades Subacuáticas de la Región de Murcia



2015. Organización del Workshop on seagrass monitoring programmes in the context of the Marine Framework Directive. Workshop. IRIS-SES EU Project. Coorganizado con la Universidad de Alicante.

2015. Coordinación y realización del Atlas de las praderas marinas de España, en colaboración con IEL e IUCN. Esta iniciativa resultó en la obra colectiva: Ruiz, J.M.; Otero, M.M.; Guillén, J.E.; Ramos, A.2015. Atlas de las praderas marinas de España IEO/IEL/IUCN. En esta obra, el capítulo correspondiente a las praderas marinas de la Región de Murcia se basa mayormente en los datos proporcionados por el proyecto de la red de seguimiento financiado por la CARM.

2015. Instalación de fondeos ecológicos en Cala Cerrada (R.M. de Cabo Tiñoso). La brusca regresión y pérdida de la pradera de cala Cerrada fue detectada por el proyecto, lo que motivó la activación de medidas de gestión para paliar este deterioro. Para ello se instalaron 3 fondeos ecológicos tipo "tornillo australiano", financiados por el Servicio de pesca y acuicultura de la CARM, que han erradicado el impacto del fondeo de embarcaciones en la zona y que, como se ha descrito en el apartado correspondiente de este informe, ha permitido revertir parcialmente dicho deterioro (apartado 5.2).

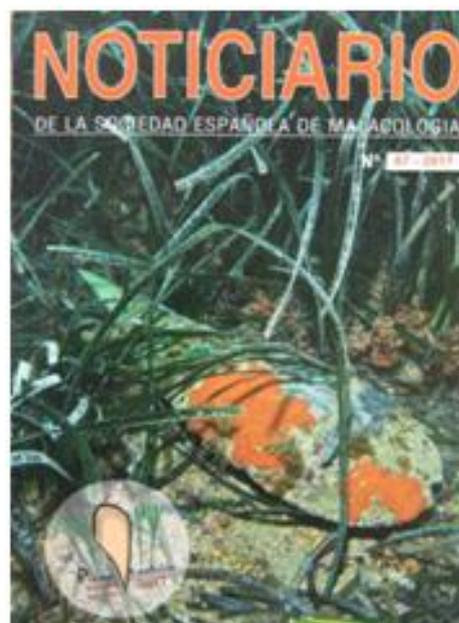




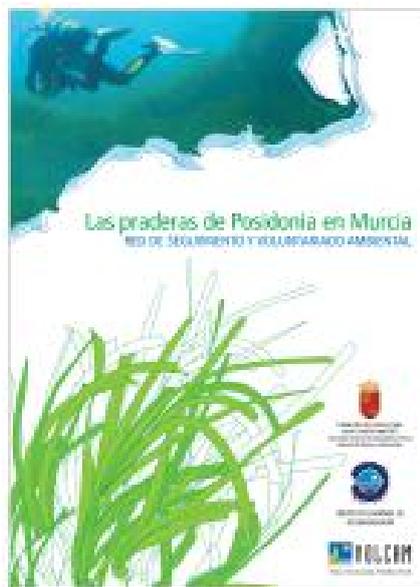
2019. Participación en el proyecto de investigación del Plan Nacional I+D+i CCAMICEM. Proyecto liderado por un equipo de la Facultad de Geografía de la Universidad de Murcia liderado por el Profesor Dr. Carmelo Conesa. Se aportan datos obtenidos en algunas estaciones de la red de seguimiento de Murcia para analizar los efectos de los aportes terrígenos causados por lluvias torrenciales en el ecosistema marino. El objeto de esta colaboración ha resultado en un TFM (Navarro Martínez PC, 2020) y una publicación conjunta en preparación.

2017. Colaboración con el grupo de expertos nacional de *Pinna nobilis*. Se aportaron datos de la especie obtenidos por buceadores voluntarios en los muestreos de las estaciones de la Red de Posidonia

de Murcia en diferentes años para documentar el alcance del evento de mortalidad masiva en el Mediterráneo español. Esta colaboración resultó en la publicación colectiva en una revista científica internacional de alto índice de impacto: M Vázquez-Luis; E Álvarez; A Barrajón; JR García March; A Grau; IE Kendriks; S Juménez; D Kersting; D Moreno; M Pérez; Juan M Ruiz; J Sánchez; A Villalba; S Dudero. SOS *Pinna nobilis*: a mass mortality event in Western Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*. 4 - 220, Frontiers, 2017. doi: 10.3389/fmars.2017.00220. Así mismo se realizó una colaboración para la edición de un número especial de la revista de la Sociedad Española de Malacología (nº 67/2017)



Publicación (libro e internet): J.M. Ruiz; C Barberá; L Marín; R García; J.M. Sandoval; J Bernardeau. Las praderas de Posidonia en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental. Instituto Español de Oceanografía. pp. 0 - 56. Instituto Español de Oceanografía, 2010.



Publicación (libro): Juan M Ruiz; R García Muñoz; M García Martínez; L Marín Guirao; JM Sandoval Gil; J serón; A Ramos. Red de seguimiento de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia. *Posidonia oceanica*. Redes de seguimiento y estado de conservación. pp. 92 - 113. Diputación de Alicante, 2009.

Publicación (libro): Juan M. Ruiz. 2006. Ecología de praderas de fanerógamas marinas mediterráneas. Contrastes naturales en la región bioclimática del Mediterráneo. pp. 207 - 220. Ayuntamiento de Murcia.

Publicación audiovisual: el equipo de investigación ha participado en la creación audiovisual incluida en la página de la Encyclopedia of life (EOL) relativa a la especie invasora *Caulerpa cylindracea*, donde se reflejan y da difusión a los resultados obtenidos por medio del presente proyecto y relativos a la aparición y expansión de esta especie invasora en aguas del

Mediterráneo occidental y de la Región de Murcia. Se puede acceder a dichos medios audiovisuales a través del siguiente link:

http://education.eol.org/sites/default/files/EOL_Sea_Grapes_Tour.kmz



Exposición de fotografía submarina itinerante sobre la biodiversidad de las praderas marinas titulada "El Bosque sumergido: la biodiversidad escondida". Fotografías de Javier Ferrer y Javier Murcia. Se celebró una Jornada divulgativa de la red de seguimiento de *Posidonia* de Murcia para presentar la exposición de fotografía organizada conjuntamente por el IEO y la CARM (Servicio de Pesca y Acuicultura). 2019.



Geam Grupo Ecología



De forma regular a lo largo del año se han ido actualizando y añadiendo informaciones relacionadas con las salidas, la organización de los grupos de voluntarios y otras informaciones relevantes para el presente proyecto en la página de Facebook del equipo de investigación.

Publicación de numerosos artículos en prensa regional y nacional, escrita y digital. Algunos ejemplos:

<https://www.laverdad.es/murcia/201410/13/estudio-o-destaca-buen-estado-20141013133333.html>

<https://www.laverdad.es/murcia/201607/29/cuarto-pradera-oceanica-murciana-20160729160311.html>

<https://www.laverdad.es/nuestra-tierra/medio-ambiente/201411/04/las-praderas-de-positonia-gozan-de-salud-pero-el-11-muestra-signos-preocupantes.html>

<https://www.laverdad.es/murcia/201511/08/instalacion-primeros-fondeos-ecologicos-20151108003108-v.html>

Mejora el estado del 76% de las praderas de posidonia de la Región

La consejera de Medio Ambiente y el director del IEO explican que estos efectos sobre las zonas del litoral afectadas serán minimizados con la instalación de tres fondeos ecológicos para evitar que las buzoas incidan con sus anclas.



Un estudio destaca el buen estado de la posidonia en la Región

El deterioro se debe principalmente a la contaminación procedente de vertidos de diferentes tipos y al fondeo no regulado de embarcaciones.



«Las praderas de posidonia gozan de salud, pero el 11% muestra signos preocupantes»

La Región de Murcia, con 170 kilómetros cuadrados, cuenta con una de las reservas continentales de praderas de Posidonia oceánica de Europa Occidental. Según el estudio IEO, el 11% de las praderas de Posidonia oceánica en la Comunidad Autónoma de Murcia, el 11% muestra signos preocupantes.



Difusión de noticias a través de la web del IEO.
Ejemplo:

Instalan los primeros fondeos ecológicos en Cabo Tiñoso para evitar daños a la posidonia

La iniciativa, pionera en la Región, cuenta con la colaboración de clubes de buceo, que además retirarán los anclajes que causan daño ambiental



dia.com.es/?utm_source=iva&utm_medium=ads&utm_content=sky&utm_campaign=ick&utm_term=iva-ads-sky



Se instalan los primeros fondeos ecológicos en Murcia para detener la degradación de la pradera de Posidonia oceánica en Cabo Tiñoso

La actuación, respaldada por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de Murcia, responde a la delegación por el IEO del deterioro de la pradera de Posidonia



Fondeos de baja inercia tipo "modelo australiano" instalados en Cala Carrada (Cabo Tiñoso) y el equipo encargado de su instalación. Fotografía: Javier Ferrer

La Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y el Centro Oceanográfico de Murcia del Instituto Español de Oceanografía (IEO), trabajan conjuntamente desde 2004 para evaluar el estado y evolución de las praderas de Posidonia oceánica y el cambio climático en la Región de Murcia, proceso científico financiado por el Fondo Europeo de la Pesca (FEP), que cuenta además con una amplia participación ciudadana, representada por los centros de buceo, a través de la Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia, y clubes de buceadores voluntarios procedentes de toda España.

RED DE SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN DE MURCIA: SÍNTESIS DE RESULTADOS

