Monográfico
Científico-Técnico
Proyecto Life Blue
Natura

núm.
08
2021

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT

: EDITORIAL

Life Blue Natura Andalucía: protección y conservación de los ecosistemas marinos a través de la cuantificación del carbono azul.

: EL INVESTIGADOR INVITADO

Las praderas submarinas: de la nada al ser. *Javier Romero*

: ARTÍCULOS

Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico.
Nerea Piñeiro-Juncal, Elena Díaz-Almela, Carmen Leiva-Dueñas, Candela Marco-Méndez y Miguel Ángel Mateo.

Las marismas de marea andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico.
Elena Díaz-Almela, Nerea Piñeiro-Juncal, Montserrat Soler, Candela Marco-Méndez, E. Fay Belshe, Carmen Leiva-Dueñas, Paul Lavery, Óscar Serrano, Santiago Giralt y Miguel Ángel Mateo

: PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Cartografía temática de praderas de angiospermas marinas para la obtención de información de los *stocks* de carbono azul en Andalucía.
María Teresa Carreto, Agustín Barrajón, Diego Moreno, José Miguel Remón, Julio De la Rosa, Manuel Fernández-Casado, Mari Carmen Arroyo, Soledad Vivas y Elena Díaz-Almela.

El carbono azul en Andalucía, ¿una oportunidad real para que las empresas compensen voluntariamente las emisiones?
Maria del Mar Otero-Villanueva

POSIMED-Andalucía: una herramienta de ciencia ciudadana útil para la gestión de ecosistemas marinos.
María Leonor García, Patricio Peñalver-Duque y David León-Muez.

LIFE BLUE NATURA

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible

Life

Socios beneficiarios:

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible
AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE Y AGUA DE ANDALUCÍA

CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

UICN

HYT

Cofinanciador:

Fundación Cepsa

núm.

08

2021

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT

Monográfico Científico-Técnico Proyecto Life Blue Natura

LIFE BLUE NATURA

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible

Socios beneficiarios:

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible
AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE Y AGUA DE ANDALUCÍA

CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

UICN

HYT

Cofinanciador:

Fundación Cepsa

Chronica naturae, 8 (2021)

ISSN: 2253-6280

Marzo 2021. Sevilla

contacto@chronicanaturae.org

—

Chronica naturae es una publicación coordinada, editada y difundida por la Asociación Hombre y Territorio (HyT)

www.hombreyterritorio.org

+34 955 382991 . 637 524 856 . 645 387 526

Índice

: EDITORIAL

Life Blue Natura Andalucía: protección y conservación de los ecosistemas marinos a través de la cuantificación del carbono azul.
Por Rosa María Mendoza Castellón 9

: EL INVESTIGADOR INVITADO

Las praderas submarinas: de la nada al ser.
Javier Romero 13

: ARTÍCULOS

Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico.
Nerea Piñeiro-Juncal, Elena Díaz-Almela, Carmen Leiva-Dueñas, Candela Marco-Méndez y Miguel Ángel Mateo 21

Las marismas de marea andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico.
Elena Díaz-Almela, Nerea Piñeiro-Juncal, Montserrat Soler, Candela Marco-Méndez, E. Fay Belshe, Carmen Leiva-Dueñas, Paul Lavery, Óscar Serrano, Santiago Giralt y Miguel Ángel Mateo 35

: PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Cartografía temática de praderas de angiospermas marinas para la obtención de información de los *stocks* de carbono azul en Andalucía.
María Teresa Carreto, Agustín Barrajón, Diego Moreno, José Miguel Remón, Julio De la Rosa, Manuel Fernández-Casado, Mari Carmen Arroyo, Soledad Vivas y Elena Díaz-Almela 57

El carbono azul en Andalucía, ¿una oportunidad real para que las empresas compensen voluntariamente las emisiones?
Maria del Mar Otero-Villanueva 111

POSIMED-Andalucía: una herramienta de ciencia ciudadana útil para la gestión de ecosistemas marinos.
María Leonor García, Patricio Peñalver-Duque y David León-Muez 123

EDITORIAL

Life Blue Natura Andalucía: protección y conservación de los ecosistemas marinos a través de la cuantificación del carbono azul

La comunidad autónoma de Andalucía fue pionera, hace más de treinta años, al promulgar la Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que aprobó el inventario de espacios naturales protegidos y estableció las medidas para su protección. Esta norma supuso un gran avance para consolidar la protección de los grandes ecosistemas de Andalucía y un primer paso para la creación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA).

La Red de Espacios Protegidos incluía el primer Parque Natural Marítimo Terrestre declarado en la Península Ibérica dos años antes (1987) y cuya ordenación ambiental (PORN y PRUG de 1994) del ámbito marino se basaba en la propuesta de ordenación ecológica de las zonas marinas elaborada por el Departamento de Ecología de la Universidad de Málaga. La declaración de este espacio marino supuso la protección de un espacio, especies y hábitats mediante legislación ambiental (espacios protegidos) y no mediante la declaración como Reserva de Pesca, con la que hasta ese momento se habían conseguido la protección de espacios insulares emblemáticos como Isla de Tabarca, Medas, etc.

Paralelamente a la consolidación de la RENPA se inician los trabajos de levantamiento de información de detalle sobre el medio marino, hasta entonces inexistente, y así en 1992 ve la luz la primera publicación sobre la flora y fauna marina de un espacio protegido andaluz, concretamente del PN Cabo de Gata-Níjar, y posteriormente, en la segunda mitad de la década de los 90, el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Madrid realiza las primeras cartografías de detalle de *Posidonia oceanica* en el litoral de la provincia de Almería.

> *“En la actualidad la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) cuenta con 249 espacios protegidos y una superficie de 2,9 millones de ha. de la que más de 80.000 hectáreas se corresponde con superficie marina.*

En la actualidad la Renpa cuenta con 249 espacios protegidos y una superficie de 2,9 millones de ha. de la que más de 80.000 hectáreas se corresponde con superficie marina. El siguiente paso para la protección de los ecosistemas marinos andaluces fue contar con el aval internacional: Andalucía cuenta con 4 Zonas especialmente protegidas de importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) que son declaradas a raíz de la firma del Protocolo sobre

las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica del Mediterráneo (1995) en el marco del Convenio de Barcelona.

Este esfuerzo de protección realizado en estos más de 30 años de gestión de espacios se traduce en que más del 95% de las praderas de *Posidonia* andaluzas se encuentran dentro de algún área marina protegida (AMP) y en porcentajes similares se encuentran protegidas las zonas de marismas. Todas ellas forman parte de la Red Europea de Espacios Naturales protegidos, Red Natura 2000, que constituye la Red de Espacios Protegidos más grande del mundo, bien como Zona Especial de Conservación -ZEC- o bien como Lugares de Importancia Comunitaria -LIC-.

Con el inicio del siglo XXI se pone en marcha el Programa de Gestión Sostenible de Medio Marino Andaluz para el estudio y seguimiento del Medio Marino, un programa que cuenta con personal especializado (biólogos marinos y buceadores profesionales, tripulación, etc) y con los medios técnicos necesarios (embarcaciones para todo el litoral andaluz) que ha permitido conocer en detalle los fondos marinos, con especial atención a las praderas de *Posidonia* y especies asociadas, realizar los inventarios de invertebrados marinos que sirvieron de base para su posterior catalogación, el levantamiento de la cartografía de las 4 fanerógamas presentes en Andalucía, el establecimiento de más de 40 estaciones fijas para el seguimiento del estado de conservación de especies amenazadas y acciones de divulgación/sensibilización sobre el medio marino, además de conocer la situación y estado de los emisarios submarinos y un sinfín de actuaciones concretas a lo largo de casi 30 años de trabajos ininterrumpidos.

Los planes de conservación recogidos en *La Ley 8/2003 de Flora y Fauna silvestre de Andalucía* supusieron un nuevo avance en la gestión del medio natural en general y el medio litoral y marino en particular, pasando a poner en marcha un modelo de conservación a nivel de hábitat.

Entre los años 2011 y 2014, en el marco del Life *Posidonia* Andalucía, se realizó un esfuerzo cartográfico que supuso un avance sin precedentes en relación con la presencia y ocupación de las praderas de fanerógamas en las costas andaluzas y entre los resultados obtenidos se destacó el papel esencial de las praderas de *Posidonia oceanica* en las políticas de adaptación y mitigación del cambio climático en Andalucía.

El Life *Posidonia* Andalucía también hizo un enorme esfuerzo de comunicación y sensibilización con los sectores implicados (pescadores, habitantes y turistas de municipios costeros, hoteleros, turismo activo, administraciones, escolares, etc.) para que comprendieran la importancia ecológica y socioeconómica de estos ecosistemas marinos y el papel que cada uno puede desempeñar para la protección y conservación.

> *“El Life Posidonia Andalucía también hizo un enorme esfuerzo de comunicación y sensibilización con los sectores implicados para que comprendieran la importancia ecológica y socioeconómica de estos ecosistemas marinos.*

Los resultados de este proyecto Life permitieron incluir a las praderas de fanerógamas, junto a las marismas de marea, en el inventario de sumideros de carbono del borrador de la Ley de Cambio Climático en Andalucía y con ello, la entonces Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, comenzó a prospectar nuevos modelos de financiación para desarrollar proyectos para la conservación y restauración de los ecosistemas costeros.

Sabemos que la preservación de la ecofuncionalidad de los ecosistemas costeros constituye el primer nivel de defensa de las poblaciones costeras, frente a los cada día más frecuentes y extremos fenómenos meteorológicos (devastadoras lluvias y fenómenos costeros) derivados del cambio climático, por lo que su conservación supone una protección eficaz y

EDITORIAL

un incremento de la resiliencia de los núcleos de población costeros frente a éstos. Protección y resiliencia que resultan esenciales para estos núcleos cada vez más poblados (se calcula que la población en los países ribereños del mediterráneo alcanzará en 2050 los 600 millones de personas).

En este contexto, en 2015, la Junta de Andalucía impulsó, dentro de las políticas de lucha contra el cambio climático, el proyecto Life Blue Natura un proyecto innovador y pionero con el objetivo de cuantificar los depósitos de carbono retenido en los sedimentos y las tasas de secuestro anual de las praderas de *Posidonia oceanica* y marismas de marea y con este inventario prospectar las posibilidades de financiar proyectos de restauración y conservación de estos importantes ecosistemas sumideros de carbono azul, a través de los mercados voluntarios de compensación de emisiones. El proyecto cuenta con un presupuesto de 2,5 millones de euros, el 60% cofinanciado por el programa financiero LIFE de la UE: subprograma acción por clima (área prioritaria mitigación del cambio climático).

> *“El Life Blue Natura es un proyecto innovador y pionero con el objetivo de cuantificar los depósitos de carbono retenido en los sedimentos y las tasas de secuestro anual de las praderas de Posidonia oceanica y marismas de marea.*

El desarrollo del proyecto ha coincidido, en parte, con la elaboración y aprobación por unanimidad del Parlamento andaluz de *La Ley 8/2018, de 8 de octubre, de medidas frente al cambio climático y para la transición hacia un nuevo modelo energético en Andalucía* que junto a su actual desarrollo reglamentario, constituye el soporte legal imprescindible para que, por ejemplo, los proyectos redactados dentro del Life Blue Natura queden incluidos en el CATÁLOGO de proyectos del SACE (SISTEMA ANDALUZ DE COMPENSACIÓN DE EMISIONES) y con ello conseguir, con la participación de las empresas de nuestro territorio, un doble reto: contribuir a la mitigación de los efectos del cambio climático y proteger los ecosistemas marinos, praderas de *Posidonia* y marismas de marea, dado que aunque superficialmente reducidos, son los más eficientes en la captura de los excesos de CO_2 que hay en nuestra atmósfera.

Con este proyecto Andalucía ha dado un nuevo paso en el conocimiento del funcionamiento y estado de nuestros ecosistemas marinos lo que nos obliga a continuar en la correcta gestión para su protección y conservación. Se han datado sumideros de carbono de más de 4.000 mil años en las praderas de *Posidonia oceanica* de la ZEC Fondos Marinos del Levante Almeriense, ahora sabemos que las praderas del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar son las más resilientes o que el descenso de la producción de las praderas andaluzas parece estar ligado al impacto derivado del aumento de la temperatura que se observa desde finales del siglo XIX; el estudio de *stocks* y flujos de carbono realizado en marismas es uno de los más completos llevados a cabo hasta el momento en una región y finalmente conocemos que las praderas de *Posidonia* y las marismas de marea, en sólo su primer metro de sedimento contienen entre 29,3 y 49,5 megatoneladas de CO_2 lo que equivale a entre un 60% y 102% de las emisiones de gases de efecto invernadero de Andalucía en 2016.

Pero además el proyecto tiene como objetivo desarrollar un estándar para los proyectos de Carbono azul, con las máximas garantías de replicabilidad en el ámbito internacional, que establezca los requerimientos para la verificación, certificación y auditoria, así como los requisitos para que un proyecto pueda ser considerado de fijación de carbono azul.

Bajo el lema ¡Súmate a Blue Natura y Combate el Cambio Climático! se ha realizado un gran trabajo para trasladar el conocimiento científico y técnico actualizado sobre el carbono azul, los sumideros, su papel frente a la mitigación y los mercados de carbono, adaptando el lenguaje y mensaje a los públicos objetivo y así hacer accesible a la ciudadanía

y sectores interesados estos conceptos de mucha actualidad pero con mucha complejidad técnica.

En los diferentes artículos que componen este monográfico de *Chronica naturae* se muestran los resultados obtenidos y la metodología desarrollada para llegar a ellos, contado por los protagonistas del proyecto, las personas que han trabajado en cada una de las acciones, pertenecientes a los 4 socios beneficiarios del proyecto: Agencia de Medio Ambiente y Agua, Grupo de Ecología de Macrófitos Acuáticos del CEAB-CSIC, Centro de Cooperación del Mediterráneo-UICN, la Asociación Hombre y Territorio. Además el proyecto ha contado como socio cofinanciador con la Fundación CEPSA que ha participado activamente en todas las actividades y convocatorias del socio coordinador la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible.

Cuando finalice este proyecto, nuestra comunidad autónoma será la primera región europea que cuente con las herramientas legales necesarias para llevar el carbono azul del ecosistema a los mercados voluntarios de carbono y por tanto preparada para ensayar este nuevo modelo de financiación para la protección y restauración de estos ecosistemas costeros agentes de múltiples servicios ambientales.

—

Rosa Maria Mendoza Castellón

Directora del proyecto

Abril 2021

EL INVESTIGADOR INVITADO

Las praderas submarinas: de la nada al ser

Javier Romero

Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona

jromero@ub.edu

Nada más lejos de mi intención que maridar praderas y filosofía, así que perdonad un título que tiene un leve aroma fenomenológico o existencialista. Pero cuando los editores de *Chronica Naturae* tuvieron la gentileza de pedirme un artículo para este monográfico, tocó escoger entre mirar hacia adelante y mirar hacia atrás, y escogí lo segundo, tal vez porque los más jóvenes se encargarán mejor que yo de lo primero, y los que ya tenemos una edad no es que seamos especialmente buenos en lo segundo, pero al menos tenemos más dilatada perspectiva. Además, lo de mirar hacia atrás, si se hace sin ira ni nostalgia, puede ser un ejercicio enriquecedor. Así que me pregunto sobre lo más importante que les ha sucedido a las praderas submarinas en este tiempo, hago pasar a cámara rápida lo que he visto, vivido y aprendido a lo largo de mi vida académica (y un poquito más atrás), y ya tengo la respuesta: han pasado de la nada al ser.

A lo largo del último medio siglo (y pico), las praderas se han incorporado a la conciencia (me parece inútil añadir el epíteto "ambiental") de nuestra sociedad, conciencia entendida como conocimiento reflexivo de la realidad. *Esse est percipi* (ser es ser percibido): si admitimos que solo existe aquello que conocemos (y aquí imploro el perdón de los filósofos si reduzco ciertas escuelas de pensamiento a una simple caricatura), no nos queda otro remedio que concluir que algunos privilegiados por fecha de nacimiento hemos asistido, sin darnos casi cuenta, al despertar a la existencia de las praderas submarinas (y de sus primas, las intermareales, que también de ellas se habla en este monográfico).

Unas plantas terrestres que viven en el mar

A este despertar me incorporé con algo de retraso, y por supuesto sin darme cuenta ni por asomo. Fue hacia 1976, cuando empecé a colaborar en el Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, colaboración que fructificó en una tesina sobre algas (dura de roer, la taxonomía…); las posidonias no eran entonces para mí más que un simple sustrato sobre el que podían asentarse muchas algas, oh juvenil ignorancia. Poco más tarde, en 1980, cuando andaba un poco desconcertado ante el reto de buscar un tema atractivo para mi tesis doctoral, un buen día Margalef se me acercó, y con aquella sonrisa tan suya, me

dijo: "Esas plantas… esas plantas terrestres que viven en el mar, ¿no cree que se podría hacer algo con ellas?". Siguieron comentarios (a los que me temo que yo solo respondí con balbuceos) que recuerdo de manera imprecisa, sobre cómo algunas adaptaciones de los organismos a ciertos ambientes adquirían un sentido (¿o dijo utilidad?) diferente si estos organismos colonizaban ambientes nuevos. "Una especie de transferencia tecnológica", creo que fueron las palabras que utilizó sobre la singularidad evolutiva del hecho de que tal "tecnología" (raíces, lignina, haces conductores, espacios vacíos para transporte de gases…) seguramente jamás habría aparecido en el medio marino sin el rodeo terrestre. Margalef era tremendamente generoso con sus ideas, muy a menudo fogonazos creativos que le gustaba compartir con cualquiera, incluso con el último estudiantillo, que era lo que yo era entonces. Aquel día ya no hablamos más, él siguió su camino y yo me quedé sumido en hondas y maravillosas cavilaciones de las que, me temo, todavía sigo algo cautivo. Poco me imaginaba yo que acababa de producirse un cambio de rumbo en mi vida como investigador, rumbo que sería el dominante durante los más de cuarenta años siguientes, y que la mayor parte de mi exploración personal del mundo de la ecología y de sus recovecos iba a hacerse, en gran medida, de la mano de *esas plantas terrestres que viven en el mar.* Tampoco me imaginaba yo que, tras esos cuarenta años, me iba a haber labrado una modesta reputación en el mundillo, y que me iban a pedir un artículo como investigador invitado en un número de *Chronica naturae* monográficamente dedicado a las praderas. De hecho, y para ser sincero, ni siquiera me podía imaginar un número monográfico dedicado a ellas.

Fotografía: Javier Romero.

Me gustaría ser un sesudo pensador para explicar con brillante léxico, de manera estructurada y en contexto descrito con erudición, de qué manera las praderas submarinas han pasado de ser poco menos que ignoradas a adquirir una relativa notoriedad o protagonismo. Como no lo soy, seguiré el viejo principio de subdividir un problema complejo en otros más sencillos. Por lo tanto, aceptemos como punto de partida que el tránsito de la nada al ser se ha producido al menos siguiendo tres caminos, o tres ejes, o tres planos: ciencia, sociedad y administración. Tres caminos-ejes-planos, me apresuro a decir, en absoluto ortogonales, sino que se cortan en ángulos inverosímiles y variables, blandos casi diría yo, que probablemente solo un Dalí hubiera sido capaz de representar [Nota: dos variables ortogonales, en estadística, son aquellas que no están correlacionadas, es decir, que son estadísticamente independientes; perdóneseme la pedantería].

En los años 50 del siglo pasado, por poner el origen temporal en alguna parte, las praderas submarinas no existían (dando a la palabra existir el sentido mencionado al principio, es decir, existencia como sinónimo de aquello de lo que tenemos conciencia), o su ser era tan tenue que podríamos decir que eran casi transparentes. Las gentes del mar, pescadores o habitantes de pueblos costeros que les pudieran dar algún uso marginal, los hidrógrafos que anotaban "*Alg.*" en la carta cada vez que su escandallo subía con alguna hoja de *Posidonia* pegada al sebo, contados naturalistas o científicos que en aquel remoto entonces se habían atrevido a meter la cabeza bajo el agua, entre otros, fueron los miembros del selecto y restringido club de conocedores. Luego el club se fue ampliando, creciendo con velocidad heterogéneamente acelerada y con múltiples asimetrías no exentas de tensión entre sus componentes sobre los distintos ejes mencionados.

La ciencia

Desde el punto de vista de la ciencia, si tuviera dotes artísticas, creo que, en vez de escribir este párrafo, prepararía un dibujo animado que representara el crecimiento de una pequeña plántula que, pasando por un arbusto más bien desmedrado, terminara como un árbol ramificado y frondoso. Las ramas serían, por supuesto, las distintas líneas de investigación que han ido surgiendo, y cada hoja correspondería a un artículo científico. Se trataría de un árbol de ramas retorcidas y llenas de nudos, a veces entrelazadas, a veces fusionadas en complejas anastomosis, algunas bien crecidas y ramificadas a su vez, otras incipientes, incluso algunas ya muertas. Y, desde luego, un árbol de denso follaje, tal vez incluso excesivo, con hojas en algunas zonas haciéndose sombra unas a otras. Los miles de artículos científicos publicados sobre las praderas, y hablo aquí ahora de las praderas submarinas mediterráneas, aunque solo sea por acotar un poco, desde los precursores de la escuela francesa hasta nuestros días, decenas de miles si vamos más allá del estrecho corsé de las revistas homologadas (es decir, con índice de impacto), constituyen un acervo descomunal. Tales cifras, evidentemente abrumadoras, dejan claro el interés que suscitan en la comunidad científica estas plantas y sus ecosistemas, aunque quedaría pendiente un escrutinio crítico de tan ingente volumen de publicaciones. Si alguien se animara a intentarlo, seguro que la comunidad científica se lo agradecería. Yo al menos agradecería hallar respuesta a dos preguntas. La primera, si el esfuerzo ha estado siempre bien orientado, si las preguntas planteadas han sido siempre las más adecuadas y necesarias para hacer avanzar el conocimiento de la naturaleza, si el dinero gastado por la sociedad en toda esta investigación ha estado siempre bien invertido… o si se ha ido por los caminos más fáciles, si entre todos hemos contribuido a una cierta *burbuja*. Pienso, o quiero pensar, que hay mucho más de lo primero que de lo segundo, pero me gustaría que alguien me aclarara en qué medida.

La segunda pregunta es de qué manera el estudio de la ecología de las praderas se ha ido inscribiendo en el contexto de la ecología general, si se ha ido a remolque o se han aportado ideas, si se ha avanzado trenzando el progreso con el de la ecología en sentido amplio o se ha ido por caminos paralelos. En otras palabras: si las praderas submarinas han sido viveros de nuevas ideas o simples terrenos abonados donde recibir ideas de otros campos. Una vez más, la pregunta es, en realidad, cuánto de lo uno y cuánto de lo otro.

La sociedad

Que la sociedad ha adquirido conciencia de estos ecosistemas lo pone en evidencia un indicador infalible: hogaño, la prensa se ocupa de ellos. Por supuesto, lo hace en mucha menor medida que de los asuntos importantes, como asesinatos, corrupciones, bolsa, cotilleos, deportes, tertulias y demás; aun así, lo hace con una cierta (y por supuesto muy modesta) reiteración. ¿Será que el ciudadano medio se ha enterado gracias a la prensa de que existía algo llamado praderas submarinas, o será que la prensa se ocupa de ello porque el ciudadano medio tiene (un leve) interés? Salir en las noticias es adquirir carta de realidad, y adquirir carta de realidad ayuda a salir en las noticias. La cuestión es que los especialistas somos solicitados (de higos a brevas, sí, pero lo somos) por los periodistas, hay reportajes en televisión, y no hablo de canales temáticos sino de noticias incluso en *prime time*; aparecen artículos, noticias y piezas en la prensa escrita, en papel o digital. Y eso a pesar de que el diálogo entre científicos y periodistas a veces es un poco áspero y termina dejando insatisfechas a ambas partes. La compleja realidad de una investigación a menudo hiperespecializada encaja mal en la necesaria transmisión simplificada de esa realidad al gran público, más si esa transmisión debe competir por el interés de los lectores con lo que antes he llamado importante. Los "yo no he dicho eso", "me lo han sacado de contexto", "estos periodistas" o los "a los científicos no hay quién los entienda", "no salen de su torre de marfil" y demás son expresiones que menudean después de las interacciones prensa-ciencia, a uno y otro lado de la interfaz. Paro, releo y reflexiono un poco: lo que acabo de decir me ha sonado a antiguo, caduco, *viejuno*. Así que me apresuro a rectificar, y modifico el tiempo verbal, dejándolo en "han menudeado", o incluso, mejor "menudearon". Es de buena ley reconocer que el oficio de periodista científico (o el componente de cultura científica en los periodistas) ha mejorado mucho, y que los científicos hemos aprendido, en mayor o menor medida, a comunicar un poco mejor. ¿Habrán contribuido a ello las praderas submarinas?

Si hoy en día preguntáramos a eso que se llama el hombre de la calle por su percepción sobre las praderas submarinas, es probable que la respuesta nos sorprendiera, pero ya no sería una *tabula rasa*, como hubiera sido antaño. Y a eso, además de los medios de comunicación de los que ya he hablado, han contribuido muchos otros elementos: libros divulgativos, de los que hay a docenas, folletos, posters, concursos de fotografía, programas de ciencia ciudadana… y otros que seguramente me dejo. Pero no quiero terminar este apartado sin hacer mención expresa, entre estos otros que seguramente me dejo, a dos de enorme importancia: los ecologistas, que no sé si coloco aquí acertadamente, ya que cabalgan sobre el eje social, pero actúan muy cerca de la ciencia y de la política, y, recién llegadas pero de protagonismo creciente, las redes sociales. Seguro que han tenido, y van a tener en el futuro, un gran papel, pero como mi ignorancia al respecto es oceánica, me quedo en una mención.

En suma, que hoy en día no me sorprende (o solo me sorprende llevando la vista bastante atrás) que el vecino me pregunte si es verdad que el alga asesina se va a comer las posidonias, el peluquero me diga que ha oído que hay flores bajo el agua y que si son bonitas,

Fotografía: Javier Romero.

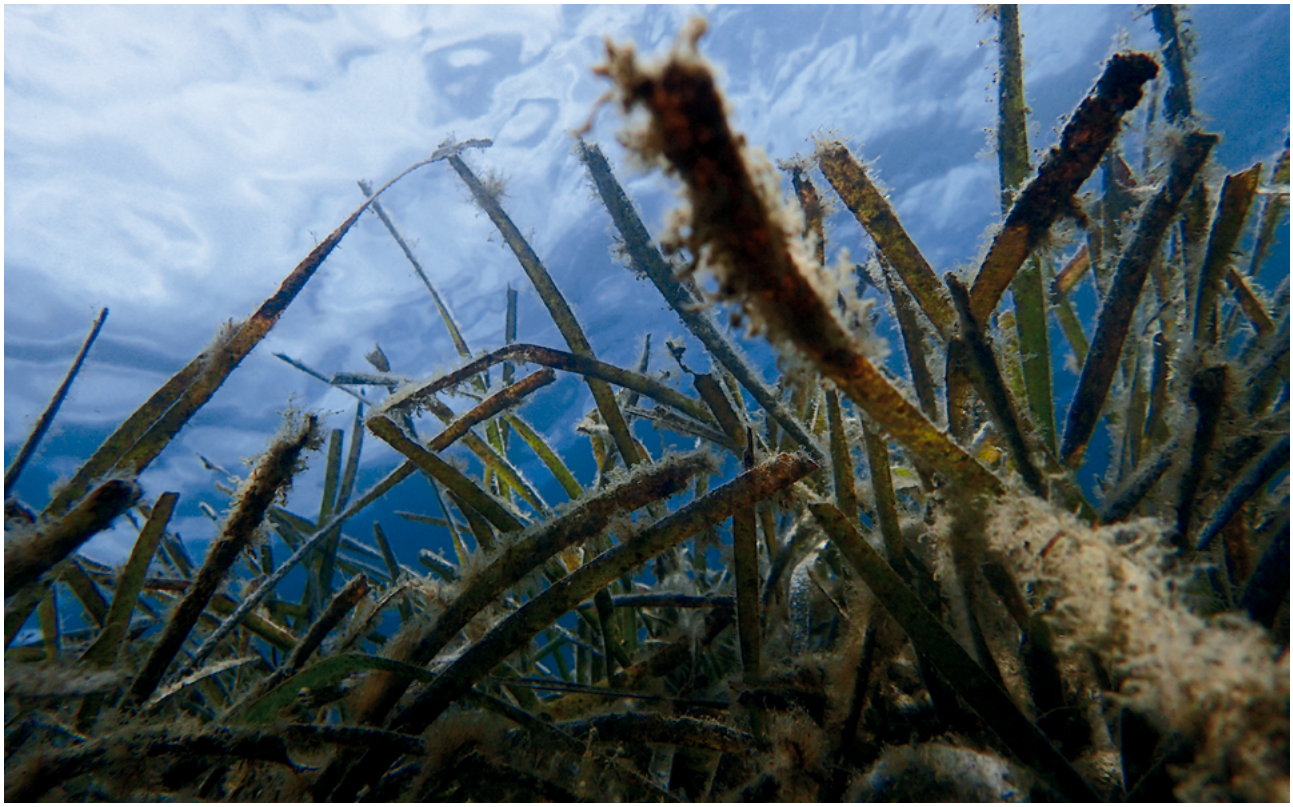
que pueda regalar a mi nieta un cuento sobre la *Posidonia*, que unos amigos sonrientes me muestren un vino que se llama *Posidonia* (sonrientes porque ya han vaciado la botella), que los chicos de las escuelas me pidan ayuda para hacer trabajos sobre el tema y que otra amiga me mande una foto de una rotonda de Formentera donde hay una escultura en homenaje a la posidonia. Total: *cosas veredes, amigo Sancho, que farán fablar las piedras* (que ya sé que no está en el Quijote, pero que, apócrifa y todo, es expresión de enorme utilidad, más después de ver la foto de la célebre rotonda y de la etiqueta del vino). Que sí, que la sociedad ya sabe de la existencia de la posidonia, aunque a menudo se la oiga designar con el barbarismo (por barbaridad, dicho sea con cariño) "poseidonia".

La política

Si abrumador ha resultado el volumen de ciencia desplegado alrededor de las praderas y multitudinaria, dentro de la modestia, lo que podríamos definir como su presentación en sociedad, cabe decir, para terminar esta mirada tríptica, que arrolladora (también relativamente) ha sido su irrupción en leyes, órdenes, reglamentos, declaraciones y demás, y eso en todos los ámbitos o niveles de nuestra compleja Administración: desde el supraestatal (Unión Europea), pasando por el estatal y el autonómico, hasta el local. Posidonias y demás hierbas marinas aparecen como sujetos de protección más o menos estricta, como hábitats de interés, como responsables de que ciertos lugares sean declarados de interés comunitario, como especies centinela o como protagonistas en declaraciones de impacto.

Que la ciencia se ocupe de algo le concede el beneficio de la duda en cuanto a su existencia, y salir en las noticias otorga carta de realidad. Pero aparecer en una norma administrativa, no digamos ya en una ley… eso es como hormigonar un forjado. Si antes aludíamos a las asperezas cada vez menos ásperas en las relaciones entre prensa y ciencia, las relaciones entre Administración y ciencia cabría calificarlas, al menos, de fenómenos meteorológicos

con elevado riesgo de chubascos tormentosos. Es cierto que las administraciones llaman a los científicos, solicitan y escuchan sus (nuestras) opiniones; incluso nos hacen caso de vez en cuando, casi siempre cuando les conviene, menos a menudo cuando no. El diálogo con los políticos suele ser poco fructífero; lo es mucho más con los técnicos de la Administración, aunque a cambio estos están subordinados a aquellos, y por ende su margen de actuación es estrecho. La interfaz entre ciencia y gestión genera mucho rozamiento, y el rozamiento supone disipar en forma de calor energías que podrían aprovecharse para otra cosa.



Fotografía: Javier Romero.

Hay que admitir que adaptar la difusa realidad ecológica, que intentamos ir desvelando poco a poco los investigadores, a marcos normativos que forman parte de complejos, laberínticos y vastos edificios jurídicos, no es fácil. Desde la ciencia hemos aprendido a percibir los ritmos de la naturaleza, las escalas de espacio y tiempo propios de los sistemas naturales, y muy específicamente, en el caso que nos ocupa, de las praderas, escalas tremendamente dilatadas. Cuando comparamos esos ritmos y escalas con los propios de la gestión, a menudo excesivamente anclada en la política, vemos con pesar el dramático desajuste entre unos y otros. No es de extrañar, por lo tanto, que a veces nos cojan auténticas pataletas por la sordera de los que mandan, por lo que consideramos cortedad de miras o timidez, o, más raramente, por todo lo contrario. Responder a las demandas de la Administración es un deber para los científicos, que a menudo acarrean sinsabores varios. Pero también es cierto que, quien más quien menos, se ha encontrado en situaciones en que nuestra opinión ha sido escuchada y, mejor aún, entendida y asimilada, y nos encontramos de repente con que ciencia y administración han conseguido encontrarse para dar algo, lo que sea, grande o pequeño, una decisión, un plan, una estrategia, aceptable para unos y otros. Los científicos, yo al menos, nos sentimos entonces mejor que si hubiéramos publicado un artículo en la mejor revista, y la inversión hecha por la sociedad en ciencia queda rentabilizada. De nuevo, en los años 50, o 60 pensar que esto iba a ser posible algún día era casi un delito de desvarío.

El discreto encanto de las praderas submarinas

Todo esto es tal vez muy esquemático, y por supuesto que es totalmente discutible. Pero espero que sugiera algunas reflexiones. Para empezar, una pregunta que podría recordar a la muy manida: ¿qué fue antes, el huevo o la gallina? Convenientemente trasplantada al contexto de este artículo, quedaría más o menos en estos términos: a lo largo de este tránsito fenomenológico de la nada al ser, ¿quién (qué eje) ha sido locomotora y quién vagón, quién agente y quién paciente? O, más explícitamente: ¿ha sido la ciencia la que ha estirado, identificando la importancia de unos ecosistemas, mostrándosela a la sociedad (a través de la divulgación, pero también a través del esfuerzo en investigar e identificar los beneficios que estos sistemas naturales aportan) y la sociedad ha respondido mediante sus sistemas de comunicación y exigiendo a sus administradores? ¿O ha sido la sociedad la que, a medida que crecía su preocupación por la naturaleza, exigía a sus administradores, que a su vez buscaban respuestas en sus científicos? ¿O…? [Pista: hay seis combinaciones en total].

Me viene a la cabeza el símil astronómico del problema de los tres cuerpos. En astronomía, calcular la posición y velocidad de n cuerpos sometidos a atracción mutua y dotados de una determinada velocidad inicial es relativamente simple cuando n=2 (el huevo y la gallina, que tiene una solución obvia, fue primero el huevo) y de complejidad casi irresoluble cuando n=3 (ciencia, sociedad, administración). Ahora bien, lanzada la piedra en forma de interrogante, escondo la mano y hurto la respuesta, recurriendo a una frase que había encontrado más de una vez en manuales de física o matemáticas, "dejamos la resolución del problema como ejercicio para el lector". Por cierto, la tal frase me sacaba de quicio en mis épocas de estudiante y siempre me hizo sospechar que el autor ignoraba la solución o le daba pereza exponerla. Ahora que, muchos años más tarde, uso esa misma frase, me doy cuenta de que mis sospechas eran plenamente fundadas, y que, efectivamente y al menos en este caso, el autor ignora la respuesta o le da pereza (eufemismo amable para esconder su incapacidad) buscarla.

Vamos llegando al final y releo lo escrito. No puedo evitar darme cuenta de que algo parecido a lo aquí explicado podría valer también para otros sistemas naturales, y que podríamos reemplazar "praderas" por coralígeno, *maërl*, bosques de *Cystoseira*, marismas o incluso selvas amazónicas, ríos y otros muchos: el relato se sostendría con pocos cambios. De hecho, eliminando las referencias a ecosistemas concretos, lo dicho hasta aquí sería un resumen, algo tosco si se quiere, de la construcción por parte de la sociedad de su conciencia de la ecología. ¿Qué tienen pues las praderas que nos lleva a mirarlas con tanto interés? Tal vez que ejercen una cierta fascinación estética o naturalista; tal vez que presentan algunas singularidades ecológicas (su capacidad de almacenamiento de carbono y las posibilidades paleoecológicas que se derivan, tratadas en este número); tal vez, y seamos un poco malos con nosotros mismos, el hecho de que las praderas puedan haberse convertido, para algunos, en una zona de confort científico. Puede que haya algo de verdad en estas tres afirmaciones, aunque espero que esa cantidad sea mínima en la tercera de ellas. Pero no son suficiente respuesta, y para hacerme perdonar mi escaqueo de unas líneas más arriba, aporto dos sugerencias. La primera, que las praderas submarinas han actuado un poco como precursoras, como punta de lanza en el desarrollo de la conciencia ecológica (marina) de la sociedad, que han sido un pequeño estandarte que ha agrupado a científicos y ecologistas, y que casi se han convertido en un icono, con toda la utilidad y fuerza simbólica de los iconos, y también con todas sus miserias de abuso y sesgo. No quiero perderme en anécdotas, pero recuerdo consultas sobre estudios de impactos de obras costeras, en que me esforzaba por transmitir cuidadosamente las alteraciones en diversos ecosistemas y al final terminaban preguntándome los promotores, angustiados: "bueno, pero esto… ¿matará a

alguna posidonia o no?". También recuerdo algún colega de algún gremio vecino quejándose de que "nuestras posidonias" escondían a sus… lo que fueran. La segunda sugerencia para responder a la pregunta de más arriba: si escribimos sobre praderas y de repente nos damos cuenta de que casi estamos escribiendo sobre la naturaleza en general… ¿no será que las praderas tienen una poderosa capacidad ejemplificadora? ¿No será que ese ecosistema es en realidad una lente que nos permite examinar principios generales de la ecología, e incluso de sus relaciones con la sociedad?

Punta de lanza, símbolo, fascinación, singularidad, paradigma… Esos son los ingredientes del discreto y profundo encanto de las praderas submarinas. Con la esperanza de que ese encanto no decaiga…

ARTÍCULOS

Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico

Nerea Piñeiro-Juncal [1,2,*], Elena Díaz-Almela [2], Carmen Leiva-Dueñas [2], Candela Marco-Méndez [2] y Miguel Ángel Mateo [2,3].

[1] *Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain*

[2] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC), 17300 Blanes, Spain*

[3] *Center for Marine Ecology Research, Edith Cowan University, Joondalup, Australia*

RESUMEN:

Las praderas de fanerógamas marinas constituyen un componente importante de los ecosistemas marinos costeros, proporcionando bienes y servicios a las poblaciones humanas en crecimiento. En la última década se ha prestado especial atención a la capacidad de estas praderas para secuestrar y retener CO_2 de la atmosfera, atenuando el cambio climático. En 2013 el IPCC incorporó metodologías para incluir acciones de restauración y degradación sobre praderas marinas en los inventarios nacionales de emisiones y sumideros. La inclusión de estos ecosistemas en la legislación requiere de la cuantificación de sus almacenes y flujos de C, y conocer su respuesta a la degradación y la restauración de estos hábitats. El objetivo de este trabajo fue el de cuantificar el C_{org} almacenado (almacén de C_{org}, en adelante AC) y el flujo de C_{org} (en adelante FC) para las tres especies más abundantes de las costas de Andalucía (*Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa y Zostera noltii*). Investigamos como AC y FC varían espacialmente, según la especie, la profundidad (praderas someras, intermedias y profundas). Los resultados obtenidos indican que AC en las praderas de fanerógamas de Andalucía es muy variable especialmente entre las distintas especies que constituyen la pradera, siendo *P. oceanica* la que más C_{org} acumula y más rápido lo hace. Los flujos se ven influenciados por la profundidad, y el almacén de carbono, tanto por los flujos como por la tasa de acreción. En ausencia de erosión mecánica, el AC en los suelos de *P. oceanica* parece verse afectado por la pérdida de cobertura en la parte más superficial del depósito. Esta pérdida podría extenderse progresivamente hacia capas más profundas de la mata muerta, aunque se requieren más estudios para confirmar esto.

Palabras clave: carbono azul, cambio climático, suelos de fanerógamas.

ABSTRACT:

Marine Seagrass meadows are key features of coastal marine ecosystems, providing ecosystem goods and services to the growing human population. In the last decade special attention has been put in their role as CO_2 sinks, compensating global warming. In 2013, the IPCC added specific methodologies to include the restauration and degradation of marine meadows in the national inventories of emissions and sinks. The inclusion of those ecosystems in the legislation requires the quantification of its stokes and fluxes, as well as their response to degradation and restoration. The aim of this paper was to quantify the C_{org} stock and the fluxes in the three more abundant species of Andalusia (*Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa and Zostera noltii*) and their spatial and bathymetric variation. Our results indicate that carbon stocks are very variable, especially among species, being *P. oceanica* the one with higher stocks and fluxes. The carbon fluxes are influenced by depth, and the stock by carbon fluxes and accretion rates. Without erosion, the stock of *P. oceanica* meadows is only affected by the cover loss in its most superficial soil layer. This loss may increase toward deepest layers with time but further investigation would be required to ascertain this assumption.

***keywords*:** blue carbon, climate change, seagrass meadows

1. INTRODUCCIÓN

Las angiospermas (o fanerógamas) marinas son un grupo parafilético (varios orígenes paralelos) de plantas superiores que se han adaptado a la vida en el mar e incluye miembros de las familias *Zosteraceae*, *Cymodoceaceae*, *Posidoniaceae*, *Hydrocharitaceae*, *Ruppiaceae* y *Zannichelliaceae* (Hartog and Kuo, 2006). Su distribución se extiende a lo largo de las costas templadas y tropicales del mundo (Short *et al.* 2007). En las costas españolas crecen 7 especies: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Halophila stipulacea* (introducida por el Canal de Suez), *Ruppia maritima* y *Ruppia cirrhosa* (Pérez, Díaz-Almela, & Ruiz, 2015), formando praderas desde las zonas intermareales hasta 37 m de profundidad (Ruiz *et al.*, 2015).

Estos pastos marinos constituyen un componente importante de los ecosistemas marinos costeros, proporcionando bienes y servicios a las poblaciones humanas costeras en crecimiento. Entre ellos: lugar de cría y refugio de recursos pesqueros, protección de la costa frente a la erosión, disminución de la turbidez del agua o sumidero de contaminantes (Vassallo *et al.*, 2013). Estas praderas ayudan a mantener el equilibrio sedimentario del litoral ya que las largas hojas reducen el hidrodinamismo, los rizomas retienen el sedimento y los arribazones de hojas muertas sobre las playas atenúan el impacto del oleaje (Fonseca and Fisher, 1986; Koch, 2001; Ward *et al.*, 1984). Esto a su vez las obliga a la planta a crecer al mismo ritmo de dicha sedimentación. Al elevarse el suelo, los restos de las fanerógamas (raíces y rizomas en su mayoría) van quedando enterrados (Mateo y Romero, 1997) y, gracias a la baja concentración de O_2 (Canfield, 1994), se descomponen muy lentamente, acumulándose estos restos orgánicos durante miles de años de antigüedad (Mateo *et al.*, 2006). Este carbono orgánico (C_{org}) atrapado en los hábitats costeros vegetados (manglares,

marismas y praderas marinas) se conoce como carbono azul (Duarte *et al.*, 2005). En la última década se ha prestado especial atención a la capacidad de estas praderas para secuestrar y retener CO_2 de la atmosfera, atenuando el cambio climático (Duarte *et al.*, 2005; Fourqurean *et al.*, 2012).

En 2013 el IPCC incorporó metodologías para incluir acciones de restauración y degradación sobre praderas marinas en los inventarios nacionales de emisiones y sumideros (Hiraishi *et al.*, 2013). Además, una de las organizaciones más importantes en la certificación de créditos de carbono en los mercados voluntarios, VCS, publicó una metodología estándar para proyectos de compensación con praderas marinas (Restore America`s Estuaries and Silvestrum, 2015). Por último, en el acuerdo climático de Paris se reconoció la importancia de los ecosistemas sumidero de C_{org}, alentando a los países participantes a protegerlos y potenciarlos (UNFCCC, 2016). Todos estos avances han promovido el interés por añadir los ecosistemas de carbono azul a los inventarios nacionales (Hiraishi *et al.*, 2013) y diseñar mecanismos que permitan su uso en estrategias de mitigación del cambio climático (Barbier *et al.*, 2011; Constanza, 2008; Nellemann *et al.*, 2009), empezando por los mercados voluntarios de créditos de carbono. Pionera en este enfoque es la Junta de Andalucía que aprobó el pasado año la Ley de Medidas Frente al Cambio Climático y para la Transición hacia un Nuevo Modelo Energético en Andalucía, donde se hace mención explícita a estos ecosistemas como elegibles para proyectos de compensación (Junta de Andalucía, 2018).

La inclusión de estos ecosistemas en la legislación requiere de la cuantificación de sus almacenes de C, y conocer su respuesta a la degradación y la restauración de estos hábitats. En Andalucia las praderas de fanerógamas ocupan 132 km^2 repartidos entre 4 especies: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera noltei;* y pequeños enclaves de *Ruppia spp.* en Almería, Málaga, Cádiz y Huelva (Arroyo *et al.*, 2015). La cantidad de C que se retira y acumula depende de muchos factores: producción del ecosistema y llegada de material alóctono (Kennedy *et al.*, 2010), descomposición (Mateo *et al.*, 1997), erosión (Hyndes *et al.*, 2014; Romero *et al.*, 1992), etc… El objetivo de este trabajo es el de capturar parte de esa variabilidad analizando el C_{org} almacenado (almacén de C_{org}, en adelante AC) y el flujo de C_{org} (en adelante FC) para las tres especies más abundantes bajo distintas condiciones.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

a. Zonas y técnicas de muestreo

Debido a la gran extensión y variabilidad de las praderas de Andalucia, el diseño de muestreo se adaptó para intentar capturar la máxima diversidad espacial. Se tomaron 48 testigos de sedimento en 16 estaciones repartidas en 10 localizaciones a lo largo de la costa andaluza mediterránea y del mar de Alborán. Así como en la Bahía de Cádiz, en otoño de 2016 y 2018 (Fig. 1, Tabla 1). Entre las estaciones muestreadas se encuentran: praderas de *Posidonia oceanica* a tres profundidades (somera, 0-10m; intermedia, 10-15m; y profunda, >15m), praderas de *Cymodocea nodosa* somera e intermedia y una pradera de *Zostera noltei* intermareal. En cada estación se tomaron un testigo principal y dos réplicas, con el objetivo de determinar la media y la desviación del AC. Se emplearon dos métodos para la extracción de los testigos: mediante percusión manual, hincando tubos de PVC de 2 m de longitud en el suelo; y utilizando un sistema de hincado por vibración (los testigos, vibrocores, podían

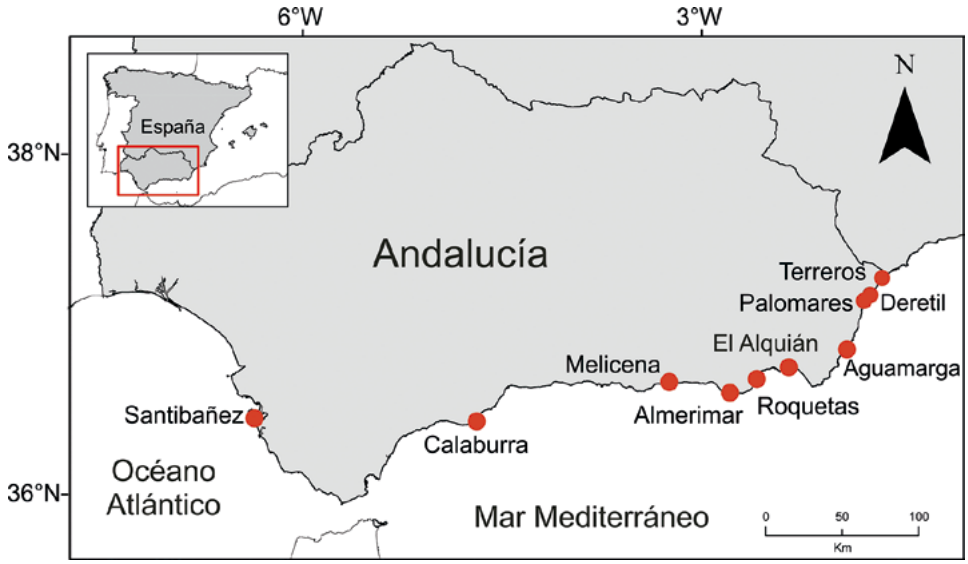


Figura 1: Localidades de muestreo del carbono azul en praderas marinas andaluzas, por el proyecto Life Blue Natura.

Tabla 1: localización, profundidad, especie dominante y características básicas de las estaciones de praderas marinas muestreadas por Life Blue Natura, y expuestas en este trabajo.

Región	Natura 2000 SAC	Localidad	Coordenadas		Profundidad (m)	Especies	Observaciones	Código
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37º21´0.12´´N	1º40´36.37´´W	5.5	*Posidonia oceanica*	Somera	TE.S
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37º20´58.02´´N	1º39´32.10´´W	12.5	*P. oceanica*	Intermedia	TE.I
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37º20´37.00´´N	1º39´10.60´´W	18.5	*P. oceanica*	Profunda	TE.D
Mediterranean, Almería	ES6110010	Deretil	37º15´18.93´´N	1º45´29.53´´W	15.9	*P. oceanica*	Intermedia degradada	DE.I
Mediterranean, Almería	ES6110010	Palomares	37º12´27.13´´N	1º47´30.20´´W	10.2	*Cymodocea nodosa*	Intermedia	PA.I
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36º56´15.66´´N	1º56´0.42´´W	4.8	*P. oceanica*	Somera	AG.S
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36º56´10.20´´N	1º55´55.32´´W	10.8	*P. oceanica*	Intermedia	AG.I
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36º55´59.40´´N	1º55´55.32´´W	18	*P. oceanica*	Profunda	AG.D
Mediterranean, Almería	ES0000046	El Alquian	36º49´39.10´´N	1º23´14.00´´W	6.8	*C. nodosa*	Somera	BA.S
Alboran, Almeria	ES6110019	Roquetas	36º47´15.50´´N	2º35´20.10´´W	1.5	*P. oceanica*	Somera	RO.S
Alboran, Almeria	ES6110019	Roquetas	36º47´11.35´´N	2º35´24.10´´W	0.7	*P. oceanica*	Somera muerta	RO.S-C
Alboran, Almeria	ESZZ16003	Almerimar	36º41´51.72´´N	2º49´32.46´´W	4.5	*P. oceanica*	Somera sobre roca	AL.S
Alboran, Granada	-	Melicena	36º44´53.99´´N	3º14´3.78´´W	4.2	*P. oceanica*	Somera en regresión	ME.S
Alboran, Málaga	ES6170030	Calaburras	36º29´26.60´´N	4º41´36.40´´W	0.5	*P. oceanica*	Somera muerta sobre roca	CA.S-C
Atlantic, Cadiz	ES0000140	Santibañez	36º28´5.96´´N	6º15´5.99´´W	0	*Zostera noltei*	Intermareal en laguna	SA.Zn-S
Atlantic, Cadiz	ES0000140	Santibañez	36º28´9.41´´N	6º15´2.81´´W	0.5	*C. nodosa*	Submareal en laguna	SA.Cn

llegar hasta 6 m de longitud) desde un barco oceanográfico. La percusión manual se realiza lentamente y acompañada de la rotación del tubo para minimizar la compresión del suelo. Para el cálculo de la compresión se tomaron medidas de la altura de tubo que quedó fuera del sedimento, tanto por dentro como por fuera de éste. La diferencia de altura, junto con la longitud total del tubo, nos permiten reconstruir la compresión total del sedimento dentro del tubo. Los testigos fueron transportados hasta el laboratorio y almacenados a 4ºC y oscuridad hasta su apertura.

b. Análisis de laboratorio

Los testigos principales de cada estación se cortaron longitudinalmente, obteniéndose dos mitades o hemi-testigos: uno se guardó como reserva en oscuridad a 4ºC; el otro hemi-testigo se procesó se seccionó cada 2 cm. De los testigos réplicas sólo se tomaron entre 5 y 8 muestras de 20 ml de volumen distribuidas a lo largo de su longitud. Las muestras a analizar fueron secadas a 60°C, pesadas y molidas hasta obtener un polvo homogéneo. Posteriormente, la cantidad total de materia orgánica (TOM) fue determinada mediante pérdida de peso tras quema (*Loss in ignition*, 5h a 450 °C) en los 30 primeros cm de los testigos principales y en muestras alternas a partir de los 30 cm y en todas las submuestras obtenidas de los testigos réplicas. La concentración de C elemental se analizó por espectrometría de masas (Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, CSIC, Granada) tras acidificación con HCl (10%) para eliminar el carbono inorgánico de los carbonatos, en 10-12 muestras de cada testigo principal y en todas las muestras de testigos réplicas. Se realizaron dataciones en los testigos principales de cada estación. Para ello se tomaron restos de fanerógama de 2-4 muestras a distintas profundidades del hemi-testigo, para su datación con radiocarbono (DirectAMS - Accium BioSciences) usando un espectrómetro de masas con acelerador (AMS). Además, se enviaron a datar mediante ^{210}Pb (Laboratorio de Física de la Radiación, Universidad Autonoma de Barcelona) alícuotas del sedimento molido de los primeros 30 cm de cada testigo principal.

c. Métodos matemáticos

La compactación de los testigos manuales fue corregida para aproximar la profundidad real de cada submuestra de sedimento en el campo, a las profundidades tomadas en el laboratorio (Morton and White, 1997). Para ello, se aplicó una ecuación exponencial cuando la compresión medida era menor del 40%, y en los raros casos que era mayor, una ecuación lineal. Para cada estación se obtuvo una recta de calibración entre los porcentajes de materia orgánica (TOM) y de C_{org} para estimar el valor de C_{org} en todas las submuestras (Fourqurean *et al.*, 2012). El porcentaje de C_{org} por muestra se multiplicó por la densidad bruta de cada submuestra para obtener la densidad de C_{org} en cada submuestra. para aquellas submuestras de sedimento que tenían réplicas a la misma altura de sedimento (± 1cm) en alguno de los 2 testigos-réplica, se calculó la media (m), la desviación típica de C_{org} (DT), y su coeficiente de variación (CV = DT/m). Se obtuvo así, para cada estación, un perfil consenso de variación de C_{org} con la profundidad del sedimento. Para estimar el carbono almacenado en todo el perfil de sedimento, se multiplicó el valor de C_{org} por su intervalo de altura de altura en el perfil, para obtener el contenido de C_{org} por unidad de área a esa profundidad del sedimento. El contenido en C_{org} por área a cada profundidad del sedimento fue integrado en el primer metro de profundidad, para estimar el C_{org} almacenado por unidad de área en el primer metro de suelo (AC_{1m}), siguiendo las recomendaciones de IPCC para la creación de inventarios de C_{org} (Hiraishi *et al.*, 2013). Así, para cada estación se obtuvo el valor medio de AC_{1m}, mientras la desviación típica del C_{org} se estimó a partir de

la media de los coeficientes de variación del C_{org} a lo largo del perfil consenso (DT_{Ac}= AC_{1m} xCV_m) del testigo principal y las réplicas.

De las dataciones de radiocarbono y ^{210}Pb en el testigo principal, se obtuvo un modelo cronológico bayesiano por estación, utilizando la librería "Bacon" en el programa estadístico R (Blaauw and Christeny, 2011; R Core Team, 2019). Las dataciones de radiocarbono fueron calibradas usando la curva de calibración de ^{14}C *marina 13* (Reimer *et al.*, 2013) y corregidas para los efectos de reserva global y local (ΔR=2 ± 26 años, Siani *et al.*, 2010). Para reconstruir los flujos de carbono (FC) pasados a lo largo del perfil de sedimento, la densidad de C_{org} de cada submuestra del testigo principal fue dividida entre los años en que tardó en depositarse esa capa de sedimento, y se estimaron los FCs para cada submuestra. El valor de FC se promedió a los últimos 100años ($FC_{100años}$) para cada estación para poder comparar entre ellas.

3. RESULTADOS

La estación con el mayor AC_{1m} (tabla 2) fue la somera de Aguamarga (AG.S, *Posidonia oceanica)* con 1234.5 ± 807.9 (SD) t C_{org} /ha y la que menos fue la somera de Santibañez (SA.ZN.S, *Z. noltei* intermareal) con 19.1 ± 21.8 t C_{org} /ha. En cuanto a los $FC_{100años}$,de nuevo, AG.S es la que presenta los valores superiores, 0.68 t C_{org} /ha año y la que menos, la pradera de *Z. noltei* somera, en la Bahía de Cádiz (SA.ZN.S), con 0.02 t C_{org} /ha año (Tabla 2). La variación del AC_{1m} a lo largo de un gradiente de profundidad de la columna de agua solo se pudo determinar para *P. oceanica* ya que las praderas de las otras especies no tenían suficiente rango de distribución. De las dos praderas donde se pudo estimar (Terreros y Aguamarga) no se encontró la misma tendencia: en Aguamarga el AC_{1m} parece disminuir a medida que aumenta la profundidad, mientras que en Terreros parece aumentar. En cuanto a la variación del $FC_{100años}$ con la profundidad, sí se encontró el mismo patrón en ambas localizaciones. Concretamente el $FC_{100años}$ parece disminuir con la profundidad. Las praderas de *P. oceanica* estudiadas almacenan significativamente más carbono en el primer metro que las otras dos especies (Kruskal-Wallis, $p<0.005$) y cuentan con $FC_{100años}$ mayores (Kruskal-Wallis, $p<0.01$). Los valores medios de AC_{1m} y $FC_{100años}$ para *P. oceanica* fueron 349.4 ± 340.5 t C_{org}/ha y 0.4 ± 0.17 t C_{org} /ha año, respectivamente, para *C. nodosa* 39.6 ± 23.1 t C_{org} /ha y 0.1 ± 0.06 t C_{org} /ha año, y por último, para *Z. noltei* 19.14 t C_{org} /ha y 0.02 t C_{org} /ha año.

En *P. oceanica*, el AC_{1m} en las praderas muestreadas en el Mediterráneo andaluz (500.1 ± 182.2 t C_{org}/ha) es el doble de grande que en las praderas muestreadas en Alborán (224.6 ± 25.2 t C_{org} /ha). El $FC_{100años}$ en las praderas saludables someras de la costa mediterránea (promedio TE.S, AG.S: 0.62 ± 0.08 t C_{org} /ha año) también parece mayor que en las praderas saludables someras de Alborán (promedio RO.S, AL.S, ME.S: 0.27 ± 0.19 t C_{org} /ha año).

En *C. nodosa*, no se observaron diferencias en el AC_{1m} entre la pradera muestreada en el Mediterráneo (Palomares: 24.5 ± 10.5 t C_{org} /ha) y en Alborán (El Alquian, Bahía de Almería: 28.1 ± 9.1 t C_{org} /ha). En cuanto al flujo medio de carbono, $FC_{100años}$ estimado en la estación mediterránea de Palomares (0.14 ± 0.07 t C_{org} /ha año) parece mayor que en la de Alborán (El Alquian: 0.08 ± 0.03 t C_{org} /ha año) no se puede atribuir con seguridad diferencia entre los dos mares debido a la falta de replicación.

Dos de las estaciones muestreadas se corresponden con sedimentos de praderas "muertas" de *P. oceanica* (RO.S-C y CA.S-C, localidades de Roquetas y Calaburras, respectivamente), es decir, en las que las fanerógamas han muerto pero el depósito no se ha erosionado mecánicamente. En el caso de Roquetas, donde parte de la pradera murió recientemente (en torno a 2005, D. Moreno, comm. pers.) se pudo tomar un testigo en la zona "muerta" y otro en la zona "viva" de la misma pradera. La distribución de C_{org} con la profundidad en estos dos testigos es muy similar (Fig. 2) excepto en los 10 cm más superficiales donde la concentración de carbono orgánico baja drásticamente en la pradera "muerta". En el caso de Calaburras (CA.S-C) no existe pradera viva local con cuyo almacén de carbono se pueda comparar.

Tabla 2: Valores por estación del almacén de carbono orgánico en el primer metro de sedimento de las praderas marinas estudiadas, del flujo medio neto de carbono orgánico en los últimos 100 años, así como la tasa de acreción media, también en el último siglo. Además de la especie formadora de la pradera y de su profundidad, se especifica si el testigo era manual o un vibrocore.

Código	Profundidad (m)	Especie	Tipo	Almacén 1m		Flujo medio 100 años		Acreción (cm/año)
				t/ha	Desviación típica	t/ha	Desviación típica	
TE.S	5.5	*P. oceanica*	Manual	210.2	114.0	0.56	0.53	1.3
TE.I	12.5	*P. oceanica*	Vibrocore	372.48	334.84	0.49	-	0.61
TE.D	18.5	*P. oceanica*	Vibrocore	850.05	196.69	0.36	-	0.70
DE.I	15.9	*P. oceanica*	Manual	173.87	60.03	0.30	0.13	0.87
PA.I	10.2	*C. nodosa*	Manual	24.46	10.41	0.14	0.07	5.29
AG.S	4.8	*P. oceanica*	Manual	1234.49	807.95	0.68	0.39	1.61
AG.I	10.8	*P. oceanica*	Manual	91.66	71.43	0.64	0.27	2.24
AG.D	18	*P. oceanica*	Manual	241.99	50.68	0.36	0.30	0.61
BA.S	6.8	*C. nodosa*	Manual	28.14	9.06	0.08	0.03	2.88
RO.S	1.5	*P. oceanica*	Manual	247.85	111.67	0.50	0.22	1.47
RO.S-C	0.7	*P. oceanica*	Manual	225.80	103.36	0.31	0.13	1.65
AL.S	4.5	*P. oceanica*	Manual	215.46	151.59	0.16	0.03	0.83
ME.S	4.2	*P. oceanica*	Manual	151.36	51.68	0.15	0.09	1.76
CA.S-C	0.5	*P. oceanica*	Manual	177.15	65.99	-	-	-
SA.Zn-S	0	*Z. noltei*	Manual	19.14	21.83	0.02	0.00	0.41
SA.Cn	0.5	*C. nodosa*	Manual	66.20	17.90	0.05	0.03	0.56

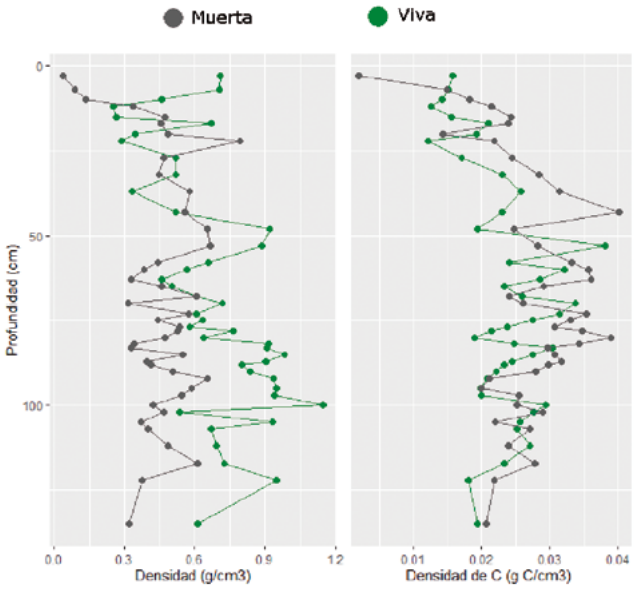


Figura 2: perfiles superpuestos de densidad bruta (izquierda) y de la densidad de C_{org} (derecha) de la mata viva (verde) y muerta desde 2005 (gris) en el arrecife barrera de Roquetas de Mar.

4. DISCUSIÓN

4.1. Variabilidad entre especies

P. oceanica es una fanerógama grande, de crecimiento lento que acumula carbono en forma de órganos subterráneos (Gobert *et al.*, 2006). Cuando la planta muere, o simplemente crece sobre sí misma para no quedar enterrada, los rizomas y raíces muertos permanecen en el suelo, formando depósitos de materia orgánica (Fig. 3, Boudouresque & Meinesz, 1982; M.A. Mateo *et al.*, 1997). Sus tejidos contienen un alto porcentaje de ligninas (Kaal *et al.*, 2018, 2016) que contribuyen a la preservación de la materia orgánica a largo plazo. Por otro lado, tanto *C. nodosa* como *Z. noltei* son fanerógamas pequeñas de crecimiento rápido (Hartog and Kuo, 2006; Moore and Short, 2006) con escasa acumulación de órganos subterráneos en el sedimento (Fig. 3) y una menor producción primaria con respecto a *P. oceanica* (Luque and González, 2004). Como se esperaba, las praderas de *P. oceanica* estudiadas almacenan más carbono en el primer metro que las otras dos especies. La gran variabilidad encontrada dentro de las praderas de *P. oceanica* (349.4 ± 340.5 (DT) t C_{org}/ha; CV = 97%) indica la gran importancia de otros factores, más allá de especie, en la acumulación y preservación del C. Que no encontremos una variabilidad similar en las otras dos especies puede ser un artefacto debido al especial esfuerzo de muestreo hecho sobre *P. oceanica* (geográfica y batimétricamente). Para las otras dos especies no se pudo igualar este esfuerzo ya que su distribución es más restringida, con una menor extensión y distribución batimétrica.

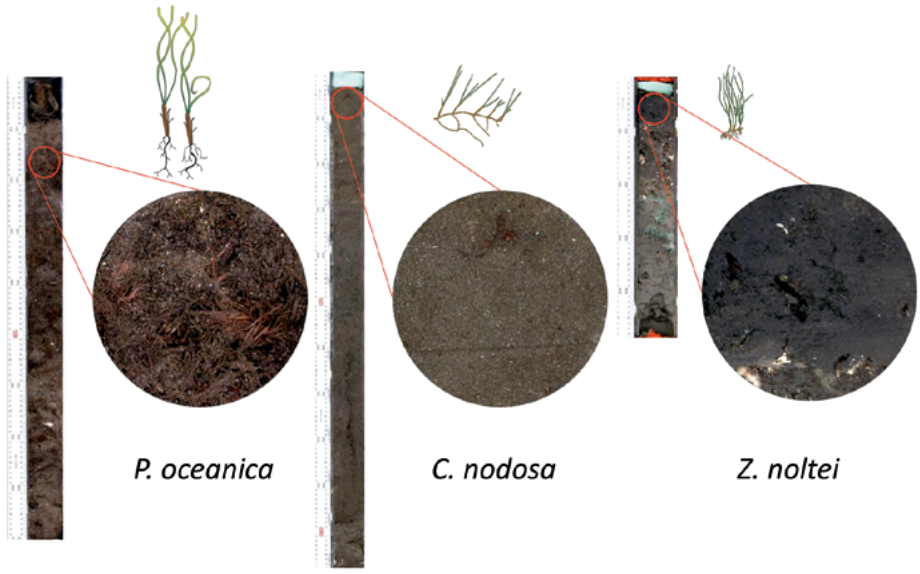


Figura 3: Ejemplos y detalle de perfiles de sedimento observados en hemi-testigos, recolectados en praderas de *Posidonia oceanica* (RO.S), de *Cymodocea nodosa* (BA.S), y Zostera noltei (SA.ZN-S). Figura ejemplo para cada especie obtenidos de la librería de símbolos de la *Integration & Application Network*.

4.2. Variabilidad geográfica

En las praderas de *P. oceanica* hemos observado que tanto el AC_{1m} como para $FC_{100años}$ son mayores en el Mediterráneo que en Alborán. Esto era de esperar, ya que el mar de Alborán, con aguas más turbias y algo más frías que las mediterráneas, constituye el límite suroccidental de distribución de la especie, y esto se traduce a nivel paisajístico, en praderas menos extensas, con menos cobertura y densidad (Consejería de Agricultura Ganadería Pesca y Desarrollo Sostenible, 2018).

4.3. Variabilidad batimétrica

No se encontraron tendencias ni en AC_{1m} ni en $FC_{100años}$ en relación con la profundidad cuando tomamos todas las praderas de *P. oceanica* muestreadas. En cambio, si solo tomamos las praderas donde se pudo muestrear un gradiente batimétrico (Terreros y Aguamarga, *P. oceanica*, tabla 2), encontramos que $FC_{100años}$ parece disminuir con la profundidad, mientras que AC_{1m} no se observa el mismo patrón en las dos praderas (Fig. 4). Que dentro de la pradera encontremos patrones de decrecimiento del flujo con la profundidad, que no se muestran en el global vuelve a indicar que las diferencias geográficas en las condiciones de transparencia del agua, sustrato, edad o salud de la pradera tienen probablemente tanto peso en los flujos y almacén de carbono, como aquellos factores ligados a la batimetría.

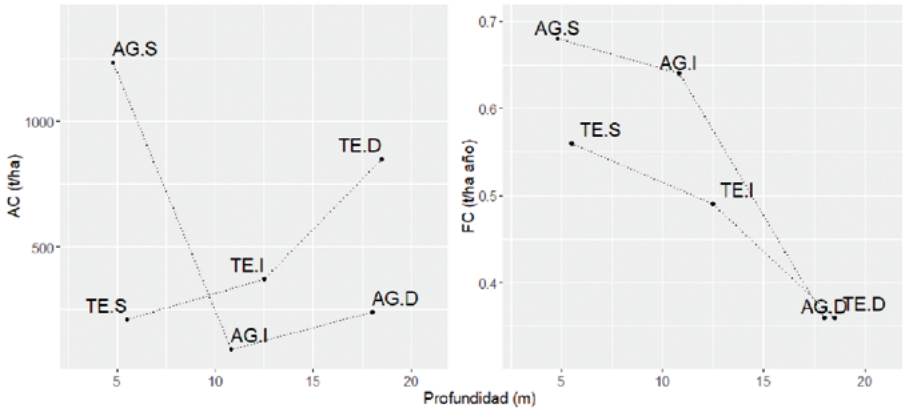


Figura 4: Variación con la profundidad de la pradera, del almacén de carbono orgánico (AC) en el primer metro de sedimento (izquierda), y del flujo neto secular medio de carbono orgánico al sedimento (derecha), en Aguamarga y Terreros.

La materia orgánica acumulada en estos suelos proviene principalmente de la producción primaria de la pradera, ya sea de la propia planta o de otros organismos (Kennedy *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2006), y uno de los principales factores que influye en la producción es la luz (Zimmerman, 2006), que disminuye con la profundidad, y explicaría el descenso de $FC_{100años}$ tanto en Terreros como en Aguamarga. Es de esperar que el flujo de carbono a largo plazo en una pradera determine su almacén de carbono. Es decir, el AC de cada lugar debería correlacionarse con el FC de ese lugar, pero no observamos esto en AC_{1m}, debido precisamente a la estandarización a 1 m: El almacén total en el primer metro se forma por la entrada tanto de materia orgánica (entrada materia orgánica directamente correlacionada con la entrada de C y por lo tanto con el FC) como de material inorgánico. Aunque la entrada de materia orgánica sea superior en la zona somera de la pradera de Terreros, si la entrada de material inorgánico es muy superior esta última diluirá el contenido de materia orgánica en el volumen observado. Un indicador indirecto de la entrada de material inorgánico es la tasa de acreción media (tabla 2). Una pradera con una alta tasa de acreción tardará pocos años en acumular un metro de sedimento mientras que una pradera con una baja tasa de acreción tardará más tiempo. De forma que en el primer metro de una pradera que acumule C a un ritmo de 10 kg/año y que tarde 50 años en acretar un metro el AC_{1m} será de 500 kg, en cambio una pradera con un FC menor, 5 kg/año, en la que acretar un metro tome 200 años el AC_{1m} a un metro será de 1000 kg, porque, aunque más lentamente, ha estado acumulando durante mucho tiempo. Cuando relacionamos la tasa de acreción con el AC_{1m} en las praderas de *P. oceanica* obtenemos una correlación (Fig. 5) al eliminar dos valores extremos (AG.S y TE.D, más de un 100% superiores al resto de valores, Tabla 2).

La correlación ($R2$: 0.49, $p<0.05$, Fig. 5) parece indicar una influencia de la tasa de acreción sobre el AC_{1m}, confirmando la influencia de la dilución. Se trata pues de un artefacto metodológico. Si en vez de estandarizar la profundidad a 1 m para poder comparar entre praderas lo hiciésemos por una misma ventana temporal (i.e. el material acumulado en los últimos mil años) el AC de esa ventana temporal se debería correlacionar con el FC medio de esa misma ventana temporal. En un trabajo realizado sobre otra fanerógama marina australiana de la misma familia, *P. sinuosa*, Serrano *et al.* (2016) encontraron una disminución del AC de carbono con profundidad, pero este no estaba normalizado a un metro si no a una misma ventana temporal (500 años).

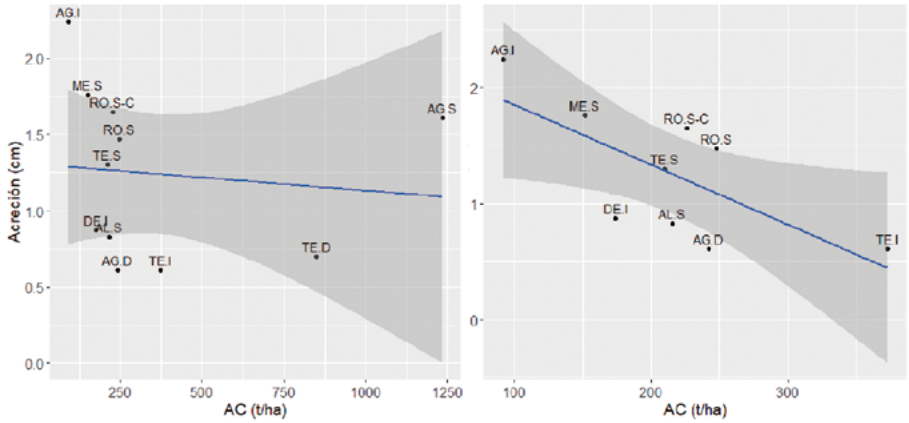


Figura 5: Se observa correlación negativa entre tasa de acreción sedimentaria y almacén de carbono a 1 metro, sólo cuando se eliminan los valores extremos de almacén de carbono AG.S y TE.D.

4.4. Cambios derivados de la pérdida de cobertura vegetal

Como habitualmente la materia orgánica tiene una densidad menor que la fracción inorgánica, se esperaría que menos C_{org} se relacionase con una mayor densidad. Podríamos esperar por tanto que, en las praderas muertas, la densidad bruta en la parte superficial de la mata muerta, fuese mayor, pero encontramos que en esta parte superficial la densidad disminuye en la pradera "muerta" (Fig. 2). Se ha encontrado que en suelos de praderas "muertas" de *P. oceanica*, la abundancia de macro-invertebrados es superior a la de praderas "vivas" (Borg *et al.*, 2006). La presencia de estos organismos aumentaría la bioturbación del suelo, horadándolo y promoviendo una menor compactación y de esta forma menor densidad del mismo. Además, si bien no parece afectar a capas profundas del suelo, la perdida de C_{org} en las capas superiores contribuiría a la disminución de la cohesión del suelo y al aumento de la porosidad.

Ahora bien, en el único sitio donde hemos podido comparar localmente el AC_{1m} entre mata "viva" y "muerta" (Roquetas), no hemos encontrado diferencias significativas. Esto posiblemente se deba a que la pradera ha desaparecido con rapidez, y en fechas relativamente recientes (2005). Si parece haber una pérdida de carbono desde la parte más superficial (Fig. 2), pero se requieren más análisis para confirmar esta hipótesis.

5. CONCLUSIONES

El AC_{1m} en las praderas de fanerógamas de Andalucía es muy variable y está altamente influenciado por la especie que forme la pradera, siendo *P. oceanica* la que más C_{org} acumula y más rápido lo hace. Los flujos se ven influenciados por la profundidad, y el AC_{1m}, tanto por los flujos como por la tasa de acreción. Esto último se debe a un artefacto metodológico derivado de la estandarización a un metro para el cálculo de los AC. En ausencia de erosión mecánica, el AC_{1m} en los suelos de *P. oceanica* no parece verse afectado por la pérdida de cobertura excepto en la parte más superficial del depósito. Es posible que el efecto sobre capas más profundas no se observe al ser una pérdida de cobertura reciente y son necesarios más estudios para determinar el efecto a largo plazo. Siendo esto último es clave para poder estimar los beneficios en cuanto a evitación de emisiones por proyectos de conservación y restauración de praderas marinas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto europeo Life Blue Natura (LIFE14CCM/ES/000957), y en él han colaborado muchas personas, desde investigadores a técnicos y estudiantes.

7. BIBLIOGRAFÍA

Arroyo, M.C., Barrajón, A., Brun, F.G., del Castillo, F., De La Rosa, J., Diaz-Almela, E., Fernandez Casado, M., Hernández, I., Moreno, D., Pérez-Lloréns, J.L., Otero, M. del M., Remón, J.M., Vergara, J.J., Vivas, M.S., 2015. Praderas de angiospermas marinas de Andalucía, in: Atlas de Las Praderas Marinas de España. pp. 316–399.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecol. Monogr. 81, 169–193. https://doi.org/10.1890/10-1510.1

Blaauw, M., Christeny, J.A., 2011. Flexible paleoclimate age-depth models using an autoregressive gamma process. Bayesian Anal. 6, 457–474. https://doi.org/10.1214/11-BA618

Borg, J.A., Rowden, A.A., Attrill, M.J., Schembri, P.J., Jones, M.B., 2006. Wanted dead or alive: High diversity of macroinvertebrates associated with living and "dead" *Posidonia oceanica* matte. Mar. Biol. 149, 667–677. https://doi.org/10.1007/s00227-006-0250-3

Boudouresque, C., Meinesz, A., 1982. Découverte de l´herbier de posidonie.

Canfield, D.E., 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. Chem. Geol. 114, 315–329. https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90061-2

Consejería de Agricultura Ganadería Pesca y Desarrollo Sostenible, 2018. Informe Regional de medio marino.

Constanza, R., 2008. Letter to the Editor. Ecosystem services : Multiple classification systems are needed. Biol. Conserv. 141, 350–352. https://doi.org/10.1016/j.seps.2012.01.001

Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences 2, 1–8. https://doi.org/10.5194/bgd-1-659-2004

Fonseca, M.S., Fisher, J.S., 1986. A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29, 15–22. https://doi.org/10.3354/meps029015

Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J., Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. Nat. Geosci. 5, 505–509. https://doi.org/10.1038/ngeo1477

Gobert, S., Cambridge, M.L., Velimirov, B., Pergent, G., Lepoint, G., Bouquegneau, J.-M., Dauby, P., Pergent-Martini, C., Walker, D.I., 2006. Biology of *Posidonia*, in: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. pp. 387–408. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_17

Hartog, C. Den, Kuo, J., 2006. Taxonomy and biogeography of seagrasses, in: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. pp. 1–23. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_1

Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda, M., Troxler, T., 2013. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Wetlands Task Force on National Greenhouse Gas Inventories.

Hyndes, G.A., Nagelkerken, I., Mcleod, R.J., Connolly, R.M., Lavery, P.S., Vanderklift, M.A., 2014. Mechanisms and ecological role of carbon transfer within coastal seascapes. Biol. Rev. 89, 232–254. https://doi.org/10.1111/brv.12055

Junta de Andalucía, 2018. Ley de Medidas Frente al Cambio Climatico y para la Transición hacia un Nuevo Modelo Energético en Andalucía.

Kaal, J., Serrano, O., del Río, J.C., Rencoret, J., 2018. Radically different lignin composition in *Posidonia* species may link to differences in organic carbon sequestration capacity. Org. Geochem. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2018.07.017

Kaal, J., Serrano, O., Nierop, K.G.J., Schellekens, J., Martínez Cortizas, A., Mateo, M.-Á., 2016. Molecular composition of plant parts and sediment organic matter in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) mat. Aquat. Bot. 133, 50–61. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.05.009

Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Holmer, M., Marbá, N., Middelburg, J.J., 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. Global Biogeochem. Cycles 24, 1–8. https://doi.org/10.1029/2010GB003848

Koch, E.W., 2001. Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. Estuaries 24, 1–17. https://doi.org/10.1007/BF02693942

Luque, Á.A., González, J.T., 2004. Praderas y bosques marinos de Andalucía.

Mateo, M.A., Cebrián, J., Dunton, K., Mutchler, T., 2006. Carbon flux in seagrass ecosystems, in: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. pp. 159–192. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_7

Mateo, M.A., Romero, J., 1997. Detritus dynamics in the seagrass *Posidonia oceanica*: Elements for an ecosystem carbon and nutrient budget. Mar. Ecol. Prog. Ser. 151, 43–53. https://doi.org/10.3354/meps151043

Mateo, M.A., Romero, J., Pérez, M., Littler, M.M., Littler, D.S., 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. Estuar. Coast. Shelf Sci. 44, 103–110. https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0116

Moore, K., Short, F., 2006. *Zostera*: biology, ecology, and management, in: Seagrasses: Biology, Ecology, and Conservation. pp. 51-87–87. https://doi.org/10.1007/1-4020-2983-7

Morton, R.A., White, W.A., 1997. Characteristics of and corrections for core shortening in unconsolidated sediments. J. Coast. Res. 13, 761–769.

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C.M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G., 2009. Blue carbon - The role of healthy oceans in binding carbon.

Pérez, M., Díaz-Almela, E., Ruiz, J.M., 2015. Las angiospermas marinas, in: Atlas de Las Praderas Marinas de España. pp. 37–53.

R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing.

Reimer, P.J., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J.W., Blackwell, P.G., Ramsey, C.B., Buck, C.E., Cheng, H., Edwards, R.L., Friedrich, M., Grootes, P.M., Guilderson, T.P., Haflidason, H., Hajdas, I., Hatté, C., Heaton, T.J., Hoffmann, D.L., Hogg, A.G., Hughen, K.A., Kaiser, K.F., Kromer, B., Manning, S.W., Niu, M., Reimer, R.W., Richards, D.A., Scott, E.M., Southon, J.R., Staff, R.A., Turney, C.S.M., van der Plicht, J., 2013. IntCal13 and Marine13 Radiocarbon Age Calibration Curves 0–50,000 Years cal BP. Radiocarbon 55, 1869–1887. https://doi.org/DOI: 10.2458/azu_js_rc.55.16947

Restore America`s Estuaries, Silvestrum, 2015. VM0033. Methodology for tidal wetland and seagrass restoration.

Romero, J., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Mateo, M.-A., Regnier, C., 1992. The Detritic Compartment in a *Posidonia oceanica* Meadow: litter features, decomposition rates, and mineral stocks. Mar. Ecol. 13, 69–83.

Ruiz, J.M., Ramos, A., Tello, O., 2015. Ecología y extensión de la spraderas marinas, in: Atlas de Las Praderas Marinas de España. pp. 54–63.

Serrano, O., Ricart, A.M., Lavery, P.S., Mateo, M.-A.A., Arias-Ortiz, A., Masque, P., Steven, A., Duarte, C.M., Rozaimi, M., Steven, A., Duarte, C.M., 2016. Key biogeochemical factors affecting soil carbon storage in *Posidonia* meadows. Biogeosciences 13, 4581–4594. https://doi.org/10.5194/bg-13-4581-2016

Siani, G., Paterne, M., Arnold, M., Bard, E., Métivier, B., Tisnerat, N., Bassinot, F., 2010. Radiocarbon reservo ir ages in the mediterranean sea and black sea. Radiocarbon 42, 271–280.

UNFCCC, 2016. Report of the COP22.

Vassallo, P., Paoli, C., Rovere, A., Montefalcone, M., Morri, C., Bianchi, C.N., 2013. The value of the seagrass *Posidonia oceanica*: a natural capital assessment. Mar. Pollut. Bull. 75, 157–67. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.044

Ward, L.G., Michael Kemp, W., Boynton, W.R., 1984. The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment. Mar. Geol. 59, 85–103. https://doi.org/10.1016/0025-3227(84)90089-6

Zimmerman, R.C., 2006. Light and photosynthesis in seagrass meadows, in: Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. pp. 303–321. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_13

ARTÍCULOS

Las marismas de marea andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico

Elena Díaz-Almela[1], Nerea Piñeiro-Juncal[1,2], Montserrat Soler[1], Candela Marco-Méndez[1], E. Fay Belshe[3], Carmen Leiva-Dueñas[1], Paul Lavery[4], Santiago Giralt[5] y Miguel Ángel Mateo[1,4].

[1] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC), 17300 Blanes, Spain*

[2] *Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain*

[3] *Leibniz Center of Tropical Marine Research, Fahrenheitstraße 6, 28359 Bremen, Germany*

[4] *Center for Marine Ecology Research, Edith Cowan University, Joondalup, Australia*

[5] *Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera, Barcelona, Spain*

RESUMEN:

En el marco del proyecto Life Blue Natura evaluamos la variabilidad horizontal de las reservas y flujos de carbono orgánico en las marismas del Odiel y Bahía de Cádiz. Los muestreos se centraron en captar la variabilidad en función de la influencia mareal (marisma baja, media y alta) diagnosticada por las bandas de vegetación. Se muestrearon 13 estaciones en cada una de las localidades, en un total de 34 catas de entre 21 y 259 cm de longitud y 24 muestras de biomasa. Las reservas medias de carbono orgánico en el primer metro de suelo de marisma saludable se estiman en $Stock_{1m}$= 333 ± 74 (DE) t CO_2 ha^{-1}, pero los depósitos de carbono continúan en profundidad, y estimamos que las reservas podrían ser un 12-112% mayores. La Variabilidad espacial en la riqueza (%C_{org}) y densidad de C_{org} no era significativa entre localidades (ANOVA anidada), pero sí entre estaciones con distinta influencia mareal ($p< 10^{-4}$). %C_{org} y Densidad C_{org} eran mayores en la marisma media que en las demás ($p< 10^{-4}$). Además, la Densidad C_{org} era mayor en los lodazales de marisma baja no vegetada, que en la marisma baja vegetada y la marisma alta ($p< 10^{-3}$ y 10^{-4}). Con sedimentos mas jóvenes, las marismas inundadas diariamente, y en especial la marisma media, son el reactor de secuestro de carbono más intenso del ecosistema, tanto a escala secular ($flujo_{100a}$= 2,24 ± 0,47 (DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$), como a la del periodo que tarda en acumular el primer metro ($flujo_{1m}$= 1,17 ± 0,14 (DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en 360 y 494 años, en Odiel

y los Toruños, respectivamente). En la marisma media el $Stock_{1m}$ era (442 ± 173 (DE) t CO_2 ha^{-1}) mayor que en baja no vegetada (343 ± 79 (DE) t $CO_2$$ha^{-1}$), la baja vegetada por *S. maritima* (259 ± 40 (DE) t CO_2 ha^{-1}) y la alta (270 ± 77 (DE) t CO_2 ha^{-1}), donde fueron similares entre sí. El $Stock_{1m}$ de la única estación submareal (caño) era similar al de la marisma baja (249 ± 31 (DE) t CO_2 ha^{-1}). Sin embargo, el carbono orgánico en las marismas altas es más antiguo, producto de la maduración de la materia orgánica acumulada durante milenios, y de la compactación del suelo, que hace que el intervalo temporal abarcado en las reservas del primer metro de suelo sea mayor. El C_{org} se acumuló en el suelo de la marisma a una tasa promedio de $flujo_{100a}$= 1,3 ± 0,9 (DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, aunque dicha tasa varía desde valores negativos en 2 estaciones donde se ha detectado erosión, hasta 2,6 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en la marisma media del Odiel. Extrapolando con las cartografías de marismas, estimamos que las marismas saludables de Odiel y Cádiz contienen 2,7 ± 0.1 (DE) Mt de CO_2 en sus suelos y que han secuestrado unas 8,1 ± 0,3 kt CO_2 al año en los últimos 100 años. Las marismas de Andalucía tendrían un $Stock_{1m}$ 19,5 ± 5,6(DE) Mt CO_2, y en el último siglo han secuestrado 68,6 ± 36,4(DE) kt CO_2 por año.

***Palabras clave*:** carbono azul, cambio climático, mitigación, marismas de marea, Marismas del Odiel, Bahía de Cádiz.

ABSTRACT:

Within the framework of the European Life Blue Natura project, we have evaluated the organic carbon stocks and fluxes in the Andalusian saltmarshes of Marismas del Odiel and Bahía de Cádiz natural parks. We have explored the horizontal variability of these organic carbon stocks due to tidal influence (low, medium and high marsh), diagnosed from vegetation, and, in the case of Odiel. For this, 13 stations and 34 sediment cores/profiles, between 21 and 259 cm in length, were sampled as well as 24 biomass samples. The average $Stock_{1m}$ has been estimated in 333 ± 74(SD) t CO_2 ha^{-1}, but as the soil organic carbon continues deeper, we estimate that the total carbon reserves could be 12% to 112% times higher. Organic carbon accumulated in the marsh soil at an average rate of 1.3 ± 0.9 (SD) t CO_2 ha^{-1} $year^{-1}$ during the last century, although it ranges from negative values in 2 stations where erosion was detected up to 2.6 t CO_2 ha^{-1} $year^{-1}$ in the mid-marsh of the Odiel marine estuary area. The spatial variability in richness (%C_{org}) and density of C_{org} was not significant between localities (nested ANOVA), but it was significant between stations with different tidal influence (p <10^{-4}). %C_{org} and C_{org} Density were higher in the middle marsh than in the others (p< 10^{-4}). Furthermore, the C_{org} Density was higher in the un-vegetated low marsh mudflats, than in the vegetated low marsh and high marsh (p< 10^{-3} and 10^{-4}). The daily flooded saltmarsh (especially the medium marsh) has the youngest sediments and seems to be the most intense carbon sequestration reactor in this ecosystem, both at a secular scale ($flux_{100yr}$ = 224 ± 0.47(SD) t CO_2 ha^{-1} $year^{-1}$), and in the period required to accumulate the first soil meter ($flux_{1m}$ = 1.17 ± 0.14(SD) t CO_2 ha^{-1} $year^{-1}$ in 360 and 494 years at Odiel and Los Toruños, respectively).

$Stock_{1m}$ was larger in the mid marsh (442 ± 173(SD) t CO_2 ha^{-1}) than in non-vegetated low (343 ± 79(SD) t CO_2 ha^{-1}), the low vegetated by *S. maritima* (259 ± 40(SD) t CO_2 ha^{-1}) and the high (270 ± 77(SD) t CO_2 ha^{-1}), where they present similar values. The sedimentary organic carbon in high saltmarsh was older, as it was the product of diagenetic processes on organic matter over millennia, as well as soil compaction, which widens the time interval covered in the reserves of the first soil meter. Based on published cartographies of Andalusian saltmarshes, we have estimated that the $Stock_{1m}$ in the wild saltmarshes of Odiel and Cádiz stock are 2.7 ± 0.1(SD) Mt CO_2 in the topmost meter and the $flux_{100yr}$ 8.1 ± 0.3 kt CO_2 $year^{-1}$ as organic compounds. We estimate that the Andalusian marshes stock in their top soil meter 19.5 ± 5.6(SD) Mt CO_2, and that in the last century they would have buried 68.6 ± 36.4(SD) kt of CO_2 per year, as organic matter.

***Keywords*:** blue carbon, climate change, mitigation, saltmarshes, Odiel, Cadiz Bay.

1. INTRODUCCIÓN

Las marismas de marea son humedales costeros que se ubican en las zonas intermareales, a menudo en estuarios de ríos. Son ambientes de influencia marina afectados por los cambios de marea e influencia terrestre, con aportes de agua dulce, tanto a nivel subterráneo como superficial, generando un medio salobre. Están cubiertas por plantas herbáceas y arbustivas halófilas, pero no por árboles halófilos, que forman otro ecosistema diferente, aunque con muchas características comunes: los manglares.

Además, las marismas secuestran y fijan CO_2 debido a, principalmente, tres razones:

1. Alta productividad primaria neta (PPN). Las marismas se encuentran entre los ecosistemas más productivos, con una PPN media anual entre 1000 y 2000 g m^{-2} $año^{-1}$ (Sharitz y Penning 2006). Se trata de ecosistemas netamente autotróficos, es decir, que fijan fotosintéticamente el CO_2 como materia orgánica, a un ritmo superior al que lo re-oxidan mediante la respiración (Duarte y Cebrián, 1996, Duarte *et al.*, 2005).

2. Una dinámica físico-química con predominio de la deposición sedimentaria, como consecuencia del balance entre la dinámica mareal y la floculación y sedimentación de arcillas en suspensión, debida al contacto entre aguas continentales, dulces y marinas, saladas. Estas arcillas arrastran en su sedimentación, materia orgánica disuelta y en suspensión, sepultando la materia orgánica vegetal existente en el fondo (Jordán-López, 2006).

3. Suelos anaeróbicos: el suelo de las marismas retiene gran cantidad de sedimentos finos, lo cual, junto al encharcamiento mareal, produce condiciones persistentes de anoxia. Esto hace que la descomposición de la materia orgánica acumulada sea muy lenta, manteniéndola almacenada durante cientos o incluso miles de años (Chmura *et al.*, 2003).

En 2013 el IPCC incorporó metodologías para incluir acciones de restauración y degradación sobre marismas de marea en los inventarios nacionales de emisiones y sumideros (IPCC 2013, 2014). Además, el programa de verificación de estándares de carbono

(VCS por sus siglas en inglés), incluyó dos metodologías para proyectos de compensación mediante la conservación y restauración de marismas (Emmer *et al.*, 2015). Por último, en el acuerdo climático de París se reconoció la importancia de los ecosistemas sumidero de carbono orgánico (C_{org}), alentando a los países participantes a protegerlos y potenciarlos (UNFCCC, 2018). Todos estos avances han promovido el interés por añadir los ecosistemas de carbono azul a los inventarios nacionales (IPCC, 2013) y diseñar mecanismos que permitan su uso en estrategias de mitigación del cambio climático (Barbier *et al.*, 2011; Constanza, 2008; Nellemann *et al.*, 2009), empezando por los mercados voluntarios de créditos de carbono. La Junta de Andalucía es pionera en este enfoque, ya que aprobó en 2018 la Ley de Medidas Frente al Cambio Climático y para la Transición hacia un Nuevo Modelo Energético en Andalucía, donde se hace mención explícita a estos ecosistemas como elegibles para proyectos de compensación (BOJA 199 del 15 de octubre de 2018).

Las marismas españolas constituyen uno de los hábitats que han experimentado mayores cambios de extensión durante los años cincuenta y sesenta, por urbanización turística, desecación para agricultura, y explotación salinera. A principios de los años ochenta hubo los primeros intentos de protección y revalorización de los humedales españoles; al principio, por su papel como refugio de aves (convenio RAMSAR). Se estima que en Andalucía se han perdido más de 120 humedales, tanto costeros como continentales (aprox 50% del total), mediante la desecación de más de 130.000 ha de superficie inundable (Plan de Humedales Andaluz). Vasquez-Loarte *et al.*, (2017) ampliaron estas estimas para Andalucía, mediante un minucioso análisis de la serie de fotografías aéreas de 1956 a 2013.

En Andalucía, las marismas de marea se encuentran en la costa atlántica, ya que en el Mediterráneo y el mar de Alborán las mareas son muy débiles. En estas costas también hay marismas costeras, aunque la ausencia de dinámica mareal las hace menos extensas y con características diferentes. Todas ellas proveen numerosos servicios ecosistémicos, entre los que destacan la protección costera frente al oleaje y la elevación del nivel del mar, la purificación del agua, ser criadero y refugio para muchas especies, algunas de interés pesquero, ser intensos sumideros de carbono a largo plazo y un recurso paisajístico y de diversas materias primas (Barbier *et al.*, 2011).

Con el fin de avanzar en el conocimiento sobre las marismas andaluzas como sumideros de carbono presentamos el inventario del almacén y flujo de carbono de las marismas de marea de los Parques Naturales de la Bahía de Cádiz y Marismas del Odiel. Este inventario está basado en los muestreos y cartografías realizados en el marco del proyecto Life Blue Natura (acciones A1 y A3). Hemos extendido los valores medios obtenidos en esas dos localidades a la extensión total de marismas de marea de Andalucía evaluada recientemente por Vasquez-Loarte (2017) para obtener unas estimas globales de reservas y flujos de carbono.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Esquema y lugar de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en dos marismas: El Odiel y las marismas de la bahía de Cádiz (Fig. 1). Las marismas Odiel son un estuario en forma de barra costera, en la confluencia de las desembocaduras de los ríos Tinto y Odiel, que crece hacia el este, paralelo a la costa, por los efectos combinados de los sedimentos transportados por estos ríos y la corriente costera dominante (Borrego, 1997/2017). La mayor parte de su superficie es una marisma

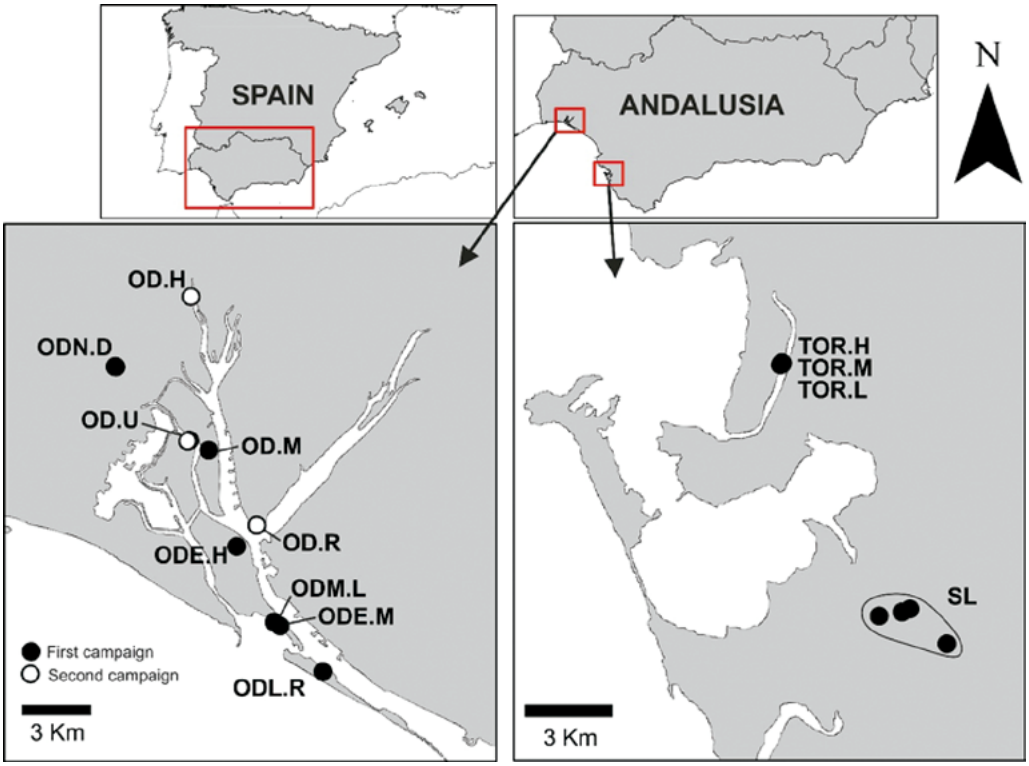


Fig. 1: Localización de las estaciones de marismas y salinas muestreadas en las Marismas del Odiel (izquierda) y la Bahía de Cádiz (derecha), en 2016 y 2018.

no transformada (Cartografía temática de la marisma de Odiel, (Life Blue Natura, 2018b). Las marismas de la Bahía de Cádiz están formadas principalmente por el transporte de sedimentos terrestres en este área, cuya costa es perpendicular a la corriente principal hacia el este, aunque también hay entradas de algunos ríos pequeños (Gracia *et al.*, 2017). Más de la mitad de la superficie de la marisma de la Bahía de Cádiz ha sido tradicionalmente explotada como salinas artesanales. Hoy, solo un tercio de esa superficie todavía se está explotando para obtener sal. Aproximadamente otro tercio se ha transformado para la acuicultura y el resto se ha abandonado, con diversos grados de restauración de la influencia de las mareas (Cartografía temática de la marisma de la Bahía de Cádiz, entregable en A1.2). Sólo el 26% del espacio de la Bahía de Cádiz consiste en marisma de marea sin transformar. La mitad se encuentra hacia el norte, en el estuario del río San Pedro, en la zona llamada Los Toruños.

Los muestreos se realizaron en dos misiones de campo en marismas andaluzas (Fig. 2). La primera tuvo lugar en octubre de 2016 mientras que la segunda se llevó a cabo en noviembre de 2018. Los objetivos principales eran capturar la variabilidad espacial natural de las reservas y flujos de carbono en ambas marismas, en función, principalmente, del gradiente de inmersión mareal (caño sumergido, marisma baja, media y alta), definidos por las diferentes bandas de vegetación dominante. Además, en las marismas del Odiel, las estaciones de muestreo se distribuyeron a lo largo de las secciones marinas, intermedias y continentales del estuario que, al crecer hacia el sureste a medida que crece la barra de arena, forma un gradiente de influencia de agua marina, que se correlaciona con el de antigüedad de la marisma (Borrego 1997/2017). Sin embargo, no pudimos hacer un muestreo factorial completo (es decir, muestrear cada grado de exposición mareal en cada sección del estuario), porque ese esfuerzo de muestreo estaba fuera de nuestro alcance en este estudio; de modo que muestreamos cada tipo de influencia mareal en la sección del estuario donde era más abundante. Las estaciones donde se midió la variabilidad natural de flujos y reservas de

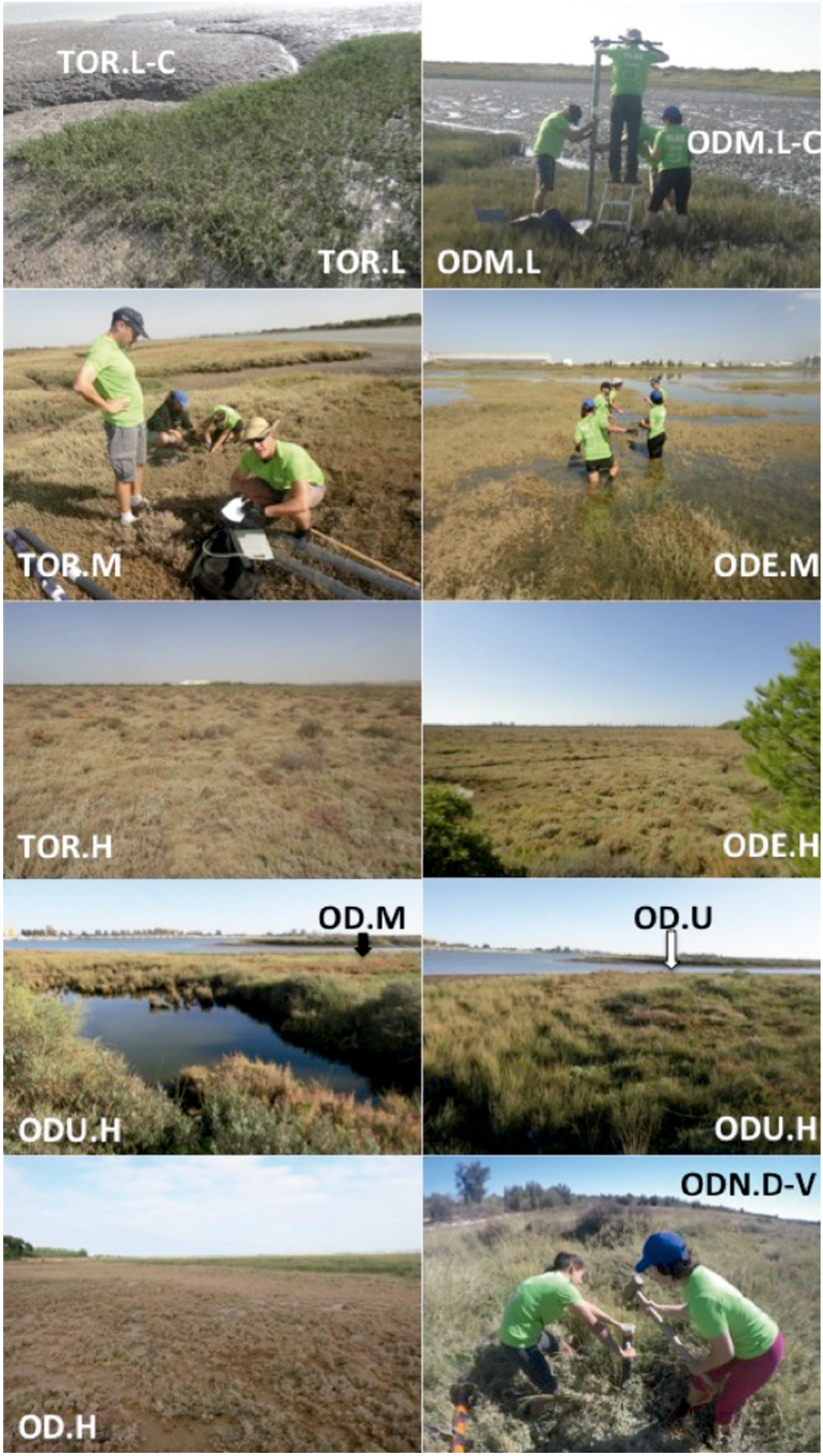


Fig. 2: Aspecto *in situ* de las estaciones de marisma natural muestreadas.

carbono fueron para captar la variabilidad natural de los flujos (Tabla 1). En cada estación se tomaron manualmente de 1 a 4 testigos o perfiles de sedimento de entre 21 y 259 cm de potencia. En total, en 2016 y 2018, muestreamos 13 estaciones en las 2 localidades (bahía de Cádiz y marismas del Odiel), 33 testigos y 2 perfiles verticales, así como 24 muestras de biomasa. Se pueden consultar mas detalles sobre las estaciones de muestreo y los métodos de muestreo y submuestreo aplicados en el informe de muestreos del proyecto Life Blue Natura (Life Blue Natura, 2018a).

Tabla 1: Estaciones de marisma muestreadas en el proyecto Life Blue Natura para estimar las reservas y flujos de carbono orgánico en marismas de marea naturales.

Marisma	ZEC Natura 2000	Sitio	Coordenadas geográficas		Categoria	Código
El Odiel	ES0000025	El Manto	37º 10,460`N	6º55,865'W	Marisma baja vegetada por *Spartina maritima*, saludable Estuario marino	ODM.L
		El Manto	37º 10,460`N	6º55,865'W	Marisma baja no vegetada Estuario marino	ODM.L-C
		El Manto	37º 10,373'N	6º 55,690'W	Marisma media, saludable, vegetación dominada por *Sarcocornia spp*. Estuario marino	ODE.M
		El Saltés	37º 12,228'	6º 57,081'	Marisma alta, saludable, vegetación diversa Estuario intermedio	ODE.H
		Aljaraque	37.27347ºN	7.01543ºW	Marisma alta, saludable, vegetación dominada por *Spartina densiflora* Estuario continentalizado	ODN.D
		Manzorrales	37°18'08.2"N	6°58'45.6"W	Marisma alta, saludable, vegetación dominada por *Arthrocnemum macrostachyum* Estuario continentalizado	OD.H
		Canal Mojarrera	37°14'43.0"N	6°58'37.4"W	Caño ancho de marisma, submareal	OD.U
		Isla de Enmedio	37°14'41.0"N	6°58'39.4"W	Marisma media-alta, vegetación dominada por *S. densiflora* Estuario intermedio	OD.MH
		Isla de Enmedio	37°14'41.4"N	6°58'39.4"W	Marisma media-baja, vegetación dominada por *Sarcocornia spp*. Estuario intermedio	OD.M
Cádiz	ES0000140	Los Toruños - río San Pedro	36º 32,923'N	6º 12,597'W	Marisma baja vegetada por *S. densiflora*, saludable Estuario intermedio	TOR.L
		Los Toruños - río San Pedro	36º 32,923'N	6º 12,597'W	Marisma baja no vegetada Estuario intermedio	TOR.L-C
		Los Toruños - río San Pedro	36º 32,923'N	6º 12,600'W	Marisma media-baja, saludable, dominada por *Sarcocornia spp*. Estuario intermedio	TOR.M
		Los Toruños - río San Pedro	36º 32,919'N	6º 12,613'W	Marisma media-alta saludable, vegetación diversa Estuario intermedio	TOR.H

Los submuestreos de los testigos, análisis de laboratorio y análisis de datos se realizaron del mismo modo que para las praderas marinas, tal como se explica en el artículo de Piñeiro-Juncal *et al.* (2019) de este monográfico. También se expone, con mas detalle, en el informe de resultados del estudio de *stock* y flujos sobre marismas del proyecto Life Blue Natura (Diaz-Almela *et al.*, 2019). Básicamente, se midió la densidad bruta del sedimento (DB) y el porcentaje en peso de carbono orgánico (%C_{org}). A partir de ambos parámetros se estimó la densidad de carbono orgánico (densidad C_{org}) de los suelos a distintos niveles de cada testigo. Al menos un testigo por estación fue analizado cada 2-4 cm, y datado mediante análisis de los cambios verticales en la radiactividad natural de ^{210}Pb en su parte superficial, y ^{14}C (AMS) total del sedimento en un punto intermedio y en la base del testigo, mientras que los otros testigos de la estación, usados como réplicas, fueron submuestreados en sólo 7 a 14 niveles y no fueron datados.

Las reservas totales de carbono orgánico en el primer metro de suelo ($Stock_{1m}$) se obtuvieron integrando la densidad C_{org} en cada sección de cada testigo, entre 0 y 100 cm. Si algún testigo no alcanzaba el metro, se extrapolaba el %C_{org} y la densidad bruta hasta los 100 cm, aplicando valores de densidad a los centímetros restantes en función de las tendencias en el %C_{org} y la DB, si los tuvieren, y si no, aplicándole el valor promedio de densidad C_{org} medida en el testigo. Estas reservas se expresan en toneladas de CO_2 por hectárea (t CO_2 ha^{-1}), que se corresponden con 1 crédito de carbono en el mercado internacional de GEI. Para transformar los pesos de Carbono elemental a CO_2. Multiplicamos por el factor 3,67, basado en la relación de peso molecular del átomo de C y la molécula de CO_2.

Las dataciones permitieron obtener un modelo de edad a lo largo de cada testigo de suelo y estimar a partir de él las tasas de acreción sedimentaria (TAS, en cm por año) para cada nivel del testigo. Así calculamos las TAS_{100a} media en el último siglo, así como su desviación estándar, que estima la variabilidad temporal de la TAS en los últimos 100 años. Los flujos de C_{org} en el último siglo ($Flujo_{100}$ C_{org}, en tCO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) para cada estación se estimaron en los testigos datados, calculando la reserva de carbono orgánico acumulada en los centímetros de testigo sedimentados en los últimos 100 años, y dividiéndola por 100. El flujo C_{org} en el primer metro de suelo ($Flujo_{1m}$ C_{org}), se estimó dividiendo el $Stock_{1m}$ C_{org} del testigo datado por el tiempo que ha tardado en sedimentar ese metro de suelo.

Análisis estadísticos

Se calcularon las medias y desviaciones estándar de DB, %Corg y Dens C_{org} en el primer metro de suelo, promediando los valores obtenidos en todas las muestras del primer metro de los 3 testigos de cada estación. También se calculó la media y desviación estándar del $Stock_{1m}$ C_{org} de cada estación, a partir de los valores obtenidos en cada testigo de suelo.

Para analizar la variabilidad en la DB, %Corg y densidad Corg entre tipos de marisma (lodazales no vegetados, marisma baja vegetada, media y alta), y con la profundidad del suelo, realizamos un análisis de la varianza de dos factores. En las marismas Odiel, seleccionamos una estación por cada tipología de cada localidad. En Odiel las seleccionamos entre las estaciones que se encuentran en la parte mas marina del estuario, mas parecidas a las condiciones del lugar de muestreo de la Bahía de Cádiz. Solo se utilizaron los datos del testigo principal datado, promediando los valores de cada submuestra a intervalos de 10 cm, de modo que se pudieran comparar niveles entre testigos. Previamente realizamos una ANOVA anidada para comparar la variabilidad horizontal entre estuarios (Bahía de Cádiz y marismas del Odiel), para determinar si se podían usar las estaciones de la misma tipología de marisma de cada estación, como réplicas.

3. RESULTADOS

Los testigos de sedimento de las marismas naturales, con distintos grados de inundación, mostraban diferencias de color, con tonalidades gris oscuro a negro predominando en la marisma baja, tanto de las marismas del Odiel como de Bahía de Cádiz, mientras que, en la marisma media, y sobre todo en la marisma alta, aparecían tonos marrones y grises más claros (Fig. 3). Los testigos tomados en el caño de marea tenían el sedimento aún mas oscuro. Los sedimentos eran finos, predominando la fracción menor de 0,063mm (limos y arcillas), que constituían entre el 61% y el 96% del volumen total de los sedimentos.

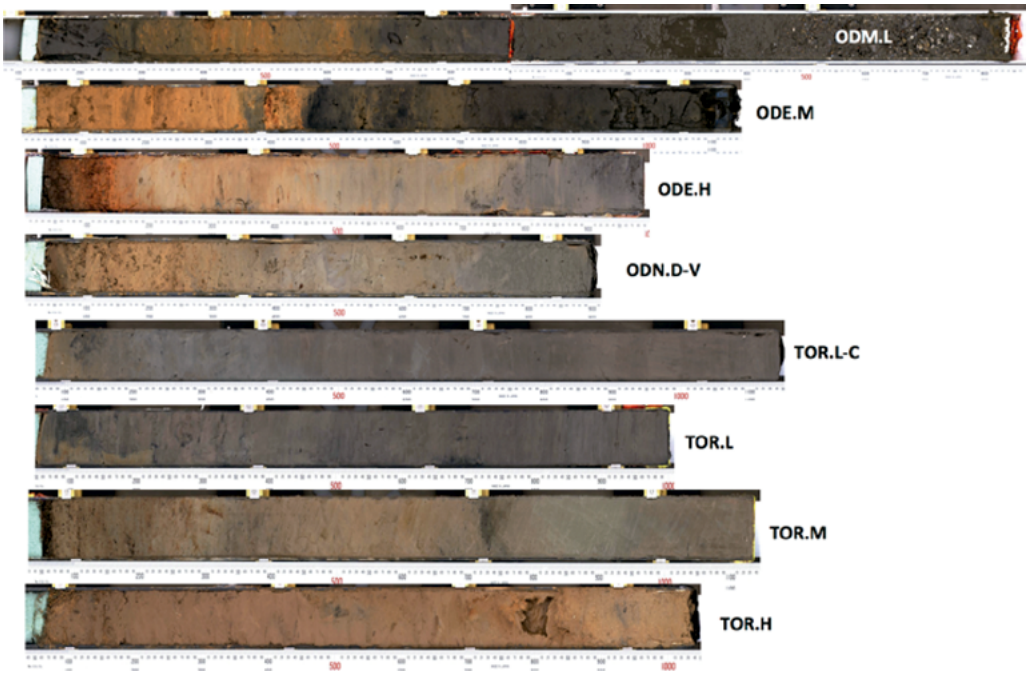


Fig. 3: Perfiles de hemicores en marisma baja, media y alta, en las marismas del Odiel (códigos que empiezan por OD) y en Los Toruños (bahía de Cádiz, códigos que empiezan por TOR).

Canal submareal:

Los bancos de sedimentos submareales poco profundos en el canal de la Mojarrera (OD.U) tenían la densidad bruta menor de todas las estaciones (DB, Tabla 2). El porcentaje de carbono orgánico $\%C_{org}$ era medio y la densidad de C_{org} era baja (Fig. 4, Tabla 2). Las reservas (249,1 ± 30,9 t CO_2 ha^{-1}; Fig. 5, Tabla 2) eran similares a las encontradas en la marisma baja vegetada (ODM.L, TOR.L).

Marisma baja:

Los lodazales no vegetados en la marisma baja de ambas localidades (TOR.L-C y ODM.L-C) están formados por sedimentos relativamente recientes, con DB y $\%C_{org}$ medios (Tabla 2) , que generaban densidades de C_{org} medias a altas (Fig. 4, Tabla 2). En consecuencia, en ODM.L-C encontramos alta reserva de carbono en el primer metro de suelo ($Stock_{1m}$ = 398,2 ± 61,5 (DE)), similar a la reserva de carbono en las marismas medias ODE.M y TOR.M (Fig. 5, Tabla 2). La estación ODM.L-C tenía altas tasas de acreción sedimentaria en el último siglo (TAS_{100a} = 3,2 ± 1,1 (DE) mm $año^{-1}$) y flujos de carbono orgánico relativamente altos ($Flujo_{100a}$ = 1,1(DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$; Fig. 5, Tabla 2). En cambio, en el lodazal de marisma baja de Los Toruños (TOR.L-C), la variación de actividad del ^{210}Pb en los 50 cm superiores de sedimento indica que este lodazal está actualmente

Tabla 2: Estimas de las medias y desviaciones estándar (DE) de las reservas de carbono orgánico en el primer metro, de la tasa de acreción sedimentaria y del flujo de carbono orgánico a corto plazo (100 años) y a largo plazo (1000 años) hacia el suelo, expresados en toneladas de CO_2 por hectárea (y año).

Estuario	Tipo	Código estación	Reserva biomasa aérea	DE	Reserva 1m suelo	DE	TAS_{100a}	DE	$Flujo_{100a}$	DE	$Flujo_{1m}$	DE
			t CO_2 ha^{-1}		t CO_2 ha^{-1}		cm $año^{-1}$		t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$			
Odiel	Marisma alta	ODN.D-V	37,2	14,5	400,6	113,9	13,75 mm	0,02	0,61	-	0,10	-
	Marisma alta	OD.H	21,5	10,3	198,8	32,5	0,10	0,05	0,57	-	0,17	-
	Marisma alta	ODE.H	19,0	7,6	264,4	141,7	0,29	0,14	0,67	-	0,18	-
	Media-alta	ODM.H	44,8	22,3	243,9							
	Media-baja	OD.M	-		265,8	193,7	Erosión					
	Media	ODE.M	13,1	7,6	319,7	113,8	0,96	0,70	2,57	-	1,27	-
	Lodazal bajo	ODM.L-C	0		398,2	61,5	0,32	0,11	1,06	-	0,67	-
	Marisma baja	ODM.L	24,7	8,4	286,9	123,0	0,27	0,06	0,38	-	0,51	-
	Submareal	OD.U	0		249,1	30,9						
Bahía de Cadiz	Media-alta	TOR.H	9,9	6,7	241,3	116,0	Áridos añadidos					
	Media-baja	TOR.M	18,8	4,7	563,7	61,3	0,42	0,13	1,91	-	1,07	-
	Lodazal bajo	TOR.L-C	0		287,0	104,1	Erosión					
	Marisma baja	TOR.L	6,0	2,2	230,5	87,1	0,21	0,08	0,43	-	0,38	-
Medias	Alta (TOR.H, ODE.H, OD.H, ODN.D-V, ODM.H)		26,5	14,2	269,8	76,9	0,20	0,09	0,62	0,05	0,17	0,06
	Media (TOR.M, ODE.M)		16	4,0	441,7	172,5	0,69	0,38	2,24	0,47	1,17	0,14
	Lodazal bajo (TOR.L-C ODM.L-C)		0		342,6	78,6	Negativa a 0,32		Emisión a 1,06		Emisión a 0,42	
	Marisma baja (TOR.M, ODM.L)		15,4	13,2	258,7	39,9	0,24	0,05	0,39	0,06	0,45	0,09

bajo la influencia de procesos erosivos, por lo que no pudimos estimar el flujo de carbono del último siglo. Esta estación muestra una reserva de carbono ligeramente menor (C_{org} $stock_{1m}$ = 287,0 ± 104,1 (DE), Tabla 2, Fig. 5) que su estación homóloga en Odiel (ODM.L-C), y que la marisma media de su misma localidad, TOR.M, pero similar a las reservas en el primer metro de marisma baja vegetada (TOR.L), o marisma alta (TOR.H).

Los lodazales de marisma baja vegetados con *Spartina maritima* (ODM.L y TOR.L) tenían DB más bajas que en los lodazales sin vegetación (Tabla 2). Pero pese a la existencia de vegetación, en ODM.L el sedimento tenía un $\%C_{org}$ y una densidad C_{org} (Tabla 2, Fig. 4) menores que en el lodazal no vegetado adyacente (ODM.L-C) y, en consecuencia, reservas de carbono a 1 metro también ligeramente inferiores (ODM.L: $Stock_{1m}$ = 287 ± 123 (DE) t

CO_2 ha^{-1}, Tabla 2, Fig. 5), aunque similares a la de Los Toruños (TOR.L: $Stock_{1m}$ = 230,5 ± 87,1 (DE) t CO_2 ha^{-1}, Tabla 2 y Figs. 4 y 5). Las tasas de acreción recientes de ODM.L (TAS_{100a} = 2,7 ± 0,6 (DE) mm año^{-1}, Tabla 2) eran similares a las de ODM.L-C, pero la menor densidad de C_{org}, arrojaba flujos de carbono recientes más bajos en ODM.L ($flujo_{100a}$ = 0,34 t CO_2 ha^{-1} año^{-1}; Fig. 5, Tabla 2) que en ODM.L-C ($flujo_{100a}$ = 1,06 t CO_2 ha^{-1} año^{-1}; Fig. 5, Tabla 2).

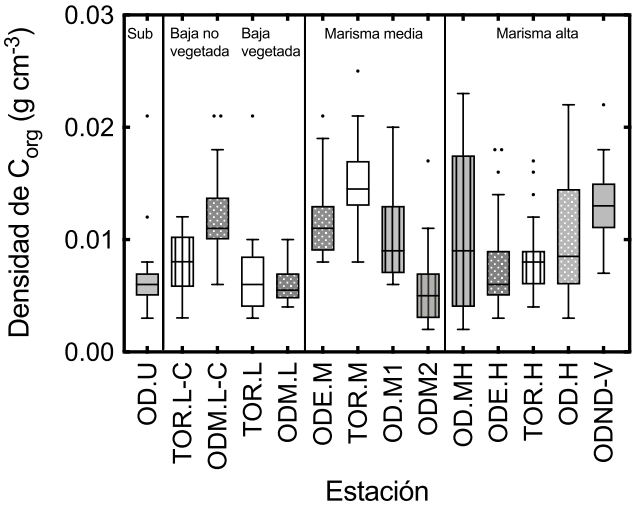


Fig. 4: Cajas de Tukey de la distribución de los datos de densidad de carbono en los testigos de sedimento de cada estación de marisma. Las cajas blancas corresponden a estaciones de la bahía de Cadiz (Los Toruños), y las cajas grises a estaciones del Odiel. Las cajas lisas representan las estacione consideradas "saludables", a partir de las cuales se han escalado las reservas y flujos medios medios de carbono en los distintos tipos de marisma (submareal, lodazales de marisma baja no vegetados, marisma baja vegetada con *S. maritima*, marisma media y marisma alta). Las cajas de Tukey con rayas verticales no se han usado para el escalado, porque han sufrido algún tipo de degradación o tratamiento: erosión (TOR.L-C, OD.M), mezcla con áridos (TOR.H), invasión de *S. densiflora* (ODU.H).

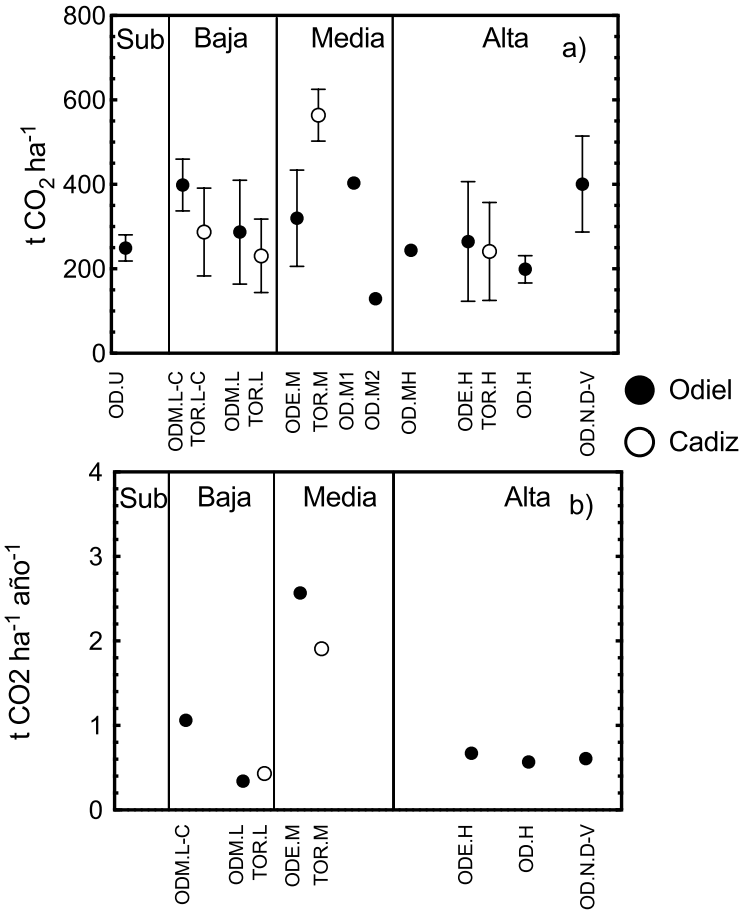


Fig. 5: Variabilidad en a) *stocks* de carbono orgánico en el primer metro de suelo y b) flujos de carbono en el último siglo, expresados en toneladas de CO_2 por hectárea, y toneladas de CO_2 enterradas por hectárea y año. Las barras representan la desviación standard. Los puntos negros y blancos representan las estimas medias de *stock* o las estimas puntuales de flujo de carbono al sedimento en las estaciones de Odiel y bahía de Cadiz (Los Toruños), respectivamente.

Sin embargo, la variabilidad temporal de TAS_{100a} en ODM.L-C triplicaba la de ODM.L (Coeficiente de Variación CV: 48% y 18%, respectivamente), indicando una menor estabilidad en la sedimentación. La tasa de acreción del primer metro en el lodazal no vegetado ODM.L-C (TAS_{1m} = 1,4 mm año^{-1}, Tabla 2) es la mitad que en el vegetado ODM.L (TAS_{1m} = 3,3 mm año $^{-1}$, Tabla 2). En consecuencia, a pesar de la menor riqueza y densidad de C_{org} en ODM.L, los flujos de carbono a largo plazo eran similares entre los lodazales, vegetados o no por *S. maritima*: (flujo$_{1m}$ C_{org} ODM.L-C = 0,67 t CO_2 ha^{-1} año^{-1}; flujo$_{1m}$ C_{org} ODM.L = 0,51 t CO_2 ha^{-1} año $^{-1}$). De este modo, la reserva de carbono en el primer metro de suelo de ODM.L se había acumulado en la mitad de tiempo (307 años) que en el de ODM.L-C (693 años).

El perfil de ^{210}Pb de los primeros 50 cm de sedimento de TOR.L indica que, a diferencia del lodazal no vegetado adyacente, la acumulación de sedimentos sí estaba teniendo lugar en las manchas de *S. maritima*, produciendo tasas de acreción positivas más homogéneas, que para el siglo pasado no eran significativamente menores que las de ODM.L (TAS_{100a} TOR.L= 1,9 ± 0,8 (DE) mm año^{-1}; Tabla 2), aunque a la escala del metro, sí lo eran (TAS_{1m} = 1,3 mm año $^{-1}$, Tabla 2). Como consecuencia, los flujos de carbono en los últimos 100 años en TOR.L eran similares (flujo$_{100a}$ C_{org} = 0,43 t CO_2 ha^{-1} año^{-1}; Fig. 5, Tabla 2) a los de su homólogo de Odiel, mientras el flujo a largo plazo era ligéramente inferior (flujo$_{100a}$ C_{org} = 0,38 t CO_2 ha^{-1} año^{-1}; Fig. 5, Tabla 2).

La reserva de carbono en el compartimento de la biomasa aérea era de entre 6 y 25 t CO_2 ha^{-1} en TOR.L y ODM.L, respectivamente (Tabla 2), siendo la media para los lodazales vegetados con *S. maritima* de 22 ± 19 (DE) t CO_2 ha^{-1} (Tabla 3).

Tabla 3: Resultados ANOVA de la densidad bruta (DB), %C_{org} y densidad C_{org} entre tipos de marisma, profundidad del testigo (en horizontes de 10 cm) en marismas saludables de la parte marina del estuario.

Efecto	DB				%C_{org}				Densidad C_{org}			
	GL	SC	MC	*p*-valor	GL	SC	MC	*p*-valor	GL	SC	MC	*p*-valor
Tipo de marisma	3	6,43	2,14	<0,0001	3	15,34	5,11	<0,0001	3	8,40	2,80	<0,0001
Profundidad de suelo	10	9,58	0,96	<0,0001	10	7,44	0,74	0,002	10	0,25	0,03	0,9982
Interacción	30	0,87	0,03	0,9998	30	2,65	0,09	0,994	30	1,92	0,06	0,994
Residuo (error)	44	4,64	0,11		44	9,52	0,22		44	6,86	0,16	
Total	**87**	**21,52**			**87**	**34,95**			**87**	**17,43**		

Marisma media:

En las dos localidades estudiadas, las estaciones de marisma media saludable mostraban baja DB pero altos %C_{org} y densidad C_{org} (Fig. 4, Tabla 2), así como alto *Stock*$_{1m}$ (TOR.M: 564 ± 62 (DE) t CO_2 ha^{-1} y ODE.M: 320 ± 114 (DE) t CO_2 ha^{-1}, Tabla 2, Fig. 5). El *stock*$_{1m}$ medio en el primer metro de marisma media saludable era el mas alto de todas las tipologías (442 ± 173 (DE) t CO_2 ha^{-1}, Tabla 2). Las tasas de acreción y los flujos de carbono orgánico mas altos de las marismas saludables tenían lugar en las estaciones de marisma media, tanto a escala secular (flujo$_{100a}$= 1,9 y 2,6 t CO_2 ha^{-1} año^{-1} en TOR.M y ODE.M,

respectivamente, Tabla 2, Fig. 5; media: 2,2 ± 0,5 (DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, Tabla 3), como en el primer metro (flujo$_{1m}$: 1,1 y 1,3 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en TOR.M y ODE.M, respectivamente, Tabla 2, Fig. 5; media: 1,17 ± 0,14 (DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$). Los sedimentos de la marisma media tenían una antigüedad similar (494 y 360 años a 1 metro para TOR.M y ODE.M, respectivamente) a los de la marisma baja, y una densidad bruta también similar.

La reserva de carbono orgánico en la biomasa aérea de TOR.M y ODE.M era baja, entre 19 y 13 t CO_2 ha^{-1}, respectivamente, con un valor medio de 16,5 ± 4,2 (DE) t CO_2 ha^{-1} (Tabla 2).

La estación de marisma media situada en el estuario intermedio del Odiel (Isla de En medio, OD.M) mostraba grandes diferencias en sus 2 testigos de sedimento: en OD.M1, el %C_{org}, la densidad C_{org} y la reserva total de C_{org} en el primer metro de suelo (1,75 ± 1,27 (DE)%; 0,011 ± 0,004(DE) g C cm^{-3} y 402,7 t CO_2 ha^{-1}), eran similares a las de ODE.M (Figs. 4 y 5). En cambio, en el testigo OD.M2, las 3 variables (%C_{org}= 0.60 ± 0.54(DE)%; Densidad C_{org}= 0.005 ± 0.004(SD) g C cm^{-3} y 128.8 t CO_2 ha^{-1}) tenían valores mas bajos que en ODE.M (Figs. 4 y 5). La densidad bruta del suelo en OD.M2 (1,1 ± 0,3 (DE) g cm^{-3}) era mayor que en OD.M1 (0,8 ± 0,4(DE) g cm^{-3}), y ambas eran mayores que en ODE.M a igual profundidad (87cm: BD= 0,5 ± 0,1 (DE) g cm^{-3}, ANOVA: $p< 10^{-4}$ + tests de Tukey $p<$ 0,01 a 10^{-4}). Además, el carbono del testigo datado (OD.M2) era mucho más antiguo que los de ODE.M y TOR.M (3653 años a 80 cm de profundidad). El perfil de ^{210}Pb de las capas superiores de OD.M2 indicaba que actualmente hay una dinámica de erosión. La riqueza de carbono orgánico (%C_{org}) de los dos testigos de OD.M solo era similar a la de ODE.M únicamente en los 4 a 10 cm superiores (donde se encuentran las raíces y rizomas de las plantas vivas) y disminuía considerablemente por debajo de esa profundidad.

El testigo OD.MH, extraído a pocos metros de OD.M, pero clasificado inicialmente como marisma alta, por su vegetación predominante de la exótica *Spartina densiflora*, tenía una DB, %C_{org} y densidad de C_{org} (Tabla 2, Fig 4) similares a las de ODE.M, pero esta riqueza en carbono caía entorno a los 20 cm, de modo que las reservas en el primer metro de suelo eran mas similares a las de marisma baja y alta (*Stock*$_{1m}$: 243,9 t CO_2 ha^{-1}, Tabla 2, Fig. 5).

Marisma alta:

En la marisma alta de Odiel, la densidad bruta del suelo y su edad generalmente aumentan más rápido con la profundidad que en las marismas baja y media, y eran máximas en los testigos de marisma continentalizada con vegetación de *Arthrocnemum macrostachyum* (Tabla 2). En la estación TOR.H (marisma media-alta), situada en el estuario marino-intermedio del río San Pedro (Los Toruños, Bahía de Cádiz), la DB era menor (Tabla 2) y similar a la observada en la marisma media TOR.M y baja TOR.L de la misma localidad (test ANOVA, $p< 0,26$).

El %C_{org} es menor que en las marismas medias, y similar a la de las marismas bajas (rango de 0,9 ± 1,1(DE)% en ODE.H a 1,5 ± 0,6(DE)% en ODN.D-V, Tabla 2). La densidad de carbono y la reserva de carbono orgánico en el primer metro eran muy variables entre tipos de marisma alta (Tabla 2, Fig. 4 y 5): En Odiel, en la marisma alta del estuario marino-intermedio (ODE.H: 264 ± 142(DE) t CO_2 ha^{-1}) la reserva de C_{org} era similar a la de la estación OD.H (199 ± 33(DE) t CO_2 ha^{-1}), en el estuario continentalizado vegetado con *A. macrostachyum*. También era similar a la de la marisma media-alta de los Toruños (TOR.H: 241 ± 116(DE) t CO_2 ha^{-1}) y de Odiel (OD.MH: 244(DE) t CO_2 ha^{-1}). Sin embargo, en la marisma alta continentalizada y vegetada con la exótica *S. densiflora*, muy cercana a un

caño, detectamos una alta $Stock_{1m}$ (401 ± 114(DE) t CO_2 ha^{-1}, Tabla 2, Fig. 5), comparable a la detectada en la marisma media. Globalmente, la reserva media de carbono orgánico en el metro superior del suelo de marisma alta (270 ± 77 (DE) t CO_2 ha^{-1}) es similar a la de la marisma baja (Tabla 3, Fig. 5), aunque con un carbono orgánico mucho más antiguo que el de las marismas media y baja, con edades comprendidas entre 980 y 2553 años antes del presente, a 1 metro de profundidad (OD.H y ODN.D-V, respectivamente).

Las tasas de acreción y flujos de carbono en las marismas altas son menores que en las marismas medias y bajas (Tabla 2). El $flujo_{100a}$ 0.57 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en OD.H y 0.67 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en ODE.H (Tabla 2), mientras que el $flujo_{1m}$ oscila entre 0.10 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en ODN.D-V y 0.24 t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en la marisma media-alta TOR.H (Tabla 2). El flujo secular medio de carbono en la marisma alta es de 0.62 ± 0.05(DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, y en el primer metro es de 0.17 ± 0.06(DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ (Tabla 2), 10 veces menor que en la marisma media, y casi 3 veces menor que en la baja.

Las mayores reservas de carbono orgánico en la biomasa, se encontraban en la marisma alta (26,5 ± 14,2 t CO_2 ha^{-1}). Esta reserva casi se duplica en las estaciones cuya vegetación dominante es la especie exótica *Spartina densiflora* (41,0 ± 5,3 t CO_2 ha^{-1}).

Variabilidad en el contenido de carbono orgánico del suelo, ligada a la localidad, a la exposición mareal y a la profundidad del suelo

El análisis de la varianza (ANOVA anidada) entre los dos estuarios (Bahía de Cádiz: todas las estaciones de Los Toruños, en el estuario del río San Pedro; Odiel: las estaciones con mas influencia marina del estuario del Tinto y el Odiel), no mostró varianza significativa entre estuarios en la riqueza o en la densidad de C_{org} (p= 0,95 y 0,78, respectivamente) pero sí entre estaciones dentro de cada estuario ($p< 10^{-4}$, 52% de la varianza), permitiéndonos utilizar las marismas de la misma tipología en las 2 localidades como réplicas.

Los análisis de la varianza (ANOVA) de la DB, el $\%C_{org}$ y la densidad de C_{org} en el primer metro de suelo, entre las diferentes estaciones de marisma de estuario medio: baja no vegetada (ODM.L-C, TOR.L-C, baja vegetada *con S. maritima* (ODM.L, TOR.L), media (ODE.M y TOR.M y alta (ODE.H, TOR.H), mostró un efecto significativo de la exposición mareal tanto en la densidad bruta (BD) como para el $\%C_{org}$ y la densidad de C_{org} ($p< 10^{-4}$ en los tres), mientras que la profundidad del suelo afectaba significativamente a DB ($p< 10^{-4}$) y $\%C_{org}$ ($p< 0,01$, Tabla 4), aumentando y disminuyendo con la profundidad, respectivamente. Como resultado, la densidad de C_{org} no muestra ningún efecto significativo de la profundidad (p= 0,99, Tabla 4). No se detectó interacción significativa entre la profundidad del suelo y la exposición mareal en ninguna de las 3 variables.

La marisma baja vegetada con *S. marítima* y en la marisma media no se diferenciaban entre sí en la densidad bruta (DB: test *a posteriori* de Tukey, p= 0,47), pero tenían DB significativamente inferiores a la DB en la marisma alta y en la baja no vegetada ($p< 0,001$ a 0,01, respectivamente), cuyas DB tampoco eran significativamente distintas entre sí (p= 0,13). Tanto el $\%C_{org}$ como la densidad de C_{org} del primer metro, eran significativamente mayores en la marisma media que en cualquiera de las otras 3 categorías (test *a posteriori* de Tukey: $p< 10^{-4}$ en todos los casos). Además, detectamos una ligera diferencia significativa en el $\%C_{org}$ de la marisma alta con la baja vegetada (test *a posteriori* de Tukey: $p< 0,05$), y marginalmente significativa con la baja no vegetada (test *a posteriori* de Tukey: p= 0,07). La densidad de C_{org} era significativamente menor en la marisma baja vegetada que en la no vegetada (test *a posteriori* de Tukey: $p< 0,001$), y sólo esta última mostraba una diferencia significativa con la marisma alta (test *a posteriori* de Tukey: $p< 0,01$).

Tabla 4: *Stocks* y flujos en las distintas tipologías de marismas naturales (áreas no degradadas) de Odiel y bahía de Cádiz (basado en cartografías temáticas de Life Blue Natura) y estima global de reservas y flujos de carbono en las marismas de Andalucía (Vasquez-Loarte, 2017). Se presentan las estimas globales en kilotoneladas de CO_2, a partir de las medias y desviaciones estándar (DE) de cada categoría de marisma natural.

Localidad	Tipo	Area (ha)	Reserva biomasa aérea $KtCO_2$	DE	Reserva 1m suelo $KtCO_2$	DE	Flujo$_{100a}$ $KtCO_2$ año^{-1}	DE	Flujo$_{1m}$ $KtCO_2$ año^{-1}	DE
Marismas del Odiel	Alta	1046	27,7	7,4	282,1	40,2	0,65	0,03	0,09	0,03
	Media	1029	16,5	4,2	454,6	177,6	2,30	0,48	1,20	0,15
	Baja *S. maritima*	75	21,9	18,9	368,9	56,9	0,55	0,09	0,63	0,13
	Baja no vegetada	1426	0,0		25,7	5,9	0,08		0,05	
	Baja *Z. noltei*	36	0,1	0,0	10,0	6,0	0,01			
	Caño submareal	841	0,0		209,6	26,0				
	Total	**4453**	**66,2**	**7,6**	**1.351**	**52**	**3,59**	**0,20**	**0,50**	**0,10**
Bahía de Cádiz	Alta	397	10,51	2,82	107,05	15,3	0,24	0,01	0,03	0,01
	Media	853	13,63	3,44	376,61	147,1	1,91	0,40	1,00	0,12
	Baja *S. maritima*	95	1,47	1,26	24,69	3,8	0,04	0,01	0,04	0,01
	Baja no vegetada	2084	0		714,0	163,8	2,20		1,40	
	Baja *Z. noltei*	428	1,3	0,3	85,2	39,3	0,07			
	Caño submareal	877								
	Total	**4734**	**27**	**2**	**1.308**	**74**	**4,47**	**0,14**	**0,62**	**0,05**
Andalucía	**Todos**	**59.351**	**992**	**468**	**19.479**	**5.567**	**68,6**	**36,4**	**30**	**22**

4. DISCUSIÓN

La mayoría de los testigos obtenidos sólo lograron medir parte del almacén de carbono orgánico encerrado en los suelos de las marismas silvestres ya que no se recuperó el primer metro de registro. Sólo en el caso de la marisma baja vegetada de Odiel (ODM.L), de 259 cm de potencia, alcanzamos sedimento arenoso con conchas ennegrecidas, que podrían corresponder a la barra de arena previa a la formación de la marisma en ese punto. Sin embargo, para estar seguros de ello, habría que incrementar la replicación y profundizar en la cata, y comprobar que no hay más horizontes fangosos debajo. Hasta alcanzar ese horizonte de arena, la densidad de carbono del sedimento no declinaba con la profundidad, sino que aumentaba, al igual que en los lodazales adyacentes sin vegetación. Aunque detectamos una disminución general significativa del porcentaje de carbono orgánico con la profundidad del suelo, la densidad de carbono en el suelo no mostraba un patrón de declive significativo con la profundidad. Esto nos impidió extrapolar nuestras mediciones para obtener una estima de la reserva total de carbono orgánico almacenada en los suelos de la marisma. Sólo en el caso de la marisma alta de El Saltés (ODE.H) observamos un declive de la densidad de carbono con la profundidad. Por extrapolación, estimamos que la densidad de carbono orgánico del suelo en ODE.H caería por debajo de la milésima

de gramo por cm^3 entorno a los 2.5 metros y que, en tal caso, la reserva total de carbono orgánico en esta marisma alta podría ser de 294 ± 157(DE) t CO_2 ha^{-1}, un 12% mayor de la reserva acumulada en el primer metro. Por otro lado, la comparación entre la reserva de carbono en el primer metro y a los 259 cm en ODM.L, indica que la reserva total de carbono orgánico en la marisma baja podría ser un 112% mayor que la acumulada en el primer metro.

Comparando el primer metro de suelo, tanto en Cádiz como en Odiel, encontramos que las marismas medias registraban reservas de carbono orgánico significativamente mayores que en las marismas bajas y altas, aunque algunas estaciones de esta tipología, alcanzaban reservas similares a los de marisma media en el primer metro. Las mayores reservas de carbono en la marisma media se deben a unas importantes tasas de acreción y alto contenido en carbono orgánico, de forma que los flujos de carbono, a largo y a corto plazo, eran los más altos. Las marismas bajas y altas registraban flujos y reservas de carbono generalmente similares entre sí.

Otros elementos, como la estabilidad sedimentaria, también jugaban un papel preponderante, pues en la estación de marisma media de La isla de Enmedio, donde hemos detectado una dinámica erosiva, la densidad de carbono orgánico y su reserva en el primer metro eran menores que en las demás estaciones de marisma media sin dinámica erosiva. A escala de paisaje, en Isla de Enmedio la marisma media forma una banda estrecha (1 a 10 metros) de *Sarcocornia spp.* bordeando la Isla y, a su vez, rodeada de lodazales empinados, con muy poca presencia de *S. marítima*. En contraste, la marisma media en ODE.M forma una banda mucho más ancha y horizontal, de varios cientos de metros, lo que indica una predominancia de la dinámica deposicional. Las imágenes aéreas muestran que, en esta parte de la isla de Enmedio, la costa retrocedió 12.8 m entre 1956 y 2016. Dicha dinámica erosiva ha sido combatida y documentada por el parque natural Odiel (E. Martínez-Montes, comm pers.). Todas estas observaciones indican que la menor reserva de C_{org} a 1m detectada en OD.M podría ser consecuencia de un proceso erosivo en las últimas décadas. Sabiendo que las causas de esta erosión son principalmente antropogénicas (aumento de la energía de las olas en las fronteras de los pantanos, debido al tráfico de embarcaciones en el canal; E. Martinez-Montes, comunicación personal), decidimos no incluir esta estación en las estimas globales del *stock* de carbono de las marismas medias saludables.

También se observaba una diferencia cuantitativa, aunque menos acusada, entre la reserva de carbono orgánico de la marisma baja no vegetada de Los Toruños, donde también detectamos dinámica erosiva, y la de Odiel. Esta dinámica erosiva ha sido detectada en otros puntos del mismo estuario del río San Pedro (Benavente *et al.*, 2006; Gútierrez-Mas y García-López, 2015). La erosión en las marismas, además de impedir el flujo de carbono al sedimento, seguramente está erosionando las reservas de carbono acumuladas durante décadas o siglos y, en última instancia, produciendo emisiones netas de CO_2 a la atmósfera.

Las marismas de marea son espacios con una intensa dinámica geomorfológica: la compleja interrelación entre el río y las corrientes marinas producen áreas con fuerte acumulación de sedimentos (como El Manto, en Odiel), y otras que sufren erosión. Sin embargo, el aumento del nivel del mar y la reducción de aportes sedimentarios por la regulación de los ríos están haciendo que el balance entre acumulación y erosión se incline hacia esta última en muchas marismas, produciendo una pérdida neta de la marisma y de sus reservas de carbono asociadas (Duarte *et al.*, 2013). Un modelo global preliminar sugiere que un aumento del nivel del mar de 50 cm para 2100 resultaría en pérdidas del 46 al 59% de los humedales costeros globales, y la pérdida sería de hasta el 78% bajo un aumento de

110 cm. Sin embargo, estas pérdidas podrían reducirse según sea la gestión costera humana (Spencer *et al.*, 2016).

En Odiel, los flujos de carbono a 100 años y reservas de carbono orgánico en el primer metro en los lodazales no vegetados eran mayores que en los vegetados con *S. maritima*, lo cual era un resultado inesperado, porque se ha demostrado experimentalmente que *S. maritima* aumenta la acumulación de sedimentos (Castillo y Figueroa, 2009). Las menores densidades, reservas y flujos de carbono observadas en los sedimentos de ODM.L podrían ser producidos por una mayor mineralización de materia orgánica en los primeros decímetros de sedimento, acelerada por la rizosfera aeróbica de *S. maritima*, que es mantenida por bombeo de oxígeno a través de las raíces de las plantas (Duarte *et al.*, 2009). Sin embargo, las plantas también producirían un efecto positivo en el almacén de carbono a largo plazo, al estabilizar los sedimentos, como se observa en la menor variabilidad temporal de la tasa de acreción a 100 años, y en la mayor tasa de acreción del primer metro en ODM.L. De hecho, si tenemos en cuenta las reservas de carbono acumuladas mas allá del metro de profundidad, no observamos diferencia entre los lodazales vegetados y las manchas de *S. marítima* de Odiel. Esto indica que tal vez el efecto somero de la rizosfera se compensa a largo plazo con la estabilización del sedimento y el consecuente incremento en tasa de acreción sedimentaria a largo plazo que produce esta especie (Castillo y Figueroa, 2009).

La erosión observada en los lodazales bajos de Los Toruños, podría deberse a -o haber aumentado desde- la pérdida de las praderas de *Z. noltei* y *S. maritima* en el intermareal, tras la contaminación del agua (Brun *et al.*, 2003; Gútierrez-Mas y García-López, 2015), ya que ambas especies retienen sedimentos (Castillo *et al.*, 1999). Esto indica que los parches restantes de *S. maritima* evitan localmente la pérdida del almacén de carbono del sedimento e incluso lo incrementan, pero que no pueden evitar la pérdida de los bancos de sedimentos adyacentes, probablemente debido a la muy baja extensión actual del *S. maritima*.

Por lo tanto, los resultados en Odiel y la Bahía de Cádiz, indican que los lodazales intermareales pueden tener mayores reservas de carbono en el primer metro, así como mayores flujos seculares que los parches adyacentes de *S. maritima*, pero estas reservas y flujos dependen parcial o totalmente -dependiendo de las condiciones hidrodinámicas locales- de la abundancia de vegetación baja intermareal a su alrededor, que funciona como un felpudo, reteniendo sedimentos, y estabilizando las reservas sedimentarias de carbono orgánico.

El contenido de carbono orgánico del suelo varia significativamente con el régimen de mareas de las marismas (y su vegetación asociada), pero no entre localidades (Odiel vs Cádiz). El porcentaje de carbono orgánico también tiende a decrecer significativamente a lo largo del perfil del suelo, pero la densidad de carbono orgánico no siempre lo hace, debido a que la compactación de las capas inferiores, aumenta la densidad bruta del suelo. Las reservas de carbono acumuladas en el primer metro de suelo también reflejan la variabilidad con el régimen de maras, pero las altas desviaciones estándar indican que también existe una alta variabilidad horizontal intraestación. Además, aunque no se ha podido analizar completamente, la variabilidad horizontal de las reservas de carbono observada a la escala del estuario del Odiel entre varias marismas altas y medias, puede llegar a ser tan importante como la generada por el régimen de marea y probablemente tendría que ver con la antigüedad de la marisma y / o su dinámica de deposición o erosión.

El hecho de que el *stock* de carbono orgánico en la marisma alta sea menor que en la marisma media probablemente se deba a procesos de mineralización de carbono a largo plazo. La marisma media generalmente se transforma en marisma alta a la escala de varios

siglos (Borrego, 1997), por lo que el grueso de las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por estos procesos de mineralización tendrían lugar mas lentamente, llevando mucho mas tiempo que 100 años. Por tanto, no invalidan la importancia relativamente grande de la banda del pantano medio para la mitigación del cambio climático, que generalmente tiene en cuenta el carbono que sale de la atmósfera durante al menos 1 siglo.

El hallazgo de grandes reservas de carbono en ciertas partes de la marisma más antigua, hoy continentalizada, sugiere que las mayores reservas de carbono podrían estar relacionadas con la edad y la estabilidad a largo plazo de la marisma a escala de milenios. Como las marismas de marea se asocian con mayor frecuencia al crecimiento de barras de arena en los estuarios, la dinámica temporal a largo plazo de la acumulación de sedimentos en estas áreas es probablemente clave para predecir dónde están las reservas de carbono de sedimento más altas acumuladas, que deben protegerse, para evitar el cambio del ecosistema de marisma costera, de sumidero neto, a emisor neto de gases de efecto invernadero.

5. CONCLUSIONES

Utilizando todas las tipologías de marismas costeras estudiadas en el proyecto, las reservas de carbono orgánico acumuladas en el metro superior de suelos de marismas silvestres en Andalucía oscilaron entre 564 ± 61(DE) t CO_2 ha^{-1}, en la marisma media de Los Toruños (Bahía de Cádiz), a 178 ± 86(DE) t CO_2 ha^{-1} en la marisma también media, pero bajo dinámica erosiva de la Isla de En medio (Marismas del Odiel).

En general la marisma media es la tipología que atesora mayores reservas de carbono orgánico en su primer metro (442 ± 173(DE) t CO_2 ha^{-1}), y que presenta los mayores flujos de carbono hacia suelo ($flujo_{1mCorg}$= 1,17 ± 0,14(DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que las marismas bajas con *S. maritima* y marismas altas presentan reservas de carbono similares en su primer metro (259 ± 40(DE) y 270 ± 77(DE) t CO_2 ha^{-1}, respectivamente), aunque con una gran diferencia en la antigüedad de ese carbono (307 a 757 años en la marisma baja, y 1048 a 2598 años en la marisma alta) y en los flujos de carbono a largo plazo ($flujo_{1mCorg}$= 0,45 ± 0,09(DE) y 0,17 ± 0,06(DE) t CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$ en marisma baja y alta, respectivamente). Además, los lodazales intermareales no vegetados pueden contener mayores reservas de carbono que la marisma baja adyacente vegetada con *S. marítima* (343 ± 79(DE) t CO_2 ha^{-1}), aunque su estabilidad se ve influenciada por la presencia de esta planta. El *stock* de carbono promedio en el metro superior de las marismas de Andalucía es de 333 ± 74(DE) t CO_2 ha^{-1}. Como referencia rápida, el *stock* promedio de carbono de las praderas de *P. oceanica* en Andalucía es de 1509 ± 1388 (DE) t CO_2 ha^{-1} (Piñeiro *et al.*, 2019), también para el metro superior, es decir, casi 3 veces mayor que en las marismas, aunque también con mayor variabilidad entre localidades.

En marismas sanas, este *stock* se ha acumulado en el suelo durante el siglo pasado a una tasa promedio de 1,3 ± 0,9(DE) t $CO_2$$ha^{-1}$ $año^{-1}$. Estas tasas son muy similares a las de las marismas sanas de *Posidonia* en Andalucía, que promediaron 1,8 t CO_2 ± 0,4(DE) ha^{-1} $año^{-1}$.

Las cartografías temáticas de las distintas tipologías de marisma realizadas en el proyecto Life Blue Natura para las marismas del Odiel (Life Blue Natura 2018b) y de la Bahía de Cádiz (Life Blue Natura 2017) nos permitieron escalar las estimas de reservas y flujos de carbono por unidad de área de cada tipo de marisma (Tabla 3). Las existencias

totales ponderadas en el sedimento del primer metro y los flujos anuales promedio en el último siglo para ambos sitios son de 2,7 ± 0,1(DE) Mt CO_2 y 8,1 ± 0,3(DE) kt CO_2 año^{-1}, respectivamente (Tabla 3). El interés de este número es que son las toneladas de CO_2 existentes en las marismas estudiadas, es decir, el valor de referencia sobre el cual evaluar la progresión o la regresión de las tendencias futuras. En otras palabras, estos serían los *stocks* y flujos que se protegerían en los parques naturales de la Bahía de Cádiz y Odiel. Por otro lado, Vásquez-Loarte (2017) estimó que la extensión actual de marismas costeras en Andalucía es de 59.351 ha. Aplicando las estimas medias de reservas de carbono orgánico medidas en este estudio, obtenemos que las marismas de Andalucía encierran en su primer metro de sedimentos unas 19,5 ± 5,6 Megatoneladas de CO_2 en forma de carbono orgánico (Tabla 3), y habrían enterrado netamente unas 68,6 ± 36,4 Kilotoneladas de CO_2 cada año. Se trata sin embargo de una infra estima de las reservas totales, ya que en todas las estaciones el suelo por debajo de 1 metro de profundidad también contenía carbono orgánico. Basándonos en la diferencia de *stocks* de carbono orgánico entre el primer metro de sedimento y lo que podría ser el almacén total, que hemos podido observar en la marisma baja (ODM.L) y estimar en la marisma alta (ODE.H) de Odiel, las reservas de carbono totales en las marismas andaluzas serían entre un 112% (en ODM.L) y un 12% (en ODE.H) mayores que en primer metro de sedimento, aunque es concebible que en zonas como la marisma media, el desarrollo vertical del almacén de carbono sedimentario supere los 2,5 metros. Estimamos la reserva de carbono encerrada en la biomasa aérea de las marismas andaluzas en 1,0 ± 0,5 Megatoneladas de CO_2 (Tabla 3), una cantidad 20 veces inferior al carbono orgánico acumulado en el suelo.

Todavía prevalece una gran cantidad de incertidumbres y dificultades, sobre todo ligadas a i) la variabilidad horizontal, el alcance vertical (perfil del suelo), así como los tipos de marismas explorados son limitados, por lo que probablemente la variabilidad natural es mayor, especialmente con respecto a las diferentes tipologías de marismas degradadas y a las marismas costeras mediterráneas sin dinámica mareal, ii) la información espacial sobre el alcance de diferentes tipologías de marismas mareales en otras marismas costeras andaluzas también es limitada, iii) la necesidad de delimitar el posible papel de la precipitación de carbonatos como fuente de CO_2 a la atmósfera, iv) la necesidad de explorar la magnitud y el signo de los flujos de CH_4 y N_2O, dependiendo del régimen de salinidad e insumos orgánicos y de nutrientes en suelos y cuencas hidrográficas, aunque existe información para la Bahía de Cádiz (Burgos *et al.*, 2017) y las marismas de Doñana (Huertas *et al.*, 2019), o v) la complejidad de determinar la pérdida del servicio que suponen diferentes tipos de destrucción del hábitat.

Sin embargo, las diversas tipologías evaluadas aquí constituyen un importante paso adelante, al proporcionar criterios sólidos para el manejo de las marismas y para decidir los mejores entornos para garantizar el éxito de los eventuales proyectos de compensación basados en en evitación de emisiones, tanto por restauración como por conservación de marismas costeras. Estos resultados también proporcionan una línea de base para estimaciones futuras de los cambios en las reservas y flujos de carbono, a través de la diferencia de existencias y/o métodos de ganancia/pérdida, según lo especificado por el IPCC (2006 y 2013).

Las marismas se pueden considerar como el objetivo de carbono azul más atractivo y viable para cualquier proyecto de compensación de conservación o restauración en Andalucía, dada la accesibilidad de los ecosistemas, la rentabilidad de la restauración / reforestación de estos entornos, la abundancia de áreas abandonadas disponibles para la

restauración, y su conexión con políticas de adaptación al cambio climático, debido a su función de protección costera.

Los proyectos que aumenten de manera sostenible los flujos y las reservas de carbono y otros GEI en los suelos de marisma, por ejemplo mediante una mejor gestión del agua que reduzca el aporte de nutrientes, o mediante la re-humectación, la replantación, o la reducción de la erosión costera, por ejemplo, generarían créditos de carbono en áreas donde hay grandes reservas acumuladas, bajo riesgo de ser mineralizadas, además de mejorar otros servicios ecosistémicos de las marismas, como la protección costera frente a la subida del nivel del mar y los temporales.

6. BIBLIOGRAFÍA:

Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EM, Stier AC, Silliman BC., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, 81(2): 169–193

Benavente J, Del Río L, Gracia FJ, Martínez-del-Pozo JA. 2006. Coastal flooding hazard related to storms and coastal evolution in Valdelagrana spit (Cadiz Bay Natural Park, SW Spain). Continental Shelf Research, 26: 1061–1076

Blaauw M and Christen JA. 2011. Flexible Paleoclimate Age-Depth Models Using an Autoregressive Gamma Process. Bayesian Analysis, 6(3): 457-474 http://ba.stat.cmu.edu/journal/2011/vol06/issue03/christen.pdf

Borken W, Matzner E. 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. Global Change Biology, 15(4): 808-824, https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x

Borrego J, 1997/2017. Procesos sedimentarios y secuencias de facies en el estuario mesomareal del río Odiel. In: Geología costera: algunos aspectos metodológicos y ejemplos locales. JG Pendón (Ed.). Universidad de Huelva. EISBN: 978-84-16872-40-4. 240pp. Huelva

Brun FG, Pérez-Lloréns JL, Hernández I, Vergara JJ. 2003. Area Patch Distribution and Within-Patch Dynamics of the Seagrass Zostera noltii Hornem. in Los Toruños Salt-Marsh, Cádiz Bay, Natural Park, Spain. Botanica Marina, 46: 513–524

Burgos M, Ortega T, Forja JM. 2017. Temporal and spatial variation of N_2O production from estuarine and marine shallow systems of Cadiz Bay (SW, Spain). Science of the Total Environment, 607–608: 141–151

Castillo JM, Luque CJ, Figueroa ME. 1999. Cuantificación de la erosión en los canales mareales de las marismas del Odiel (Huelva, SO España). Cuaternario y Geomorfología, 13 (3-4): 7-16

Castillo JM, Figueroa E. 2009. Restoring Salt Marshes Using Small Cordgrass, *Spartina maritima*. Restoration Ecology, 17(3): 324-326

ARTÍCULOS

Chmura GL, Anisfeld S Anisfel, Cahoon D, Lynch J. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. Biogeochemical Cycles, 17(4): 1-12. DOI: 10.1029/2002GB001917

Constanza, R. (2008). Letter to the Editor. Ecosystem services : Multiple classification systems are needed. Biological Conservation, 141(1997), 350–352. doi:10.1016/j.seps.2012.01.001

Díaz-Almela E, Piñeiro-Juncal N, Marco-Méndez C, Giralt S, Mateo MA. 2019. Carbon stocks and fluxes associated to Andalusian saltmarshes and estimates of potential stocks and fluxes changes after diverse land-use changes. Deliverable C2.2 (and C2.1 update): Results Report.

Duarte CM, Cebrian J. 1996. The fate of marine autotrophic production. Limnology and Oceanography, 41(8): 1758-1766

Duarte CM, Middelburg JJ, Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2: 1–8.

Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, Mazarrasa, Marbà N. 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. Nature Climate Change, 3: 961-968. DOI: 10.1038/NCLIMATE1970

Emmer IM, Von Unger M, Needleman B, Crooks S, Emmet-Mattox S. 2015. Coastal Blue Carbon in Practice: A Manual for Using the VCS Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration Restore America's Estuaries. Arlington, 80 pp.

Gracia FJ, Alonso C, Abarca JM. 2017. Evolución histórica y geomorfología de las explotaciones salineras en marismas mareales. Ejemplos de la bahía de Cádiz. Cuaternario y Geomorfología, 31 (1-2): 45-72

Gutiérrez-Mas JM, García-López S. 2015. Recent evolution of the river mouth intertidal zone at the Río San Pedro tidal channel (Cádiz Bay, SW Spain): controlling factors of geomorphologic and depositional changes Geologica Acta, 13(2): 123-136

Huertas IE, de la Paz M, Perez FF, Navarro G, Flecha S. 2019. Methane Emissions From the Salt Marshes of Doñana Wetlands: Spatio-Temporal Variability and Controlling Factors. Frontiers in Ecology and Evolution, 7(32): 15pp. doi: 10.3389/fevo.2019.00032

IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Eds). Published: IGES, Japan.

IPCC 2014, 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). IPCC, Switzerland.

Jordán-López A. 2005-2006. Manual de Edafología. Universidad de Sevilla, 143 pp. http://ciag-umsa.es/wp-content/uploads/2018/12/suelo-completo_manual-de-edafologia.pdf

Life Blue Natura 2017. "Caracterización de la marisma mareal de la Bahía de Cádiz" Proyecto LIFE 14CCM/ES/000957 "Blue Natura Andalucía". Expte. 2016/000225/M. http://life-bluenatura.eu/es/resultados/

Life Blue Natura. 2018a. Deliveragle A3 Life Blue Natura: results of the sampling during the field mission in Andalusian coastal saltmarshes). http://life-bluenatura.eu/es/resultados/

Life Blue Natura 2018b. Acción A.1.3: Cartografía temática de las marismas del Odiel. Annex A.1.6. http://life-bluenatura.eu/es/resultados/

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (2009). Blue carbon - The role of healthy oceans in binding carbon

Spencer T, Schuerch M, Nicholls RJ, Hinkel J, Lincke D, Vafeidis AT, Reef R, McFadden L, Brown S. 2016. Global coastal wetland change under sea-level rise and related stresses: The DIVA Wetland Change Model. Global and Planetary Change, 139: 15-30

UNFCCC. 2018. Climate Action Now: summary for policy makers. 12 pp. https://unfccc.int/resource/climateaction2020/media/1308/unfccc_spm_2018.pdf

Vasquez Loarte A. 2017. Seis décadas de regresión de las marismas andaluzas: análisis de las causas e implicaciones para el secuestro de carbon. Máster en Ecología, Gestión y Restauración del Medio Natural, Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona. 43pp.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

Cartografía temática de praderas de angiospermas marinas para la obtención de información de los *stocks* de carbono azul en Andalucía

María Teresa Carreto[1], Agustín Barrajón Domenech[1], Diego Moreno[1], José Miguel Remón[1], Julio De la Rosa[1], Manuel Fernández-Casado[1], Mari Carmen Arroyo[1], Elena Díaz-Almela[2] y Soledad Vivas[1].

[1] *Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía, c/Johan G. Gutenberg 1, 41092 - Sevilla*

[2] *Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC), 17300 - Blanes, Spain*

RESUMEN:

El Proyecto Life Blue Natura (LIFE14 CCM/ES/000957), cuyas actividades comenzaron en 2015, tiene como uno de sus objetivos principales cuantificar los depósitos y las tasas de secuestro de carbono de los hábitats de las praderas de angiospermas marinas (Acción C1) y marismas de marea (Acción C2) en Andalucía (los resultados de esta segunda acción son objeto de otro trabajo en este mismo volumen). Previamente, dentro del Proyecto se acometió otro objetivo básico dirigido a elaborar una cartografía integrada actualizada de praderas (Acción A1) que completara la información previa y vinculara la distribución y extensión de las formaciones de angiospermas marinas con el tipo de sustrato y la batimetría. Esta cartografía integrada ha resultado fundamental para avanzar en otras acciones del proyecto, como la estima de los *stocks* de carbono azul en Andalucía.

El presente trabajo se centra en la Acción A1 de cartografía y caracterización de hábitats. Durante el Life Blue Natura, el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz (Junta de Andalucía) ha cartografiado 11 áreas con presencia de praderas que no pudieron incluirse en el Proyecto Life+ *Posidonia* Andalucía (LIFE 09 NAT/ES/000534) (2011-2015) al no pertenecer a la Red Natura 2000. Estas cartografías nuevas, o que han actualizado otras existentes, realizadas desde Almería a Cádiz, han permitido aportar casi 1600 ha al inventario previo, lo que significa un 13,6% del total, destacando las 340 ha de *Posidonia oceanica* estudiadas en la ensenada de Almerimar (Almería), las 308 ha de

Cymodocea nodosa frente a la Universidad de Almería, y las 425 ha de *Zostera noltei* en el Parque Natural Bahía de Cádiz.

Se detallan las fuentes de información empleadas (cartografías, batimetrías, capas de tipos de fondos, etc.), el proceso de elaboración, así como los resultados de la cartografía integrada. De las 11.751 ha de praderas de angiospermas marinas que se conocen actualmente en Andalucía, 11.212 ha están dentro de espacios naturales protegidos, lo que representa el 95,41% del total. La mayoría son de *P. oceanica* con 7.097 ha (60,40% del total), seguida por *C. nodosa* con 4.179 ha (35,36%), por *Z. noltei* con 474 ha (4,03%) y por *Zostera marina* con 0,09 ha (0,0008%).

Una vez estuvo operativa la cartografía integrada, se incorporaron los datos del estudio de flujo y *stock* de CO_2 obtenidos en praderas andaluzas para el Life Blue Natura (Acción C1) por el equipo del Grupo de Ecología de Macrófitos Acuáticos (GAME, por sus siglas en inglés) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Estos estudios se han realizado sobre *P. oceanica*, *C. nodosa* y *Z. noltei*, en 32 estaciones donde se recogieron 88 testigos (*cores*), 14 de ellos con *vibrocorer,* a distintas profundidades y en diferentes tipologías de pradera (sanas y degradadas, sobre sedimento o sobre roca, etc.), empleando tanto técnicas de buceo autónomo, como instrumental del buque oceanográfico García del Cid, del CSIC.

Toda esta información se suma a obtenida por la Red POSIMED del estado de las praderas de *P. oceanica* con 35 estaciones fijas de seguimiento. Además, se han considerado 8 tramos de litoral para que los resultados se ajustaran al gradiente natural este-oeste existente en Andalucía. De esta forma se han podido obtener mapas temáticos de flujo, de *stock* de CO_2 y de biomasa del dosel foliar que constituyen uno de los principales logros del Life Blue Natura. Todos estos resultados son públicos y pueden consultarse en la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam.

Palabras clave: *Posidonia*, cartografía, SIG, praderas en regresión, "mata muerta", *stock* de carbono azul, flujos de carbono, sumidero CO_2

ABSTRACT:

The Life Blue Natura Project (LIFE14 CCM/ES/000957), whose activities began in 2015, has as one of its main objectives to quantify the carbon deposits and sequestration rates of seagrass meadows (Action C1) and tidal marsh habitats (Action C2) in Andalusia (the results of this second action are the subject of another work in this volume). Previously, within the Project, another basic objective was undertaken, focused on developing an updated integrated cartography of seagrass meadows (Action A1) that completes the previous cartographies and links the distribution and extension of this habitats with the type of substrate and bathymetry. This integrated cartography has been essential to complete other actions of the project, such as estimating blue carbon stocks in Andalusia.

The present document focuses on Action A1 of cartography and habitat characterization. During the development of Life Blue Natura, the Sustainable Management Program for the Andalusian Marine Environment has mapped 11 areas with the presence of seagrass meadows that were not included in the Life+ *Posidonia* Andalusia Project (2011-2015) for not belonging to the Natura 2000 network. These new cartographies, or those that have updated existing ones, carried out from Almería to Cádiz, have allowed to contribute almost 1600 ha of meadows to the existing inventory, which means 13.6% of the total, highlighting the 340 ha of *Posidonia oceanica* studied in the Almerimar bay (Almería), the 308 ha of *Cymodocea nodosa* off the University of Almería, and the 425 ha of *Zostera noltei* in the Bay of Cadiz Natural Park.

The sources of information used (cartographies, bathymetries, layers of types of bottoms, etc.), the elaboration process, as well as the results of the integrated cartography are detailed. Of the 11,751 ha of marine angiosperm meadows currently known in Andalusia, 11,212 ha are within protected natural areas, representing 95.41% of the total. Of all these meadows the majority are formed by *P. oceanica* with 7,097 ha (60.40% of the total), followed by *C. nodosa* with 4,179 ha (35.36%), by *Z. noltei* with 474 ha (4.03%) and by *Zostera marina* with 0.09 ha (0.0008%).

Once the integrated cartography was operational, the data from the CO_2 flux and stock study obtained in Andalusian meadows (Action C1, Life Blue Natura) were incorporated by the team Group of Aquatic Macrophyte Ecology (GAME) of the Higher Research Council Scientific (CSIC). These studies have been carried out on *P. oceanica*, *C. nodosa* and *Z. noltei*, in 32 stations where 88 cores were collected, 14 of them with vibrocorer, in a wide variety of depths, and in different typologies of meadows (healthy and degraded, on sediment or on rock, etc.), using both autonomous diving techniques and instruments from the oceanographic vessel García del Cid, of the CSIC.

All this information is added to that obtained by the POSIMED Network of the conservation status of the *P. oceanica* meadows with 35 fixed monitoring stations. In addition, 8 stretches of coastline have been considered so that the results fit the natural east-west gradient existing in Andalusia. In this way, thematic maps of flow, CO_2 stock and biomass of the foliar canopy have been obtained, which constitute one of the main achievements of Life Blue Natura. All these results are public and can be consulted in the Andalusian Environmental Information Network (REDIAM), http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam.

Key words: *Posidonia*, cartography, GIS, seagrass meadows in regression, "dead matte", blue carbon stock, carbon flows, CO_2 sink

1. INTRODUCCIÓN

Durante siglos, los esfuerzos cartográficos se han centrado en la representación geográfica de continentes y mares, incluyendo accidentes costeros, puertos, faros, fondeaderos naturales, batimetrías y, puntualmente, las características del fondo, indicando simplemente si es de arena, de roca, de fango o de otra naturaleza. En el último cuarto del siglo XX se avanzó considerablemente en Europa, y en concreto en el Mediterráneo, en las metodologías de representación para poder disponer de cartografías bionómicas del fondo marino, conocer la distribución de los distintos hábitats y poder realizar una gestión adecuada de espacios naturales protegidos. Así, se fueron utilizando distintos métodos para obtener información del fondo marino y representarla en el papel, como fotos aéreas, teledetección, métodos acústicos (sondas, sonar, etc.), e inspecciones submarinas (buceo, Remote Operated Vehicle-ROV, vídeo remolcado, etc.). En el medio terrestre resulta de gran ayuda el empleo de ortofotos (fotografías aéreas georreferenciadas), pero en el mar su utilidad se restringe notablemente a las zonas más someras, debido la turbidez del agua o a los brillos en superficie.

Está generalmente admitido que cada método tiene sus ventajas y sus inconvenientes y que para obtener un buen resultado cartográfico es necesario utilizar distintas aproximaciones (Colantoni, 1995). El método más efectivo para cartografiar praderas de *Posidonia oceanica* en grandes extensiones es el sonar de barrido lateral, apoyado siempre con buceo que permite identificar y confirmar la naturaleza del fondo, y con la ayuda de fotos aéreas en zonas someras, hasta unos -10 m (Meinesz *et al.*, 1981; Cinelli *et al.*, 1995; Pasqualini *et al.*, 1998). En Francia se realizaron las primeras cartografías de *P. oceanica* en el Parque Nacional de Port-Cros y en la isla de Porquerolles (Augier y Boudouresque, 1967, Augier, 1981). Se ha avanzado mucho en la interpretación de las imágenes de sonar, por ejemplo, identificando la naturaleza de los rodales de arena dentro de las praderas de *P. oceanica* y definiendo mejor los bordes, los tipos de praderas, etc. (Pasqualini *et al.*, 2000; Savini, 2011; Abadie *et al.*, 2015; Pergent *et al.*, 2017; Duman *et al.*, 2019) o en el detalle de los resultados que permite realizar "microcartografías" de aplicación en el monitoreo (Rende *et al.*, 2015). Existen multitud de variantes de estos métodos, como el uso en vertical del sonar de barrido lateral (vertical oriented Sidescan Sonar-SSSv) para obtener la altura del dosel de la pradera, como ha sido aplicado en Agua Amarga en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería (Sánchez-Carnero *et al.*, 2012). La proliferación de cartografías obtenidas en todos los mares del mundo ha permitido hacer revisiones del estado de conocimiento global de las praderas mediante sistemas acústicos (Gumusay *et al.*, 2019). También se están utilizando técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales para obtener cartografías de praderas como la realizada en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar entre 2007 y 2009 (Cabello *et al.*, 2009; Méndez *et al.*, 2011), aunque por el momento tienen solo buenos resultados en fondos someros menores de 10 m de profundidad y en zonas de aguas claras. Actualmente ya se están utilizando imágenes de satélite para amplias zonas geográficas (Topouzelis *et al.*, 2018). Sin duda en un futuro próximo se utilizarán cada vez más estas técnicas.

A finales del siglo XX se realizaron muchos esfuerzos en poder representar los datos obtenidos del fondo marino en el papel. Así, en 1983, Meinesz y colaboradores publicaron una propuesta de normalización de símbolos que permitía representar las principales biocenosis marinas y así poder elaborar cartografías bionómicas. En España es pionero el trabajo de Ramos (1985) de la cartografía bionómica de los fondos marinos de la isla de Tabarca, que fue una herramienta básica para la declaración de la zona como Reserva Marina y primer espacio protegido marino en España. Los trabajos en el mar, previos a la elaboración en el papel de las cartografías bionómicas, se realizaban generalmente

mediante transectos de buceo. Otro ejemplo es la cartografía bionómica de la región de Murcia realizada mediante buceo y GPS diferencial (Calvín *et al.*, 1999).

Los primeros trabajos cartográficos sobre praderas marinas en Andalucía son de 1995-1996 en espacios protegidos de Almería (Luque y Templado, 2004), empleando para el levantamiento de información inmersiones con equipo autónomo. Poco después, en 1999 se realizó la cartografía del frente litoral del Estrecho empleando sonar y buceo (García-Gómez *et al.*, 2004). La cartografía de fondos en los Acantilados de Maro-Cerro Gordo (2000-2001) se realizó empleando un sonar de barrido lateral tanto para la caracterización del medio físico como de las comunidades bentónicas (Rey Salgado *et al.*, 2001). Más recientemente (2011-2015), en el marco del proyecto Life+ *Posidonia* Andalucía, se llevó a cabo la cartografía de angiospermas marinas dentro de la Red Natura 2000, en toda Andalucía oriental, utilizando sonar de barrido lateral y vídeo remolcado (Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía-AGAPA) con el apoyo de buceo de los técnicos del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz en zonas someras (Mendoza *et al.*, 2014; Arroyo *et al.*, 2015; Ruiz *et al.*, 2015).

Además de estos proyectos regionales, existen otras cartografías realizadas a mayor escala con información relativa al medio físico y biológico, y en concreto de las praderas de angiospermas marinas, como el proyecto ESPACE (Sanz *et al.*, 2003), o la Ecocartografía del Litoral del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2008).

En el año 2004, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía impulsó el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. Uno de los objetivos fundamentales desde sus inicios es el seguimiento de las praderas marinas. Además de un seguimiento anual de *P. oceanica* con estaciones fijas, este equipo técnico ha realizado diferentes cartografías de detalle de angiospermas marinas, mediante buceo, a lo largo de todo el litoral andaluz.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han supuesto en los últimos años un gran avance en cuanto al almacenamiento, organización, análisis y manejo de información cartográfica, con programas que cada vez son más potentes e intuitivos. Aunque los resultados no son tan rápidos y precisos como en el caso de las fotografías aéreas, los avances tecnológicos en cartografías submarinas ofrecen hoy un gran detalle y precisión de los fondos marinos, y se aplican ya en distintos ámbitos de la investigación y de la gestión costera.

Buena parte de los esfuerzos cartográficos marinos que se han realizado en el Mediterráneo y en Andalucía han tenido como objetivo las angiospermas marinas y, sobre todo, *Posidonia*, una planta extraordinaria cuyas praderas constituyen el hábitat más valioso del litoral. Se ha hablado mucho, y con razón, de la importancia tanto de la especie (incluida en el Anexo II del Convenio de Barcelona y en los Listados Español y Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial), como del hábitat que es capaz de formar: las praderas de *P. oceanica* (1120 de la Directiva Hábitats, 92/43/CEE). Se trata del único hábitat marino considerado como prioritario en Europa. Además de ser una especie endémica del Mediterráneo, sus praderas tienen un papel fundamental en el litoral, puesto que lo protegen contra la erosión, tienen una elevada producción primaria, liberan gran cantidad de oxígeno, albergan una gran diversidad de flora y fauna, incluidas especies de peces y cefalópodos de interés comercial, retienen los sedimentos y hacen que las aguas sean más limpias y transparentes (Luque y Templado, 2004). Por otro lado, es una especie muy longeva que puede vivir durante cientos o miles de años, acumulando en sus suelos parte de ese carbono que ha ido asimilando, y evitando que se encuentre libre en forma de CO_2 en la atmósfera (Mateo *et al.*, 1997). Algunos de los ecosistemas marinos que secuestran

gran cantidad de carbono durante miles de años son las marismas y las praderas de angiospermas marinas (Duarte y Cebrián, 1996; Duarte *et al.*, 2005).

Las praderas de *P. oceanica* se han estudiado desde muchos puntos de vista. Se hace referencia aquí sólo a las características que tienen relación con los esfuerzos cartográficos, como los distintos tipos de praderas, los diferentes tipos de sustrato donde vive, sus cambios relacionados con la profundidad, su importancia como bioindicador, etc. Cada tipología de pradera muestra adaptaciones a sustratos y/o a profundidades distintas. Así, existen praderas muy someras (a veces las hojas llegan a la superficie del agua) que muestran "enanismo" y son de menor talla que las más profundas, aunque con una densidad de haces muy superior (Sánchez Lizaso, 1993). Por lo general, la densidad de haces decrece con la profundidad según disminuye la cantidad de luz que llega al fondo. Así, praderas a profundidades medias (10-15 m) pueden tener entre 400 y 700 haces, mientras que praderas profundas (20 m o más) tienen 200-300 haces (Sánchez-Lizaso, 2004c). La penetración de la luz en el agua, variable según las zonas geográficas, determina la profundidad límite a la que se pueden desarrollar las praderas (Duarte, 1991). Por ello, en las aguas transparentes de Almería las praderas de *P. oceanica* alcanzan unos 30 m de profundidad, mientras que en el extremo occidental de su distribución entre Málaga y Cádiz solo viven a 5-6 m (Moreno y Guirado, 2003; Moreno *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2015). Además, en la zonación marina, la presencia de angiospermas (o algas fotófilas) determina el límite inferior del piso infralitoral o zona bien iluminada, con respecto al piso siguiente más profundo, el circalitoral (Templado *et al.*, 2012).

Las praderas de *P. oceanica* se consideran biocenosis propias de fondos blandos (Pérès, 1967; Gamulin-Brida, 1967; Augier, 1982) puesto que todas las "hierbas" marinas comparten ancestros de origen terrestre con rizomas y raíces para fijarse a los sedimentos. Solo algunas de estas especies de angiospermas marinas, como *P. oceanica*, se han adaptado secundariamente a vivir sobre roca, como sucede en muchos puntos de Andalucía entre los que se puede mencionar el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (García-Raso *et al.,* 1992) y la Zona de Especial Conservación (ZEC) de Calahonda (García Raso *et al.*, 2010). No se puede descartar que estos enclaves de *P. oceanica* sobre sustrato duro, que en el mar de Alborán en muchas ocasiones están cerca de la costa, sean relictos de una presencia más extensa en un pasado reciente en el que las praderas de constituyeran la comunidad clímax, como lo siguen siendo ahora en el conjunto del Mediterráneo (Sánchez-Lizaso, 2004a), y que se hayan mantenido acantonadas sobre las rocas después de fuertes periodos de erosión. La vida sobre las rocas es posible para *P. oceanica* debido a la robustez de la planta en su conjunto, en comparación con otras angiospermas marinas, y también porque las raíces no tienen un papel fundamental en la captación de nutrientes, sino que actúan como un anclaje al sustrato (Sánchez-Lizaso, 2004b), que puede ser rocoso. También se ha observado que las praderas sobre roca soportan un mayor hidrodinamismo ya que resisten mejor el embate de las olas que si estuvieran enraizadas en sedimento (Vacchi *et al.*, 2017).

La complejidad y extensión de las praderas de *P. oceanica* es enorme. Además de ser una especie muy plástica que puede vivir sobre sustratos muy diversos, como ya se ha comentado, ocupa también un amplio rango batimétrico, desde la misma orilla hasta unos 30 metros de profundidad en el caso de Andalucía (Moreno y Guirado, 2003). La especie, que vive por toda la cuenca mediterránea, tiene su límite de distribución occidental en Andalucía entre las provincias de Málaga y Cádiz (Moreno *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2015). Precisamente en Andalucía se observa un acentuado gradiente este-oeste debido a las diferentes condiciones físicas de cada zona (temperatura, transparencia, hidrodinamismo, etc.), de forma que las praderas de Almería, donde tienen kilómetros de extensión y llegan

a -30 m, son muy diferentes a las de Málaga occidental, que son muy someras y raramente sobrepasan los 6 m de profundidad.

Una característica fundamental de *P. oceanica*, no observada en otras especies, es que la planta además de crecer en horizontal ampliando la extensión de la pradera, puede también hacerlo en vertical, sobre restos de rizomas y hojas de la misma planta, así como de los sedimentos retenidos, construyendo un entramado muy resistente que ha recibido el nombre de "mata" (del francés "matte", ver Boudouresque y Meinesz, 1982; Boudouresque *et al.*, 2015), y que puede tener hasta 4 metros de potencia y miles de años de edad (Mateo *et al.*, 1997; Sánchez-Lizaso, 2004c). La acumulación milenaria de los restos orgánicos de la "mata", que se han estimado de media de 0,175 cm/año, son muy variables y dependen de factores locales (Mateo *et al.*, 1997), pero en conjunto constituyen un considerable *stock* de carbono (Mateo *et al.*, 1997; Lo Iacono *et al.*, 2008). Esta "mata" es importante por muchas razones, entre las que destacan la protección de las playas de la erosión costera y el secuestro de carbono que contribuye a la mitigación de la emisión de CO_2 a la atmósfera (Boudouresque *et al.*, 2015).

Muchos son los impactos que pueden afectar a las praderas de *P. oceanica*, entre los que destacan las obras litorales, la contaminación, los vertidos, la pesca de arrastre, los dragados, el anclaje de embarcaciones, etc. (Pèrés y Picard, 1975). Un buen número de características de *P. oceanica* (su longevidad, su tamaño, la extensión de las praderas, ser una especie estenohalina, etc.) hacen que sea un excelente bioindicador (Augier, 1985; Pergent *et al.*, 1995; Pergent-Martini *et al.*, 2005; Montefalcone *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2008; Montefalcone, 2009; Cozza *et al.*, 2019). Una de las propiedades singulares de *P. oceanica* es que al morir la planta por alguna causa y perder las hojas, suele quedar intacto el estrato de rizomas leñosos (la "mata"). Esta capa de entramado de restos vegetales y sedimento que queda donde antes hubo una pradera viva, recibe el nombre de "mata muerta" y está considerada como una biocenosis diferente que se denomina *Thanato-Posidonietum oceanicae* Augier y Boudouresque, 1975 (Augier, 1982; Meinesz *et al.*, 1983). A finales del siglo XX se elaboraron cartografías locales donde se ilustraban porciones de fondo marino ocupadas por "mata muerta" de *P. oceanica* y que correspondían con zonas en regresión (Augier, 1981) y se utilizó la "mata muerta" de *P. oceanica* como un indicador del estado de los fondos (Pergent *et al.*, 1995; Francour *et al.*, 1999). Para poder evaluar la degradación de las praderas resulta muy útil determinar la proporción de pradera viva y de mata muerta que existen en una localidad. En Andalucía se realizó una cartografía bionómica para evaluar el impacto del vertido de la factoría DSM Deretil (Villaricos, Almería) (Moreno *et al.*, 1999) y se desarrolló el "Índice de Conservación" (IC) en base a la cobertura de pradera viva en comparación con la totalidad de pradera existente en un punto dado (la suma de pradera viva y de "mata muerta") (Moreno *et al.*, 2001). Actualmente, la preocupación por la degradación de las praderas de *P. oceanica* está permitiendo realizar nuevos esfuerzos de levantamiento de datos y de recopilación, integrando toda la información en Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Telesca *et al.*, 2015). Hasta ahora ha sido difícil conocer la potencia de la "mata" con las metodología habituales que trabajan en la pradera superficial. Solo recientemente se han obtenido imágenes del sustrato por debajo de las praderas gracias a sistemas sísmico-acústicos, para conocer si está compuesto por roca, sedimentos, "mata", etc. (Lo Iacono *et al.*, 2008; Tomasello *et al.*, 2009; Monnier *et al.*, 2020).

Por otro lado, se han realizado importantes esfuerzos en establecer redes de seguimiento de *P. oceanica* con estaciones fijas, que ofrecen series de datos muy valiosas del estado de las praderas (Sánchez-Lizaso, 2009). En las costas mediterráneas españolas, en las distintas Comunidades Autónomas, existen equipos de seguimiento que en muchos casos son mixtos

con personal técnico y también con buceadores voluntarios experimentados, que se integran en la red POSIMED (Red Mediterránea de Control de *P. oceanica*), similar a las que existen también en Italia y en Francia. Actualmente se encuentran activas las siguientes redes de estaciones en el litoral español: Cataluña desde 1994 (Sánchez Rosas y Olivella i Prats, 2009), Comunidad Valenciana desde 2001 (Codina Soler *et al.*, 2009), Baleares desde 2002 (Álvarez *et al.*, 2009), Murcia desde 2005 (Ruiz *et al.*, 2009 y 2010), Andalucía desde 2009 (Moreno, 2009) y Melilla (2009). La Red POSIMED Andalucía, afianzada definitivamente por el Life+ *Posidonia*, posee en la actualidad 35 puntos de seguimiento con estaciones en Almería, Granada y Málaga. La información de la Red es obtenida conjuntamente por técnicos del Programa del Medio Marino (Junta de Andalucía) y por voluntarios buceadores (coordinados por la asociación Hombre y Territorio). Los descriptores empleados son los utilizados en otras redes, como la densidad de haces (marco de 20x20 cm), la cobertura lineal (25 m) y la obtenida por cuadrícula de 50x50 cm, la aplicación del Índice de Conservación (IC), la longitud de hoja, el enterramiento, la densidad de inflorescencias, etc. Además, 13 de estas estaciones andaluzas poseen marcos fijos para el estudio demográfico, que se realiza desde 2012 (Life+ *Posidonia* Andalucía) (Junta de Andalucía, 2017, 2018, 2019).

Las praderas, en especial las de *P. oceanica*, constituyen un *stock* de carbono formidable, dada la extensión y la potencia de las mismas, y pueden ayudar a mitigar el cambio climático al secuestrar CO_2 (Mateo *et al.*, 1997; Pergent *et al.*, 2014; Boudouresque *et al.*, 2015, Marbá *et al.*, 2015). Aunque existen otros productores primarios marinos más importantes (fitoplancton, algas bentónicas, manglares, etc.), las praderas de angiospermas marinas y las marismas son las que almacenan un mayor *stock* de carbono (Duarte y Cebrián, 1996; Duarte *et al.*, 2005).

Gracias al Life Blue Natura, en una actuación liderada por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), se han podido obtener por primera vez en Andalucía testigos (*cores*), en ocasiones de varios metros de longitud, de la "mata" de distintas praderas en Almería y Granada, mediante buceo y con el B/O García del Cid (CSIC). En total se han tomado muestras en 32 estaciones y 88 *cores* (14 de ellos *vibrocorer*). Esta información pionera en Andalucía constituye un avance muy significativo en el conocimiento de los flujos de carbono y del *stock* almacenado en las praderas de *P. oceanica*. Parte de los resultados de esta acción del Life Blue Natura se recogen en Mateo *et al.* (2019) y Piñeiro-Juncal *et al.*, (2021, en este mismo volumen).

La tendencia actual en el Mediterráneo, una vez que se dispone de mapas del fondo marino, es obtener datos más precisos y de mayor calidad de cada polígono, integrando la naturaleza del fondo, el grosor de la "mata" de *P. oceanica*, el estado de las praderas utilizando estaciones de seguimiento, etc., todo ello en distintos rangos batimétricos entre 5 y 30 m de profundidad. Esto permite obtener una estima del secuestro de carbono por parte de las praderas en grandes extensiones de fondo marino (Valette, 2018; Valette-Sansevin *et al.*, 2019; Monnier *et al.*, 2020). El secuestro de carbono por parte de las praderas marinas podría estar subestimado, si solo se considera la biocenosis en sí misma y la "mata", ya que existe una exportación de producción primaria a otros ecosistemas litorales y a zonas profundas (Duarte y Krause-Jensen, 2017).

La integración de la información existente, normalmente de distintos orígenes, de capas cartográficas con la distribución de las praderas, de estaciones de seguimiento que evalúan el estado de las mismas, y las estimas del sumidero de carbono retenido en la "mata", están permitiendo tener los primeros datos del *stock* real de carbono almacenado por las angiospermas marinas (Pergent *et al.*, 2019). El esfuerzo realizado por el Life Blue Natura en Andalucía, integrando la información levantada en el proyecto anterior (Life+ *Posidonia*

Andalucía) y el esfuerzo coordinado de distintos equipos de trabajo (AGAPA y AMAYA), constituyen un avance de conocimiento considerable y reunen toda la información disponible en una cartografía integrada de las praderas de angiospermas marinas de Andalucía.

En el presente trabajo se detalla cómo se ha realizado el cruce de la información distribución y de las distintas tipologías de praderas (viva, degradada y mata muerta), junto a las características de las distintas praderas (tipo de sustrato, batimetría, presencia de potencia de "mata", etc.), para disponer de una cartografía integrada necesaria para la gestión y para otros objetivos del Proyecto Life Blue Natura. Este resultado ha permitido llevar a cabo el escalado regional y poder estimar los flujos y los *stocks* de carbono en Andalucía, acción liderada por el CSIC (Mateo *et al.,* 2019), incorporando a la cartografía integrada los valores del estado de las praderas obtenidos en las estaciones de seguimiento POSIMED (Junta de Andalucía, 2017, 2018 y 2019) y de los registros de carbono de las praderas a través de una tabla matriz elaborada por el equipo del CSIC.

Finalmente, hay que destacar que el impulso regional que supuso la aprobación del "Plan Cartográfico de Andalucía 2009-2012" (Acuerdo de 16/09/2008, BOJA 215 de 29/10/2008), desarrollado a partir del Decreto 141/2006, de 18 de julio, por el que se ordena la actividad cartográfica en la Comunidad Autónoma de Andalucía (BOJA 154 de 09/08/2006), permitió crear el marco adecuado para actualizar los datos existentes y modernizar los servicios públicos para que la información estuviera disponible. Actualmente, la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) tiene como objetivo la integración, normalización y difusión de toda la información sobre el medio ambiente andaluz generada en la Comunidad Autónoma. La REDIAM, que fue creada por la Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental (GICA) y ordenada por el Decreto 347/2011, de 22 de noviembre, permitirá que todos los resultados obtenidos en este trabajo sean accesibles a toda la sociedad.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En el complejo proceso de integrar toda la información disponible previa y la obtenida durante el Life Blue Natura han contribuido muchas personas de distintos equipos. En el trabajo cartografico (Acción A1), realizado durante 2016 y 2018, han participado por un lado el equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz, con los barcos "Punta Polacra" e "Isla de Tarifa", el equipo de técnicos (biólogos-buceadores) y los expertos en Sistemas de Información Geográfica (SIG). Por otro lado, el equipo del Grupo de Ecología de Macrófitos Acuáticos (GAME) del Centro de Estudios Avanzados de Blanes del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEAB-CSIC), liderado por Miguel Ángel Mateo, se ha centrado en conocer los flujos y el *stock* de las distintas praderas de la Acción C1 (Mateo *et al.*, 2019), para poder integrar posteriormente la información en la cartografía durante 2018 y 2019. El trabajo coordinado entre los dos equipos ha permitido avanzar en el objetivo que aquí nos ocupa, el cartográfico y la obtención de mapas temáticos de Andalucía. A continuación se detallan los métodos empleados en cada apartado del proceso.

Cartografías específicas de praderas marinas para el Life Blue Natura

Se eligieron las zonas donde era conocida la presencia de importantes praderas de angiospermas marinas y que no fueron cartografiadas durante el anterior Proyecto Life+ *Posidonia* Andalucía por estar fuera de la Red Natura 2000. Estas nuevas cartografías (Acción A1)

se realizaron mediante inmersión con equipo de buceo autónomo, con una boya con GPS en superficie para geoposicionar todo el recorrido y facilitar la digitalización de los datos. Estas inmersiones fueron realizadas por los técnicos (biólogos buceadores) del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. Se utilizó un reloj de buceo con la hora sincronizada con el GPS, para anotar la hora, la profundidad y las características del fondo en todo momento, manteniendo la boya tensa y vertical encima del punto de información. Se realizaron fotografías del fondo y de las praderas detectadas. Además, se utilizaron torpedos submarinos (Fig. 1 A) para cubrir áreas más extensas y para realizar bordeos de las praderas (el *track* o camino resultante del recorrido efectuado coincide con el límite de la pradera y genera polígonos muy precisos). También se utilizaron fotografías aéreas en algunas cartografías someras.

En determinadas zonas, como en el Parque Natural Bahía de Cádiz, y debido a la dificultad para trabajar en las zonas mesolitorales de sustrato fangoso, se realizaron inspecciones en apnea y trabajo en gabinete, utilizando un software libre de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y ortofotos en detalle.

Las zonas cartografiadas durante el proyecto Life Blue Natura, once en total, fueron las siguientes (2016-2018):

1. **Zona de la Universidad-Puerto de Almería** (**Almería**). Zona situada fuera de la Red Natura 2000 y no cartografiada en el Life+ *Posidonia* Andalucía. Destaca por la extensión de las praderas de *Cymodocea nodosa*.

2. **Áreas degradadas y mata muerta en** Roquetas-Aguadulce (Almería). El estado de conservación de las praderas es muy relevante para el Life Blue Natura para conocer cómo afecta a la degradación del *stock* de carbono. La gran degradación de las praderas de esta zona propició la actualización de esta cartografía.

3. **Ensenada de Almerimar** (**Almería**). Existen extensas praderas de *P. oceanica* que quedan fuera de la ZEC Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar por lo que era necesario actualizar la cartografía.

4. **Zona de Guardias Viejas - Balanegra** (**Almería**). En esta zona se encuentran las praderas de *P. oceanica* más occidentales de la provincia y no se conocían con exactitud, de ahí la necesidad de realizar una nueva cartografía.

5. **Zona de Punta Negra - Casarones** (**Granada**). Actualización de cartografía fuera de Red Natura 2000.

6. **Actualización de la cartografía en la Punta de la Torrecilla** (**Málaga**), fuera de Red Natura 2000. La cartografía anterior era muy poco exacta por lo que se consideró conveniente realizar una actualización.

7. **Cartografía de** *P. oceanica* en la ZEC de Calahonda y el entorno del Puerto de Cabopino (Málaga). El conocimiento cartográfico de las fanerógamas de la zona no era completo ni exacto por lo que se actualizó en su totalidad. Fuera de la ZEC se conocían zonas sin cartografiar cuya localización exacta y extensión eran desconocidas.

8. **Cartografía en la ZEC El Saladillo-Punta de Baños**, zona de Guadalmansa y ZEC Fondos Marinos de la Bahía de Estepona (Málaga). La distribución y extensión de *P. oceanica* en la primera zona era casi desconocida por lo que era necesario cartografiar la zona. Para Estepona se utilizaron las fotografías aéreas disponibles.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

9. **Ensenadas de Bolonia y Valdevaqueros, y praderas de Los Lances (Cádiz)**. Este tramo del Parque Natural del Estrecho era conocido, pero se consideró oportuna su actualización debido al tiempo transcurrido desde su realización.

10. **Caño de Sancti Petri (Cádiz)**. Se actualizó la cartografía de *Zostera noltei* en el tramo final del caño.

11. **Bahía de Cádiz**. Se actualizaron los polígonos de *Z. noltei* en el saco interno de la bahía de Cádiz.

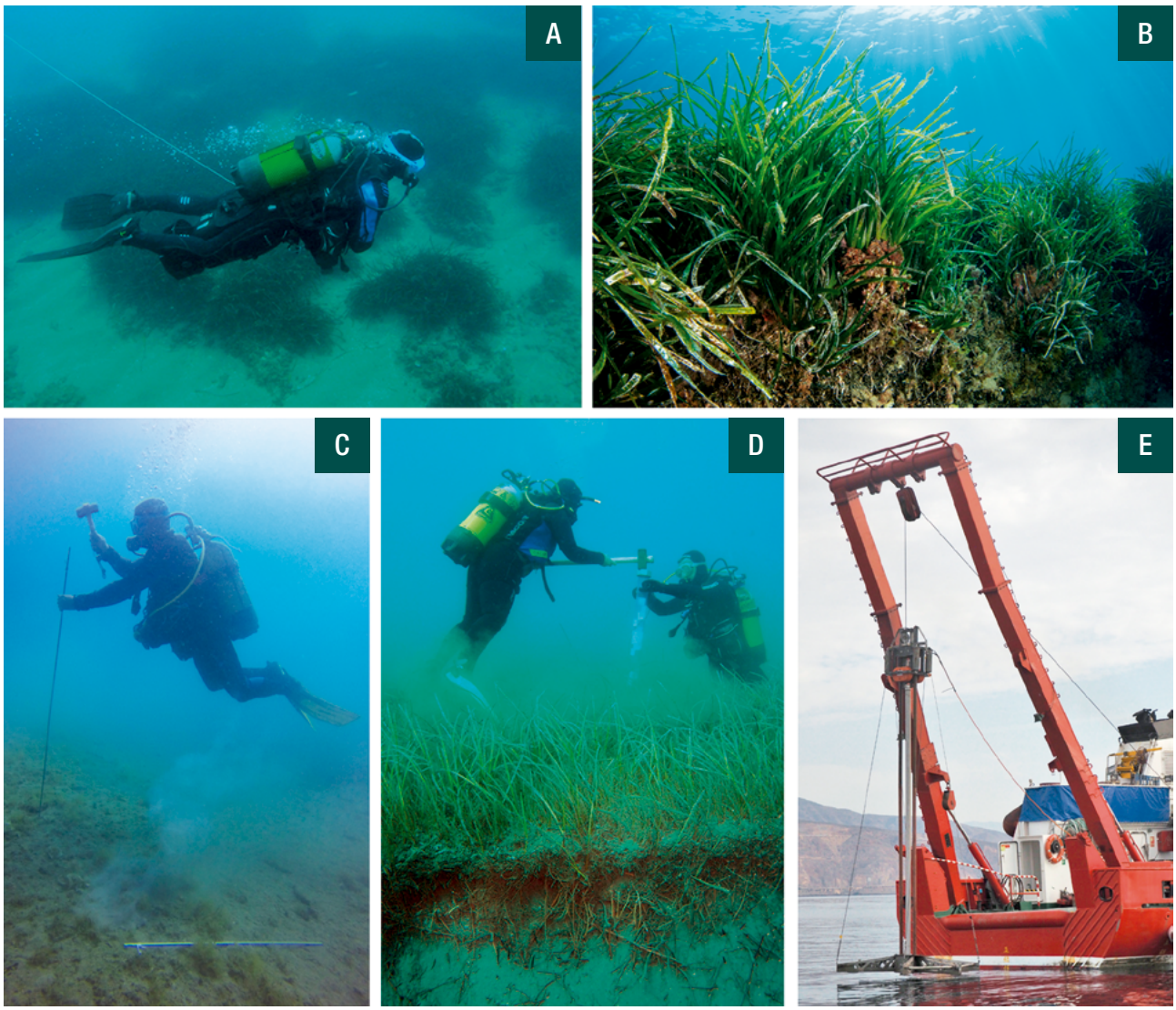


Figura 1: Obtención de datos para la cartografía de praderas en Andalucía durante el Proyecto Life Blue Natura. **A**) Transecto de buceo con torpedo y boya con GPS para caracterizar una pradera de *Posidonia oceanica* Almerimar, Almería (24/05/2018). **B**) Escalón en un borde de pradera somera de *Posidonia oceanica* en el que se hace evidente la potencia de más de un metro de altura de la "mata". Agua Amarga, Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería (14/04/2016). **C**) Sondeo manual mediante buceo con gavilla metálica de 1,5 m para conocer el tipo de sustrato bajo la "mata muerta" de *Posidonia oceanica*, en la búsqueda de las estaciones más idóneas para la obtención de testigos (*cores*) de la campaña del B/O García del Cid del CSIC, en los escalones de "mata muerta" de Roquetas de Mar por fuera del Monumento Natural Arrecife Barrera de *Posidonia* (07/06/2016). **D**) Obtención de un testigo (core) de forma manual mediante buceo en una pradera de *Cymodocea nodosa* a 9 m de profundidad en El Alquián, Almería (07/10/2016). **E**). Utilización del *vibrocorer* para obtener testigos (*cores*) de varios metros de profundidad dentro del sustrato de la "mata" de *Posidonia oceanica* en Roquetas de Mar, durante la campaña de muestreo del CSIC del Life Blue Natura a bordo del B/O García del Cid, (17/10/2017). A, C, D y E: Diego Moreno / Programa de Gestión Sostenible de Medio Marino / Junta de Andalucía). B: Agustín Barrajón / Programa de Gestión Sostenible de Medio Marino / Junta de Andalucía).

Con los datos levantados durante las inmersiones se llevó a cabo la digitalización de las praderas observadas con ayuda de un software específico para el GPS (MapSource) y, posteriormente, con los programas de *software* de Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGis y QGis.

Para poder crear la capa se debe solventar antes la siguiente problemática encontrada:

» Configuración de diversas capas al sistema de referencia de coordenadas ETRS89 UTM zona 30N.

» Eliminación de registros vacíos de información.

» Eliminación de polígonos con escasa superficie.

» División de polígonos multiparte a polígonos individuales.

» Eliminación de astillas y huecos creados durante el editado de las capas (correcciones topológicas).

» Supresión de solapamientos (correcciones topológicas).

» Corregir polígonos y capas que se encontraban desplazados geográficamente.

» Normalización de nombres

» Normalización de muchos de los datos para hacerlos interoperables. La capa resultante debe de ajustarse a un modelo de datos preestablecido para su posterior integración en la REDIAM.

» Suavizado de gran parte de la cartografía existente para evitar polígonos cuadrados o puntiagudos.

» Se añaden campos de observaciones, donde se incluyen diversas apreciaciones técnicas.

Cartografía integrada

Una vez elaboradas las nuevas cartografías, se pudo acometer la elaboración de una cartografía actualizada en la que estuviera integrada toda la información disponible de distintas fuentes. El objetivo fundamental de esta cartografía era obtener una capa única lo más actualizada posible y relacionar la distribución y extensión de las praderas de angiospermas marinas con el tipo de sustrato existente y la profundidad.

El primer paso fue recopilar toda la información previa ya levantada por otros proyectos. No existe ninguna capa vectorial que ofrezca la suficiente precisión, fiabilidad y cobertura a nivel de todo el litoral andaluz para todos estos parámetros, por lo que se seleccionaron en cada caso las más convenientes y posteriormente se fusionaron en una capa única, manteniendo el origen de cada capa en la tabla de atributos. Toda la información empleada se encuentra en el repositorio de la REDIAM.

A continuación se detallan las fuentes empleadas:

— **Life+ *Posidonia* Andalucía (2011-2015).** Es la cartografía de referencia seleccionada en Andalucía oriental para todas las praderas marinas dentro de la Red Natura 2000. Es muy reciente y fiable y permite trabajar a una escala muy precisa. Fue realizada por la Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía (AGAPA) con apoyo puntual de buceo de los técnicos del Programa de Gestión del Medio Marino Andaluz en zonas someras.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

— **Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino (2004-2019).** Además de la cartografía realizada expresamente para el proyecto Life Blue Natura, se han tenido en cuenta otros trabajos previos llevados a cabo por este equipo. Se trata de cartografías centradas en angiospermas marinas que no cubren grandes áreas pero en cambio tienen una gran precisión y sus datos proceden de visualización directa en el fondo obtenida preferentemente mediante buceo.

— **Ecocartografías del litoral español.** Estos trabajos, que comenzaron en el año 2000 impulsados por el Ministerio competente en materia de medio ambiente, se basan en estudios de ingeniería marítima y ecología del litoral y se han llevado a cabo progresivamente por toda la costa española. En el caso de Andalucía, entre 2004 y 2012 se realizaron cartografías desde Almería hasta Cádiz. Se trata de una de las cartografías de referencia a nivel nacional para el medio marino, con información muy variada y detallada de la franja litoral, incluyendo angiospermas marinas y tipo de sustrato (roca, sedimentos, etc.).

— **Cartografía de fanerógamas marinas de la Universidad de Cádiz (UCA).** La cartografía realizada por la Universidad de Cádiz en 1990 en la bahía de Cádiz ha sido una fuente de información básica para la zona.

Existen más fuentes de información sobre angiospermas marinas, creadas con diversos proyectos y que también se pueden consultar en la REDIAM, pero sólo se han utilizado las anteriormente descritas por ser las más actualizadas y las que mayor fiabilidad o precisión ofrecían en el momento de realización de la cartografía integrada (Fig. 2).

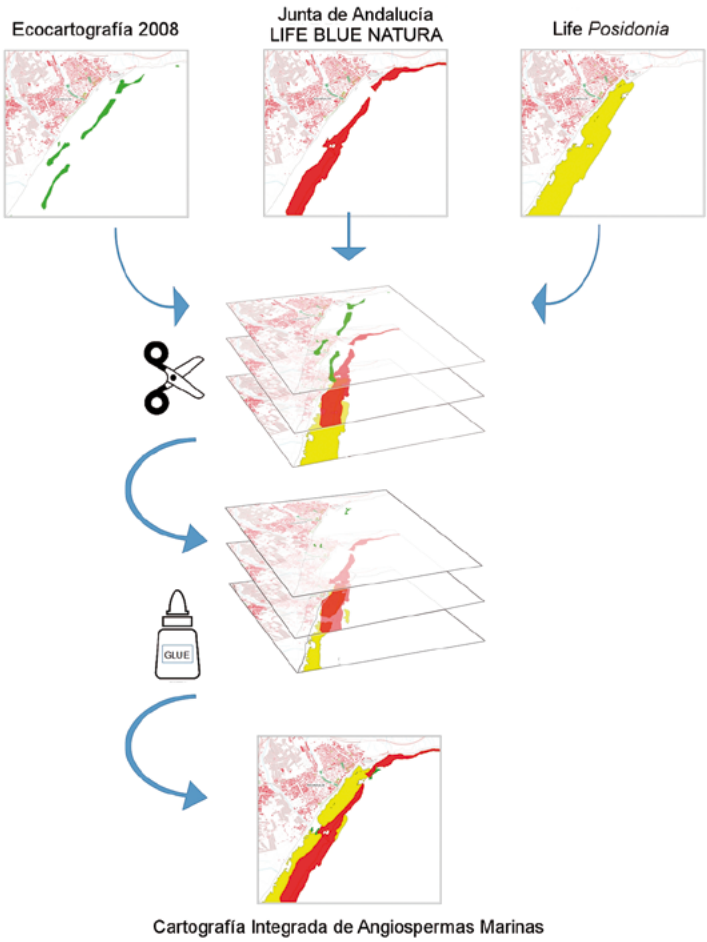


Figura 2: Esquema del proceso de fusión de las cartografías disponibles seleccionadas y obtención de una única capa integrada y actualizada.

En un segundo paso, a esta información recopilada anterior al Life Blue Natura se incorporan todas las cartografías realizadas durante este proyecto, obteniendo una cartografía integrada muy actualizada que será la base para la evaluación de los flujos y del *stock* de carbono almacenado en las praderas.

Una vez examinada la información de cada fuente cartográfica, se seleccionó con criterio experto para cada zona geográfica concreta qué fuente debía prevalecer sobre las otras. Así se fueron seleccionando los polígonos, de entre las distintas fuentes, que representan más fielmente la distribución actual de las distintas angiospermas.

La creación de una capa única normalizada (Fig. 3), sin solapamientos de polígonos, donde se integre toda esta información es fundamental, no solo desde el punto de vista estético, sino porque los polígonos resultantes incluyen tablas de atributos con distinta información relativa a su origen, hábitat al que pertenece o superficie que ocupa, entre otros, y que permiten por ejemplo asignar valores relativos al *stock* y flujo de carbono y operar con ellos.

Cuando los polígonos seleccionados se solapaban, se recortaron mediante herramientas SIG según la prevalencia de la información, evitando así que se den áreas superpuestas que distorsionarían los resultados de un posible análisis de la información que integra la capa.

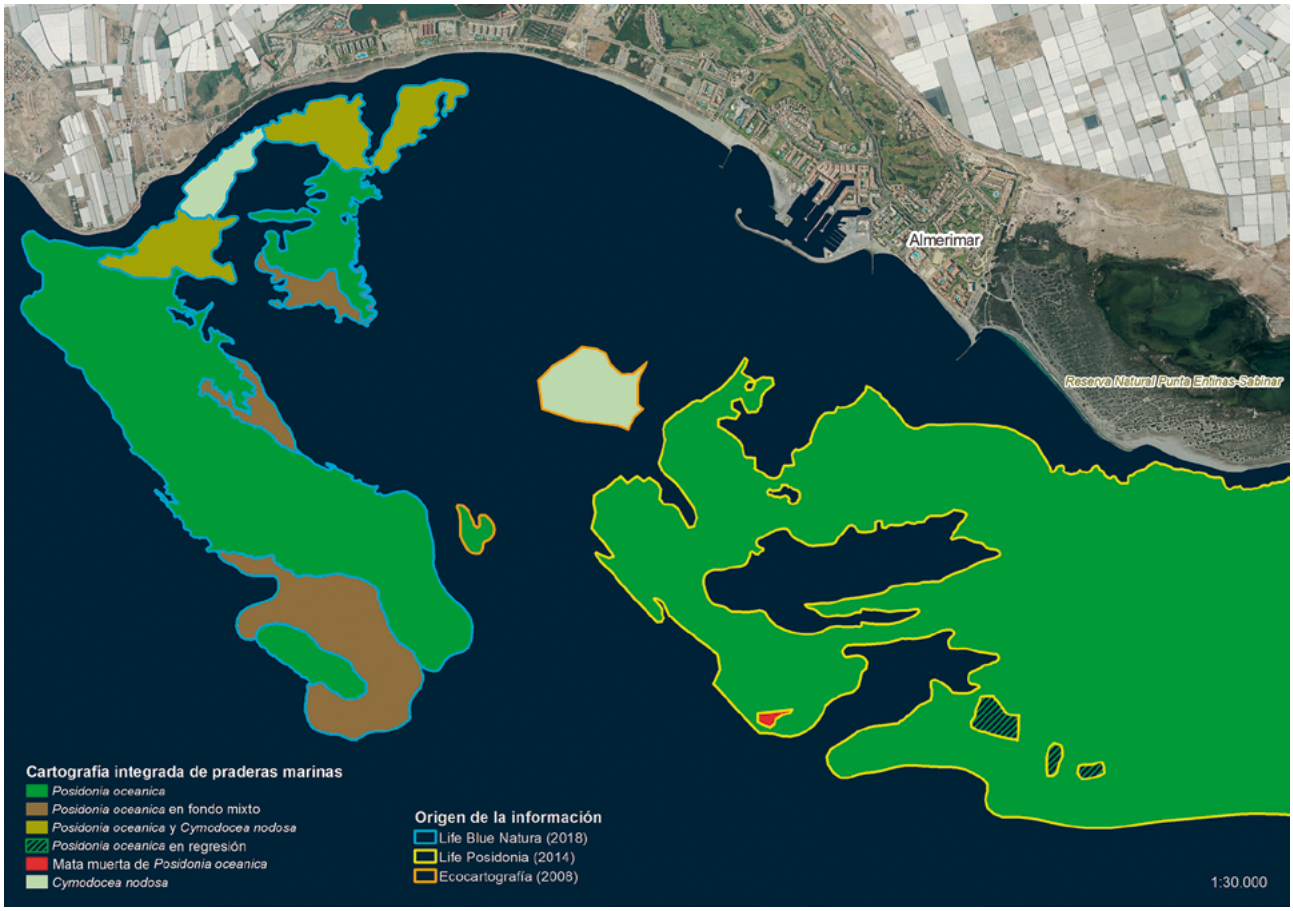


Figura 3: Detalle de cómo la cartografía integrada fusiona las capas de otras fuentes con las obtenidas por el life Blue Natura en la ensenada de Almerimar (Almería). Se observa la distribución de las distintas especies de angiospermas marinas presentes, la tipologías de las praderas y el origen de cada polígono: Proyecto Life+ *Posidonia* Andalucía (polígonos bordeados de amarillo), Ecocartografía (bordeados de naranja) y Life Blue Natura (bordeados de azul).

Identificado el origen de la información fue necesario crear un nuevo campo que recogiera una denominación común para las biocenosis de angiospermas de las distintas fuentes. Se creó para ello una tabla de equivalencias de biocenosis. Cabe indicar que en la misma denominación de la biocenosis viene reflejada de manera intrínseca y resumida, el estado de conservación/salud de la pradera en sí. Así nos encontramos, por ejemplo, biocenosis de "*Posidonia oceanica*", "*Posidonia oceanica* en regresión", "Mata muerta de *Posidonia oceanica*", etc.

Una vez obtenida la capa única, se hizo un repaso final eliminando solapamientos con la línea de costa de 2013, caracterizada en formato vectorial (disponible en la REDIAM) y se simplificó la tabla de atributos del SIG.

Batimetría

Como los valores de *stocks* y flujos de CO_2 de las distintas angiospermas marinas varían con la profundidad en la que se encuentran, ya que la biología y estructura de las praderas presentan variaciones muy significativas asociadas a este parámetro, fue necesario dividir la capa de la integrada de angiospermas en nuevos polígonos donde se reflejara un valor de profundidad. En este caso era necesaria una batimetría precisa, que llegara a los 30 m de profundidad, que es el límite inferior de presencia de angiospermas marinas en Andalucía, con isóbatas al menos cada 5 m, para poder trabajar en rangos de profundidad. De entre todas las fuentes de información de batimetría consultadas existentes en la REDIAM, se decidió usar las siguientes:

— **Ecocartografía del litoral español (1:5.000)**, que incluye una capa batimétrica muy precisa (metro a metro). Contempla el litoral de Almería, Granada, Málaga y Cádiz. Se seleccionan las cotas -5, -10, -15, -20, -25, y -30.

— **Batimetría del litoral andaluz (1:50.000)**, para la costa de Huelva. Es la batimetría más precisa disponible para esta zona. Contempla las isóbatas a intervalos de 5 m. Para el rango de profundidad de las angiospermas presentes en esta provincia tiene precisión suficiente, ya que estas no pasan de los 5 m de profundidad.

— **Línea de costa 2013 (unidades fisiográficas litoral andaluz)**, para utilizar como cota 0, por ser la que refleja de manera más actualizada la línea de costa andaluza, dentro de las fuentes de información disponibles.

Para poder dividir la capa de la integrada de angiospermas en los rangos batimétricos establecidos (0, 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 y 25-30), se realizaron lo siguientes procesos mediante herramientas SIG:

» 1º Selección de las cotas establecidas para el rango de las distintas fuentes de información y para las zonas donde se cruza con la capa de integrada de angiospermas. Estas son las polilíneas 0, -5, -10, -15, -20, -25 y -30. Muchas de ellas se depuran mediante herramientas SIG, ya que, entre otras cosas, contenían errores topológicos.

» 2º A partir de esas polilíneas de cotas se crean polígonos que abarquen las áreas donde se encuentran las angiospermas. Asociada a esa capa de polígonos se creó un campo de atributos donde se refleja la información de "rango de profundidad" para cada polígono concreto, en vez del valor de una cota determinada. Por ejemplo, el polígono resultante que se encuentra entre las cotas -10 y -15 tendrá un valor de rango "10-15".

» 3º Estos polígonos se cruzaron con la capa de la integrada, resultando así una nueva capa poligonal integrada de angiospermas, más dividida, donde se encuentran reflejados los rangos batimétricos de profundidad y el origen de la fuente utilizada (Fig. 4).

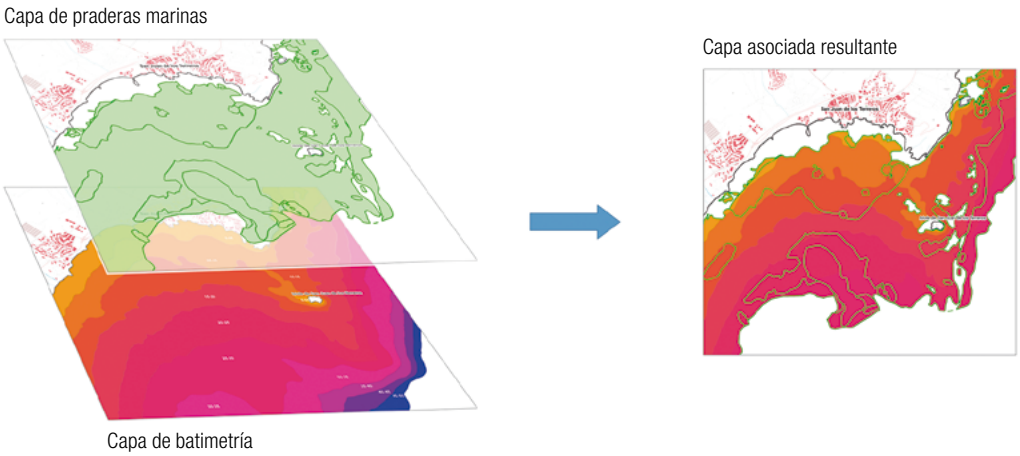


Figura 4: Esquema de la obtención de una capa nueva como resultado del cruce de la información de la cartografía integrada y la batimetría.

Sustrato

En cuanto al sustrato, se conoce que hay variación en los valores de *stocks* y flujos de CO_2 de las praderas de angiospermas marinas en función del tipo de fondo donde éstas se asientan. El valor del depósito es mayor en las que se encuentran sobre sedimentos y sobre "mata" (Fig. 1 B), que en las que se encuentran fijas a fondos rocosos. Al igual que con la batimetría, se hace necesario dividir la capa anteriormente creada en nuevos polígonos donde, además de las distintas biocenosis de angiospermas y sus rangos batimétricos, se refleje también el sustrato sobre el que se asientan dichas angiospermas. Para ello, se aportan datos obtenidos mediante buceo (Fig. 1 C) y se recopila toda la información disponible en la REDIAM.

De entre todas las fuentes de información de sustrato existentes en las distintas cartografías disponibles se decide usar las siguientes:

— **Proyecto ESPACE (Estudio de la Plataforma Continental Española, año 2000).** A pesar de ser más antiguo que el resto de fuentes consultadas, este proyecto ofrece detallada información especialmente del medio físico y geológico marino, y por ello se ha utilizado de manera prioritaria en la realización de la cartografía integrada. Este proyecto ha sido realizado por el Instituto Español de Oceanografía (IEO) y abarca el litoral de Almería, Granada y la mitad del de Málaga (zona oriental).

— **Ecocartografías del litoral español.** A pesar de ser más reciente, no se utilizó esta fuente de manera prioritaria ya que no distingue con precisión el tipo de sustrato donde existen praderas de angiospermas marinas.

— **Unidades litológicas marítimas y terrestres.** Es una capa mucho menos precisa y sólo se ha utilizado en aquellos casos en los que no estuviera disponible alguna de las anteriores fuentes de información, como en el caso de Huelva y en la zona límite de Almería con Murcia.

El proceso se podría resumir de la siguiente manera: mediante herramientas SIG se cruza primero la capa anteriormente creada (integrada+rangos batimétricos), con la capa de "calidad" del proyecto ESPACE, integrándo la información de ambas capas en una nueva unificada. Posteriormente, para las zonas donde no alcanza el proyecto ESPACE, se

vuelve a cruzar con las capas de morfología de fondos marinos de las distintas ecocartografías (Granada-Almería, Málaga y Cádiz). Por último, donde no existiera ninguna de las dos fuentes de información anteriores, se utilizan las capas de unidades litológicas marítimas y terrestres.

Tras los cruces, la información de sustrato queda reflejada en una nueva capa (que se revisa y depura) (Fig. 5) con todos los atributos de las capas de origen. Para obtener esta capa se crea una tabla de equivalencias entre los sustratos de las distintas fuentes de información, resumiendo todas las tipologías en 11 clases: limos y arcillas, fango, arenas y margas, arena fina, arena, arena gruesa, sedimentos variados, conglomerado, cantos y bloques, y roca. Además, se crean campos nuevos que simplifican y homogenizan esta información para todos los polígonos, al igual que se hizo para las biocenosis de angiospermas. Se crean por tanto 2 campos nuevos, uno para recoger el origen de la información y otro, para recoger una denominación común y simplificada de las distintas clases de sustrato.

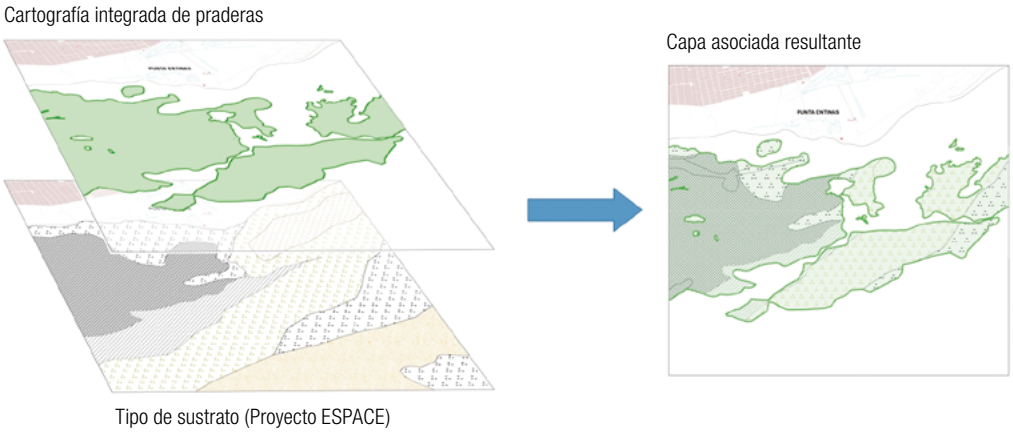


Figura 5: Esquema de la incorporación de la información disponible del tipo de sustrato a la cartografía integrada y a la batimetría. El resultado obtenido del cruce de estas capas permite discriminar con mucho más detalle las distintas tipologías de praderas existentes en Andalucía.

Tramos de litoral

Para que se pueda reflejar en las cartografías la diversidad natural existente en el litoral andaluz, el equipo GAME-CSIC definió una serie de tramos en los que las praderas de angiospermas marinas y las condiciones físicas de la costa y de las aguas son más o menos homogéneos. Con ello no se pretende definir una regionalización ecológica sino más bien aplicar a la información disponible de una forma operativa el gradiente este-oeste que existe en Andalucía. En total se definieron 8 tramos distintos (7 marinos y el 8º para las zonas de estuarios y marismas) que reflejan no solo la variabilidad en función de las condiciones ambientales (masas de agua, naturaleza del litoral, etc.), muy acentuadas entre Almería y Huelva, sino también las presiones humanas que son también distintas en las distintas zonas de la costa. Esta información se traslada a la capa anteriormente creada mediante un campo nuevo denominado "TRAMO".

A continuación se indican los tramos definidos, en los que el equipo del CSIC obtuvo muestras y estimas de almacén y flujo de carbono (Tabla 1 y Figura 6):

» **Tramo 1:** en el Levante almeriense, desde el límite con Murcia hasta la desembocadura del río Alías, al norte de Carboneras. Tiene praderas de *P. oceanica* y *C. nodosa*, en su mayoría sobre fondos blandos, con densidades normales, aunque con algunas zonas degradadas, con altas extensiones de mata muerta, a veces cubierta por *C.*

nodosa. En este tramo se obtuvieron estimas del almacén y flujo de carbono en la pradera de *P. oceanica* saludable de Terreros, en diferentes rangos de profundidad, así como en un claro de arena, y en una pradera en Villaricos a 15-16m de profundidad, que se encuentra en fuerte regresión. También se estimó el carbono en una pradera saludable de *C. nodosa* en Palomares, a 10-11 metros de profundidad.

» **Tramo 2:** zona a caballo entre el Mediterráneo y el extremo oriental del mar de Alborán. Incluye praderas desde Carboneras (incluidas las del Monumento Natural y ZEC Islote de San Andrés) hasta el límite suroccidental del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar. Se trata de praderas generalmente monoespecíficas de *C. nodosa* en sustratos sedimentarios y de *P. oceanica* sobre fondos blandos o rocosos, pero con desarrollo arrecifal, y en general saludables, con densidades normales a altas. En este tramo se muestreó en la pradera saludable de *P. oceanica* de Agua Amarga, a 3 profundidades.

» **Tramo 3:** en el mar de Alborán, desde el límite suroccidental del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar hasta la desembocadura del río Adra. Incluye todas las praderas de la bahía de Almería que quedan fuera del Parque Natural, que generalmente crecen sobre fondos blandos. Se muestrearon las praderas de *C. nodosa* en El Alquián y Roquetas, y de *P. oceanica* en Roquetas, en distintos estados de salud. La zona incluye las praderas del Poniente Almeriense frente a Punta Entinas y la ensenada de Almerimar-Guardias Viejas (muestreada), así como las de Balanegra, sobre fondos blandos o lajas de rocas, con desarrollo arrecifal variable. Las praderas de este tramo muestran densidades y coberturas normales a subóptimas, dependiendo de las zonas, al estar sometidas a diversas presiones antrópicas. También hay zonas de pradera degradada y mata muerta, a veces parcial o totalmente sustituidas por *C. nodosa*.

» **Tramo 4:** mar de Alborán, desde la desembocadura del río Adra hasta Almuñécar. Incluye las praderas de Granada como las existentes en Cala Chinches, Melicena, Castillo de Baños, El Lance y Castell de Ferro, fundamentalmente constituidas por *P. oceanica*. Además, hay extensiones detectadas de mata muerta de esta especie que a veces están parcialmente cubiertas por algas fotófilas. En este tramo se tomaron testigos de sedimento y de biomasa en la pradera de Melicena, en zona vegetada y no vegetada.

» **Tramo 5:** desde Almuñecar en Granada a la desembocadura del río Vélez en Málaga. Incluye las praderas marinas del levante malagueño (del Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo y de Nerja), que viven en general sobre fondos blandos, y algunas sobre fondos rocosos, como la de Nerja. Se encuentran praderas de *P. oceanica* clasificadas como estables, en regresión o de mata muerta, así como pequeñas extensiones de *C. nodosa*. Son praderas someras, y las estaciones POSIMED muestran niveles normales a subóptimos de densidad de haces, con coberturas bajas, y crecientes extensiones de mata muerta. La pradera de Maro-Cerro Gordo muestra también densidades y coberturas subóptimas, pero las coberturas de mata muerta registradas por la red de seguimiento POSIMED-Andalucía parecen estar decreciendo, lo que indica que la pradera se encontraría en recuperación. En cambio, la mancha de *P. oceanica* frente a Nerja muestra densidades de haces muy altas, por encima de lo normal para su profundidad, aunque podría constituir un relicto en recuperación de praderas antiguamente más extensas. En este tramo no se pudo muestrear, por lo que se utilizaron las estimas generales y para los tramos aledaños, según tipología.

» **Tramo 6:** área más occidental del mar de Alborán, desde la punta de Velez-Málaga hasta Gibraltar. Incluye las praderas relictas y matas muertas del poniente malagueño: Calahonda-Calaburras (localidad muestreada), El Saladillo, Guadalmansa, Estepona y Punta Chullera, el actual límite occidental de distribución de *P. oceanica*

(Moreno *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2015). La mayoría de las praderas vivas actuales de esta zona crecen sobre roca, sin prácticamente desarrollo arrecifal (caso de Calaburras). Hay extensiones detectadas de mata muerta, que a veces están parcialmente cubiertas por *C. nodosa*. Aquí se muestreó la mata muerta de Calahonda y la biomasa de manchas de *P. oceanica* sobre roca.

» **Tramo 7:** zona atlántica, desde Gibraltar hasta el norte de la playa de la Barrosa, en Sancti Petri (Cádiz). Incluye praderas de mar abierto de *C. nodosa* que no se pudieron muestrear por mal tiempo, pero se mantiene el tramo diferenciado, de cara al escalado.

» **Tramo 8**: estuarios y marismas de la zona atlántica. Este tramo incluye las praderas marinas de *C. nodosa* y *Z. noltei* cartografiadas en lagunas costeras y en caños de marea, como la laguna de Santibáñez y los caños del Parque Natural Bahía de Cádiz (Cádiz) y del Paraje Natural Marismas del Odiel (Huelva), cuyos sedimentos y biomasa fueron muestreados para estimar sus flujos y reservas de carbono orgánico.

Tabla 1: Tramos de costa y de ambientes marinos definidos en el presente trabajo en función de las características físicas de los distintos mares que las bañan, de la naturaleza del litoral y de la presencia de las distintas especies de angiospermas marinas.

Mar	Provincia	N.º	Tramo
Mediterráneo	**Almería**	1	Fondos Marinos del Levante Almeriense
Alborán		2	Isla de San Andrés (Carboneras) y Parque Natural Cabo de Gata-Níjar
		3	Bahía de Almería y Poniente Almeriense hasta río Adra
	Granada	4	Zona más occidental de Almería y costa granadina hasta Almuñécar
	Málaga	5	Zona más occidental de Granada incluyendo Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Granada y Málaga), hasta Vélez-Málaga
		6	Desde Vélez-Málaga hasta el límite con Cádiz en Punta Chullera
Atlántico	**Cádiz**	7	Mar abierto, zona atlántica
	Huelva	8	Estuarios, caños de marismas y lagunas de Cádiz y Huelva

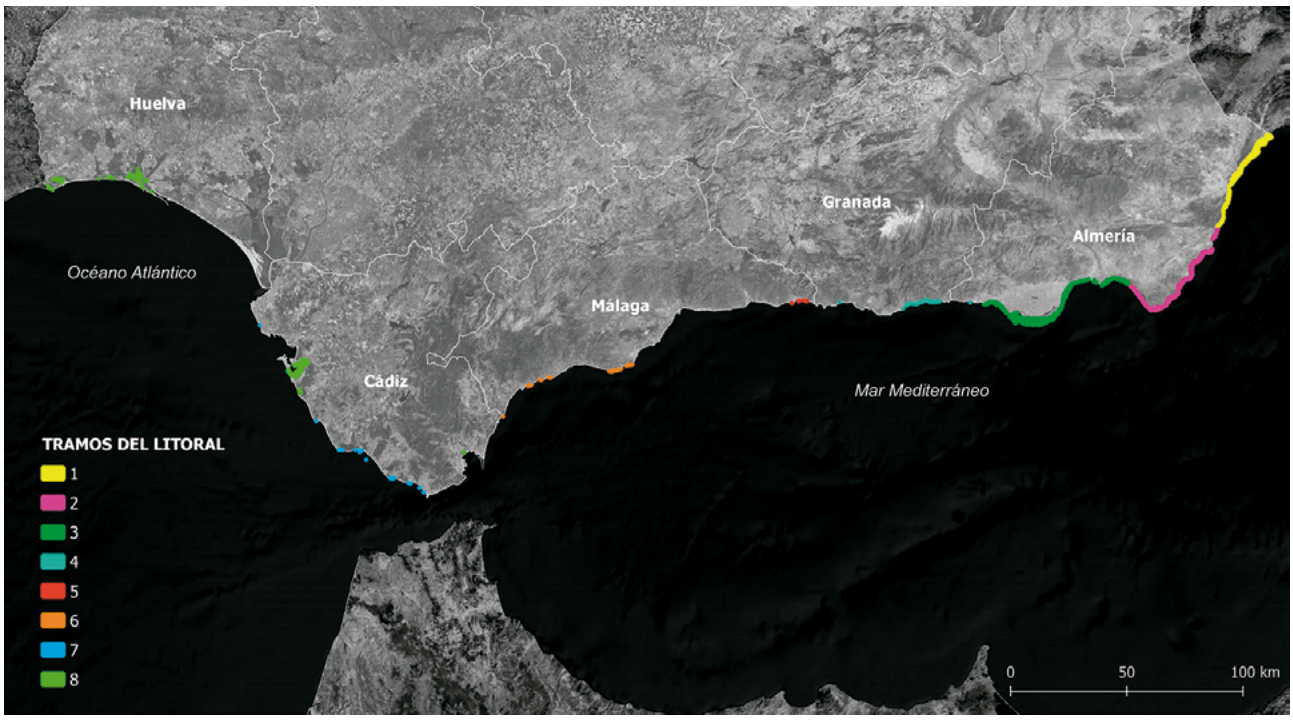


Figura 6: Mapa con los tramos de costa definidos en el presente trabajo, ordenados de este a oeste. Se muestran las zonas de presencia de praderas de angiospermas marinas en cada tramo.

Tabla matriz y mapas de flujo y de *stock* de CO_2

La información obtenida por el equipo del CSIC durante el proyecto Life Blue Natura en el estudio de las reservas y flujos de carbono en las praderas (Acción C1), incluyendo la "mata", con testigos (*cores*) de varios metros de profundidad obtenidos mediante buceo (Fig. 1 D) o con el B/O García del Cid de 37 m de eslora (Fig. 1 E), han sido la base para elaborar la tabla matriz de CO_2 (Mateo *et al.*, 2019). Además, se ha contado con la información disponible recopilada por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz de los trabajos realizados sobre las praderas andaluzas desde 2004, destacando la obtenida en la elaboración de las cartografías ya comentadas (con información de los escalones de gran potencia de "mata", extensiones de "mata muerta" o pradera degradada, etc.), y la recabada por la Red POSIMED con 35 estaciones de seguimiento y que permiten conocer el estado de conservación de las praderas (Junta de Andalucía, 2017, 2018 y 2019).

El equipo del CSIC ha utilizado un diseño muestral que puede permitir determinar el efecto de los siguientes factores en las reservas y flujos de carbono de las praderas marinas:

» Especie (*P. oceanica, C. nodosa, Z. noltei*).

» Zona geográfica (Mediterráneo, Alborán, Atlántico mar abierto y Atlántico aguas costeras interiores).

» Estado vital (pradera saludable, en regresión, mata muerta, en (re)colonización, claro de arena).

» Sustrato (blando / rocoso).

» Profundidad (somera, intermedia, profunda).

Se considera que el orden de importancia de los factores explorados para determinar las reservas y flujos de carbono de las praderas marinas es, de mayor a menor:

Especie ≥ Sustrato ≥ Zona geográfica ≥ Vitalidad ≥ Profundidad

Dado el gran número de factores explorados, la vasta superficie a muestrear, a que no se daban todas las combinaciones de los factores, así como las limitaciones de tiempo y recursos del estudio, éste no ha sido saturado. Quiere decir que no todos los factores se estudiaron para cada especie y tramo. Los dos últimos factores (sustrato y profundidad), así como algunos estados del factor estado vital, sólo se exploraron en algunas localidades de *P. oceanica*.

Los valores resultantes de la tabla matriz se trasladaron a continuación a los correspondientes campos creados al efecto en la capa vectorial cartográfica. Este proceso ha permitido cruzar esta valiosa información y obtener mapas temáticos de *stock*, flujo de CO_2 y biomasa del dosel, para todas las praderas de angiospermas marinas de Andalucía. La tabla matríz utilizada y los detalles sobre su elaboración pueden consultarse en Díaz-Almela y Carreto (2021) y su anexo, disponible en la REDIAM como Información adicional de Sumideros de Carbono en Praderas de *Posidonia oceanica*, Proyecto LIFE Blue Natura.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos durante la realización de este trabajo se presentan y se discuten a continuación.

Cartografías específicas de praderas marinas para el Life Blue Natura

El proyecto Life+ *Posidonia* Andalucía supuso un avance sin precedentes en el conocimiento de las praderas de *P. oceanica* en la Comunidad Andaluza. Sin embargo, el ámbito de actuación del Life+ *Posidonia* estaba restringido a la Red Natura 2000 (Mendoza *et al.,* 2014), por lo que no se pudo cubrir todo el territorio. Por ello, en el proyecto posterior, el Life Blue Natura, se ha realizado un gran esfuerzo para rellenar los huecos y realizar cartografías en zonas con presencia conocida de angiospermas marinas fuera de la Red Natura 2000.

En total durante el Life Blue Natura se han prospectado 7.115 ha de fondo marino en 11 zonas estudiadas a lo largo del litoral andaluz (Tabla 2), detectando en ellas un total de 1.599 ha de praderas de angiospermas marinas. Esta aportación corresponde a un 13,61% del total de superficie conocida de este tipo de hábitats en Andalucía. Aunque el porcentaje es pequeño era fundamental poder disponer de información actualizada de todas las praderas andaluzas, incluidas las de otras especies menores como *C. nodosa* y *Z. noltei*. En el futuro se seguirán realizando pequeñas cartografías de zonas del litoral para actualizar la información disponible. Las praderas de fanerógamas son sistemas vivos que evolucionan con el tiempo y que sufren directamente los impactos de la actividad humana en el litoral, por lo que será necesario ir actualizando los datos en un proceso continuo y dinámico.

Entre las nuevas cartografiadas destacan por su extensión las dos realizadas en la bahía de Almería donde se trabajó en dos zonas, la 1 (Universidad-Puerto de Almería) con 1.600 ha cubiertas y 398 ha praderas, fundamentalmente de *C. nodosa*, y la 2 (área de Roquetas-Aguadulce), con 87 ha prospectadas y 51 ha de *P. oceanica* degradada o de mata muerta (Tabla 2, Fig. 7). También son destacables, por la gran superficie estudiada, la zona 3 (Ensenada de Almerimar, Almería) con 1.200 ha de fondo marino de las que 520 ha son de praderas, con dominancia de *P. oceanica* (Tabla 2, Fig. 3), y la zona 11 (Bahía de Cádiz), con 1.527 ha prospectadas y presencia exclusiva de *Z. noltei* en un total de 425 ha (Tabla 2, Fig 8).

Cartografía integrada

En la capa resultante de la fusión de las capas de diversas fuentes y de las zonas estudiadas durante el Life Blue Natura se integra toda la información actualizada de praderas de angiospermas marinas conocidas en Andalucía. En esta cartografía integrada se reúnen, por tanto, además de la distribución de las distintas especies de angiospermas marinas, la tipología de las praderas que forman, como por ejemplo si están en regresión o si hay presencia de mata muerta de *P. oceanica.* En la tabla de atributos del GIS, en el apartado de biocenosis (campo INTEGR), algunas opciones tienen más de una especie, tipo de sustrato o biocenosis, en las zonas que ya se han comentado donde el fondo es un parcheado sin un hábitat uniforme. Además, en esta capa se reflejan todos los atributos relevantes originarios de las distintas fuentes de información: Cartografía Regional (incluido el Life Blue Natura), Ecocartografías y Life+ *Posidonia* Andalucía.

Tabla 2: Resultados de las cartografías realizadas de angiospermas marinas por el Equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz durante el Proyecto Life Blue Natura. 1. Zona Universidad-Puerto de Almería (Almería). 2. Áreas degradadas y mata muerta en Roquetas-Aguadulce (Almería). 3. Ensenada de Almerimar (Almería). 4. Tramo Guardias Viejas-Balanegra (Almería). 5. Zona Punta Negra-Casarones (Granada). 6. Actualización de la cartografía en la Punta de la Torrecilla (Málaga). 7. Cartografía de *Posidonia oceanica* en el ZEC de Calahonda y el entorno del Puerto de Cabopino (Málaga). 8. Cartografía en el ZEC El Saladillo-Punta de Baños, zona de Guadalmansa y ZEC Fondos Marinos de la Bahía de Estepona (Málaga). 9. Ensenada de Bolonia y Valdevaqueros (Cádiz). 10. Caño de Sancti Petri (Cádiz). 11. Bahía de Cádiz. Se muestran los valores en hectáreas (ha) de la superficie total de fondo marino prospectado, la cantidad (ha) de cada biocenosis o especie detectada, así como los porcentajes y totales.

Provincia	N.º Zona Blue Natura	Superficie prospectada (ha)	Biocenosis / Especie	Superficie pradera por biocenosis/ especie (ha)	% de pradera en la zona	Superficie total de praderas (ha)	% total de praderas en la zona
Almería	1	1.600	*Cymodocea nodosa*	308,74	19,3%	398,80	24,9%
			Mata muerta *Posidonia oceanica*	1,73	0,1%		
			Posidonia oceanica	88,33	5,5%		
	2	87	Mata muerta *Posidonia oceanica*	23,62	27,2%	51,17	58,8%
			Posidonia oceanica en regresión	27,55	31,7%		
	3	1.200	*Cymodocea nodosa*	15,15	1,3%	520,93	43,4%
			Mata muerta *Posidonia oceanica*	1,33	0,1%		
			Posidonia oceanica	340,96	28,4%		
			Posidonia oceanica en fondo mixto	99,66	8,3%		
			Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	63,83	5,3%		
	4	850	*Posidonia oceanica*	29,00	3,4%	29,00	3,4%
Granada	5	400	*Cymodocea nodosa*	1,05	0,3%	71,45	17,9%
			Mata muerta *Posidonia oceanica*	2,37	0,6%		
			Posidonia oceanica en regresión	68,03	17,0%		
Málaga	6	233	*Posidonia oceanica*	0,36	0,2%	0,36	0,2%
	7	328	*Cymodocea nodosa*	0,23	0,1%	6,51	2,0%
			Mata muerta *Posidonia oceanica*	1,26	0,4%		
			Posidonia oceanica	5,02	1,5%		
	8	314	*Posidonia oceanica*	3,60	1,1%	3,60	1,1%
Cádiz	9	554	*Cymodocea nodosa*	89,43	16,1%	89,43	16,1%
	10	22	*Zostera noltei*	2,20	10,0%	2,20	10,0%
	11	1.527	*Zostera noltei*	425,77	27,9%	425,77	27,9%
Totales		**7.115**		**1.599,22**		**1.599,22**	

1. Tramo Universidad-Puerto de Almería (Almería). 1.600 ha.
2. Áreas degradadas y mata muerta en Roquetas-Aguadulce (Almería). 87 ha.
3. Ensenada de Almerimar (Almería). 1.200 ha.
4. Tramo Guardias Viejas-Balanegra (Almería). 850 ha.
5. Tramo Punta Negra - Casarones (Granada). 400 ha.
6. Actualización de la cartografía en la Punta de la Torrecilla (Málaga). 233 ha.
7. Cartografía de *Posidonia* en el ZEC de Calahonda y el entorno del Puerto de Cabopino (Málaga). 328 ha.
8. Cartografía en el ZEC El Saladillo-Punta de Baños, zona de Guadalmansa y ZEC Fondos Marinos de la Bahía de Estepona (Málaga). 314 ha.
9. Ensenada de Bolonia y Valdevaqueros (Cádiz). 554 ha.
10. Caño de Sancti Petri (Cádiz). Se llevó a cabo la actualización de los polígonos de *Zostera noltei* en este tramo. 22 ha.
11. Bahía de Cádiz. Se llevó a cabo la actualización de los polígonos de *Zostera noltei* en esta zona. 1.527 ha.

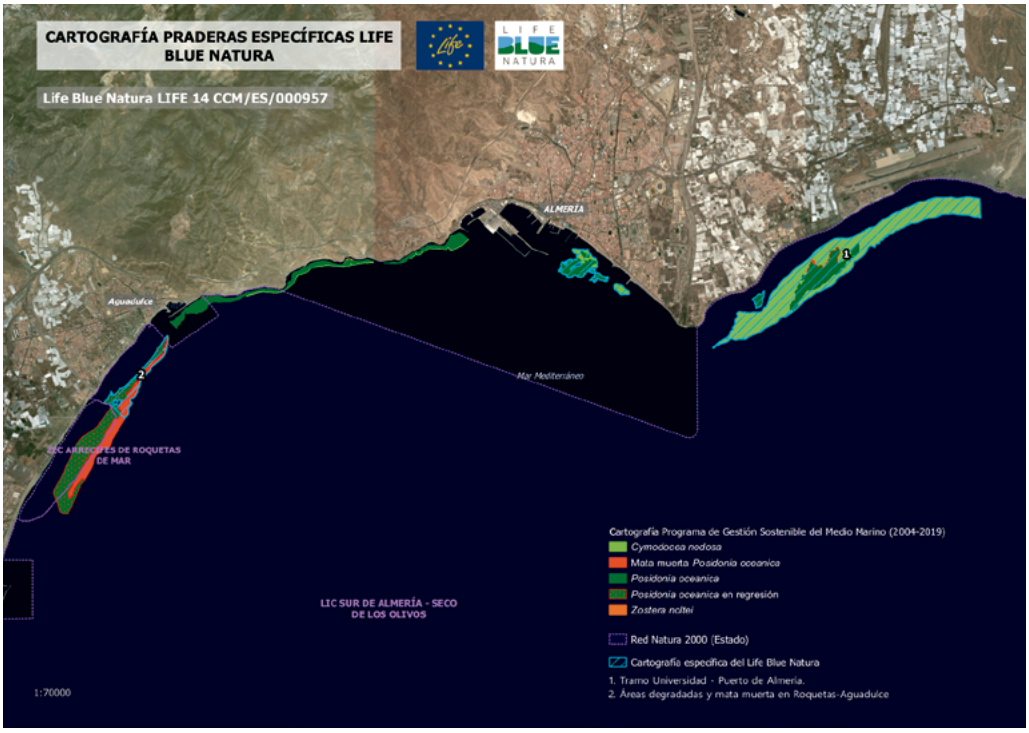


Figura 7: Cartografías de praderas de angiospermas marinas realizadas por el equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz en la bahía de Almería fuera de la Red Natura 2000 y no incluidas en el Life+ *Posidonia* Andalucía (el LIC de Bahía de Almería-Seco de los Olivos se propuso en 2014, es decir, posteriormente al inicio del Life + *Posidonia* Andalucía). Se incluyen en esta figura dos zonas cartografiadas en el Life Blue Natura: 1. Zona de la universidad y del puerto de Almería, a ambos lados del delta del río Andarax, y 2. Áreas degradadas de *Posidonia oceanica* y de "mata muerta" de esta misma especie en la zona de Roquetas y Aguadulce. No se muestran polígonos que provengan de otras fuentes de información.

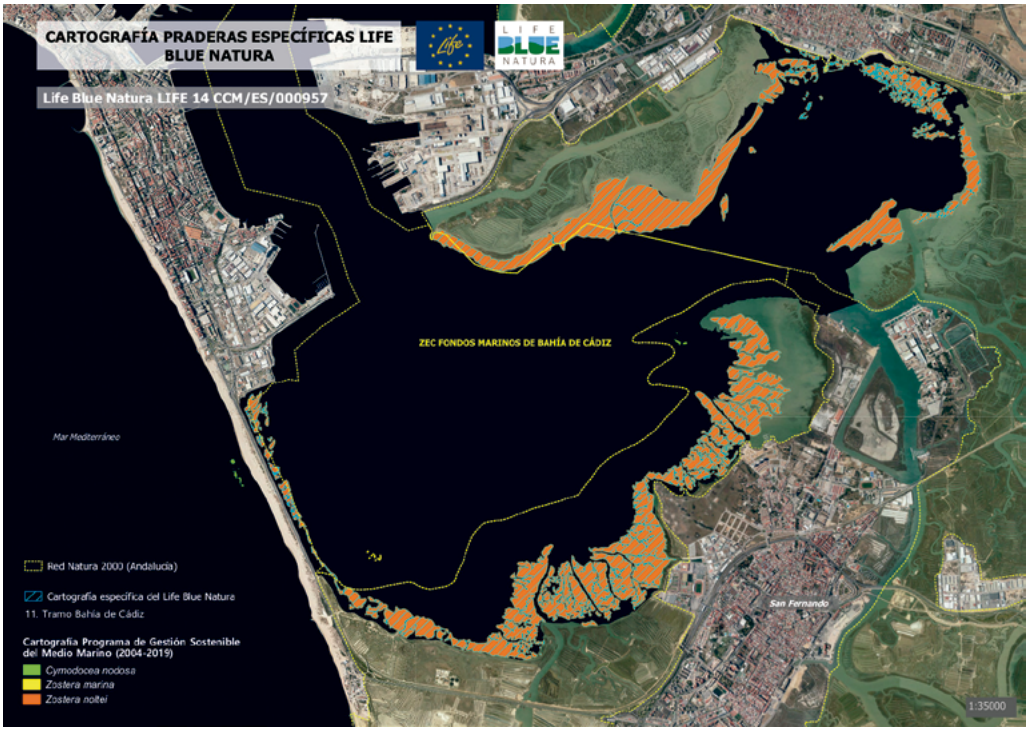


Figura 8: Cartografía de actualización de los polígonos de *Zostera noltei* realizada por el equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz en el Parque Natural Bahía de Cádiz, durante el Proyecto Life Blue Natura. No se muestran polígonos que provengan de otras fuentes de información.

El total de hectáreas de fondo marino con praderas que se conoce actualmente en Andalucía es de 11.751 ha, de las que 7.097 ha son de *P. oceanica* (60,40%), seguida por *C. nodosa* con 4.179 ha (35,36%) (Tabla 3). En determinadas zonas las praderas no son monoespecíficas y continuas, dándose el caso de praderas mixtas en las que conviven dos especies (muy típico de *C. nodosa* y *Z. noltei*), o de la existencia de un auténtico puzzle con manchas de *P. oceanica* y otras de *C. nodosa*, que ocupa los rodales de arena de los canales intermata. Además, hay otras zonas con praderas de *P. oceanica* degradadas o muertas en las que viven otras especies como *C. nodosa* o incluso el alga invasora *Caulerpa cylindracea* (Tabla 3), por lo que es muy difícil asignar a especies concretas todos los polígonos cartográficos.

Tabla 3: Resultados de la cartografía integrada en el que se incluye también la información levantada durante el Life Blue Natura. Se muestra la superficie actualizada en hectáreas de las praderas en Andalucía de cada una de las biocenosis o especies consideradas en las fuentes cartográficas, y el total regional agrupado por especies (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* y *Zostera marina*). Se indican también los porcentajes. Nota: aunque existen fondos mixtos o parcheados en los que hay varias especies, para el total específico se ha seleccionado la que es dominante.

Tipo de biocenosis / Especie	Superficie (ha)	%	Superficie total (ha)	%
Mata muerta de *Posidonia oceanica*	131,25	1,12	7.097,90	60,40
Posidonia oceanica	5.197,76	44,23		
Posidonia oceanica en fondo mixto	99,66	0,85		
Posidonia oceanica en regresión	629,62	5,36		
Posidonia oceanica y *Caulerpa cylindracea*	42,19	0,36		
Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	939,78	8,00		
Posidonia oceanica, *Cymodocea nodosa* y *Zostera sp.*	57,64	0,49		
Cymodocea nodosa	4.179,05	35,56	4.179,14	35,56
Cymodocea nodosa y mata muerta de *P. oceanica*	0,09	0,00		
Cymodocea nodosa y *Zostera noltei*	0,34	0,00	474,07	4,03
Zostera noltei	473,73	4,03		
Zostera marina	0,09	0,00	0,09	0,0008
Total Resultado	**11.751,20**	**100,00**	**11.751,20**	**100,00**

En el análisis de la información cartográfica de praderas por provincias (Tabla 4) se observa que Almería es la que tiene más diversidad de biocenosis y especies, y también de superficie ocupada por praderas de angiospermas marinas, con más de 10.500 ha (un 89,66% del total de Andalucía), de las cuales unas 5.000 ha son de praderas monoespecíficas de *P. oceanica* (42,57% del total) y más de 3.700 ha de formaciones monoespecíficas de *C. nodosa* (31,59%). En la parte mediterránea de Andalucía, incluido el mar de Alborán, se observa un gradiente de reducción según nos acercamos al Estrecho, con cada vez menos cantidad de praderas, puesto que en Granada se conocen 227 ha de praderas (un 1,93% del total de la comunidad) y en Málaga solo 51 ha (el 0,44%). En el Atlántico, donde no vive *P. oceanica*, domina *Z. noltei* en estuarios y marismas. En Cádiz además está presente *C. nodosa* y algunas manchas relictas de *Zostera marina* (la presencia de esta última especie resulta de difícil localización y cuantificación ya que está completamente rodeada de *C. nodosa*). Cádiz con 891 ha es la provincia atlántica con más praderas, un 7,59% del total de Andalucía. Huelva, con solo 45 ha conocidas de *Z. noltei* (un 0,38% de las praderas de Andalucía) es la provincia con menor superficie de angiospermas marinas y también con menor diversidad ya que ésta es la única especie presente (Tabla 4).

Este resultado, obtenido gracias al esfuerzo de distintos proyectos y equipos de trabajo, realizado durante muchos años, es equivalente al que se están obteniendo en otros puntos

del Mediterráneo, como por ejemplo en Córcega (Valette-Sansevin *et al.* 2019; Pergent *et al.*, 2019), donde han identificado más de 53.000 ha de *P. oceanica* (muy abundante hasta -40 m debido a la elevada transparencia de las aguas y con praderas de hasta 5 km de anchura en la costa este por ser la plataforma poco profunda) y solo 1.690 ha de *C. nodosa*.

Tabla 4: Resultados de la cartografía integrada. Superficie en hectáreas de los distintos tipos de praderas de angiospermas marinas presentes en Andalucía, por provincias. Se incluyen porcentajes y totales.

Provincia	Biocenosis / Especie	Superficie (ha)	%	Total (ha)	% Total
Almería	*Cymodocea nodosa*	3.711,77	31,59	10.536,34	89,66
	Cymodocea nodosa y *Zostera noltei*	0,34	0,00		
	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	123,42	1,05		
	Posidonia oceanica	5.002,20	42,57		
	Posidonia oceanica en fondo mixto	99,66	0,85		
	Posidonia oceanica en regresión	559,35	4,76		
	Posidonia oceanica y *Caulerpa cylindracea*	42,19	0,36		
	Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	939,73	8,00		
	Posidonia oceanica, *Cymodocea nodosa* y *Zostera sp.*	57,64	0,49		
	Zostera noltei	0,04	0,00		
Granada	*Cymodocea nodosa*	4,18	0,04	227,25	1,93
	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	5,26	0,04		
	Posidonia oceanica	147,55	1,26		
	Posidonia oceanica en regresión	70,27	0,60		
Málaga	*Cymodocea nodosa*	0,40	0,00	51,13	0,44
	Cymodocea nodosa y mata muerta de *P. oceanica*	0,09	0,00		
	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	2,57	0,02		
	Posidonia oceanica	48,01	0,41		
	Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	0,06	0,00		
Cádiz	*Cymodocea nodosa*	462,69	3,94	891,41	7,59
	Zostera marina	0,09	0,00		
	Zostera noltei	428,63	3,65		
Huelva	*Zostera noltei*	45,06	0,38	45,06	0,38
Total		**11.751,20**	**100,00**	**11.751,20**	**100,00**

Batimetría

Al cruzar la batimetría ya actualizada y depurada con otras capas de información, como las biocenosis de la cartografía integrada, se obtienen multitud de polígonos menores correspondientes a los distintos hábitats y profundidades. Estos polígonos resultantes son muy importantes para conocer la distribución de las distintas praderas de angiospermas a lo largo del gradiente que existe desde la superficie hacia más fondo hasta llegar a su límite de profundidad que depende de la transparencia de las aguas y, por tanto, de la cantidad de luz que pueden recibir (Duarte, 1991). Precisamente la cantidad de luz que llega a las hojas y que depende de la transparencia de las aguas y de la profundidad, es la que condiciona la densidad de haces de las distintas praderas andaluzas (Sánchez-Lizaso, 2004c; Junta de Andalucía, 2017 y 2018).

Los resultados obtenidos permiten conocer en más detalle cómo se comportan las praderas andaluzas de cada una de las especies de angiospermas marinas en función de la profundidad. Así, por ejemplo, *P. oceanica*, que en Andalucía llega hasta unos 30 m de

profundidad, no se distribuye de forma homogénea en ese rango batimétrico. Seleccionando, por ejemplo, las zonas con pradera de *P. oceanica* monoespecífica y saludable (Tabla 5), se ha obtenido que la mayor parte de las mismas (más del 71%) se encuentran en profundidades medias, entre 5 y 20 m en Almería, provincia donde este tipo de pradera es mucho más abundante (96,24%) que en el resto de Andalucía. Estas praderas monoespecíficas de *P. oceanica* también son más abundantes en un rango batimétrico medio en Granada y Málaga pero en estos casos siempre en zonas más someras por ser las aguas más turbias según nos acercamos hacia el Estrecho: entre 5 y 15 m (más del 88%) en Granada, y en el rango de 5-10 m (46,24%) en Málaga. Es interesante observar que las praderas de *P. oceanica* en regresión se han detectado solo en Almería y en Granada (Tabla 6). En Málaga la presencia de la especie es tan escasa que es posible que la regresión que pueda sufrir, lleve casi automáticamente aparejada la desaparición de las manchas. En Almería es muy destacable que las praderas que presentan más hectáreas en regresión, 184 ha (casi el 33% del total) son las más profundas y se sitúan entre -25 y -30 m, lo que podría asociarse a actividades ilegales de pesca de arrastre y/o a una reducción de la calidad del agua, por contaminación difusa con exceso de nutrientes; aunque también podría ser un artefacto del método y que la señal del sonar (en concreto en la Ecocartografía de 2008) de praderas no muy densas y con poca cobertura (que es lo que se puede esperar en zonas profundas) se haya interpretado como que se encuentran en regresión. Las praderas en regresión en Granada se encuentran mayoritariamente (61,87%) entre 10 y 15 m, que para esta provincia son praderas "profundas" porque apenas hay presencia de la especie entre -15 y -25 m (Tabla 6). Es necesario investigar más la posible recesión general de las praderas profundasen Andalucía y sus causas, un fenómeno detectado en otras zonas del Mediterráneo, incluso sin presiones aparentes (Mayot *et al.*, 2006; Astruch *et al.*, 2017).

La existencia de "mata muerta" es más o menos frecuente dentro de las praderas y se evalúa en las estaciones de seguimiento con las medidas de cobertura, pero con frecuencia no tiene entidad para una representación cartográfica. Solo cuando la presencia de "mata muerta" es continua y muy extensa es cuando puede generar polígonos y ser representadas en las cartografías. En Almería, la provincia con más praderas vivas pero también con más extensión de "mata muerta", se conocen 123 ha y de ellas más del 42% se encuentra entre 10 y 15 m de profundidad (Tabla 7). Las áreas más importantes de "mata muerta"

Tabla 5: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Posidonia oceanica* y la batimetría, por provincias. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de la especie, con porcentajes y totales.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	*Posidonia oceanica*	0-05	285,48	5,71	5002,20	96,24
		05-10	1119,38	22,38		
		10-15	1352,24	27,03		
		15-20	1113,92	22,27		
		20-25	864,98	17,29		
		25-30	266,19	5,32		
Granada	*Posidonia oceanica*	0-05	15,70	10,64	147,55	2,84
		05-10	63,97	43,35		
		10-15	66,25	44,90		
		15-20	1,63	1,10		
Málaga	*Posidonia oceanica*	0-05	13,84	28,84	48,01	0,92
		05-10	22,20	46,24		
		10-15	11,96	24,92		
		Total			**5197,76**	**100,00**

Tabla 6: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas de *Posidonia oceanica* en regresión y la batimetría, por provincias. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de este tipo de fondo, así como los porcentajes y totales.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	*Posidonia oceanica* en regresión	0-05	1,36	0,24	559,35	88,84
		05-10	28,45	5,09		
		10-15	144,51	25,84		
		15-20	71,45	12,77		
		20-25	129,12	23,08		
		25-30	184,46	32,98		
Granada	*Posidonia oceanica* en regresión	0-05	1,02	1,45	70,27	11,16
		05-10	23,64	33,65		
		10-15	43,47	61,87		
		15-20	2,04	2,91		
		20-25	0,08	0,12		
	Total				**629,62**	**100,00**

Tabla 7: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de superficies de fondo marino de "mata muerta" de *Posidonia oceanica* y la batimetría, por provincias. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de este tipo de fondo, el porcentaje y el total.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	0-05	0,90	0,73	123,42	94,03
		05-10	13,44	10,89		
		10-15	52,46	42,51		
		15-20	26,00	21,06		
		20-25	17,60	14,26		
		25-30	13,02	10,55		
Granada	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	0-05	0,58	10,95	5,26	4,00
		05-10	3,03	57,63		
		10-15	1,65	31,41		
Málaga	Mata muerta de *Posidonia oceanica*	0-05	2,57	100	2,57	1,96
	Total				**131,25**	**100,00**

en esta provincia se encuentran en Villaricos, por un vertido industrial, y en la bahía de Almería entre Aguadulce y Roquetas de Mar, incluyendo los fondos situados por fuera del Monumento Natural Arrecife Barrera de *Posidonia,* en parte por la pesca de arrastre y/o por dragados que tuvieron lugar en el último cuarto del siglo XX (Arroyo *et al.*, 2015), así como, probablemente, por exceso de nutrientes en el agua. En el caso de Granada la "mata muerta" también es más frecuente (57,63%) en praderas de media profundidad para esa provincia, entre 5 y 10 m. Cabría esperar que en fondos someros (entre 0 y 5 m de profundidad) hubiera importantes extensiones de "mata muerta" por ser la zona litoral donde más obras se realizan (puertos, regeneración de playas, etc.) y más vertidos suelen producirse, pero en Almería y Granada es muy escasa a poca profundidad y los valores más altos se encuentran en Málaga (Tabla 7). Las praderas que se han catalogado con presencia conjuntamente de *P. oceanica* y el alga invasora *Caulerpa cylindracea*, solo observadas en Almería, son todas medias o profundas, con un máximo de hectáreas (27,47) entre 20 y 25 m, seguido por el rango entre 25 y 30 m (13,33 ha) (Tabla 8), lo que coincide con las profundidades donde acaba de comentarse que hay más pradera degradada (o con poca cobertura), lo

Tabla 8: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de superficies de fondo marino de pradera de *Posidonia oceanica* con el alga invasora *Caulerpa cylindracea* y la batimetría, en Almería. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de este tipo de fondo, el porcentaje y el total.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	*Posidonia oceanica* y *Caulerpa cylindracea*	15-20	1,40	3,31	42,19	100,00
		20-25	27,47	65,10		
		25-30	13,33	31,59		
Total					**42,19**	**100,00**

cual facilitaría la invasión. Estos rangos batimétricos (20-30 m) coinciden también con los observados como preferidos por el alga invasora en el seguimiento de la expansión de *C. cylindracea* en los Fondos Marinos del Levante Almeriense desde su aparición en la zona en 2008 (Junta de Andalucía, 2014). Sin duda, *C. cylindracea* aprovecha que las praderas de angiospermas son poco vigorosas o que dejan huecos entre las plantas para asentarse de forma masiva sobre un sustrato mucho más estable que es sedimento desnudo.

Las praderas monoespecíficas *C. nodosa* (Tabla 9) son muy abundantes en Almería. El 88,82% de estas formaciones en Andalucía se encuentran en esta provincia (3.711 ha), y se localizan entre la orilla y 30 m de profundidad, con una mayor abundancia en el rango batimétrico de 10-15 m, con 1.470 ha (casi el 40% de Almería). Precisamente las cartografías realizadas durante el Life Blue Natura fuera de la Red Natura 2000 han permitido completar el conocimiento de la distribución de esta especie, al incorporar praderas muy extensas como la que hay entre la salida del río de Almería y El Alquián (tramo 1 ya comentado). En Granada la especie es muy escasa (solo el 0,10% de Andalucía), con un máximo de 2,78 ha entre 5 y 10 m de profundidad. En Málaga *C. nodosa* solo se ha observado en el rango más somero (entre 0 y 5 m) concentrada principalmente en la ZEC de Calahonda,

Tabla 9: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* y la batimetría, por provincias. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de este tipo de fondo, así como los porcentajes y totales.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	*Cymodocea nodosa*	0-05	33,46	0,90	3.711,77	88,82
		05-10	870,77	23,46		
		10-15	1.470,29	39,61		
		15-20	983,21	26,49		
		20-25	290,52	7,83		
		25-30	63,52	1,71		
Granada	*Cymodocea nodosa*	05-10	1,39	33,20	4,18	0,10
		10-15	2,78	66,60		
		15-20	0,01	0,20		
Málaga	*Cymodocea nodosa*	0-05	0,40	100	0,40	0,01
Cádiz	*Cymodocea nodosa*	0-05	341,48	73,80	462,69	11,07
		05-10	25,42	5,49		
		10-15	87,30	18,87		
		15-20	6,38	1,38		
		20-25	1,24	0,27		
		25-30	0,88	0,19		
	Total				**4.179,05**	**100,00**

con solo 0,40 ha que representa un 0,01% de Andalucía. En Cádiz, la especie es mucho más frecuente que en Granada y en Málaga (con 462 ha y un 11,07% del total), pero a diferencia del resto de provincias la mayor abundancia se observa en fondos muy someros debido al alto grado de turbidez de las aguas. Así, por ejemplo se conocen 341,48 ha entre 0 y 5 m de profundidad (Tabla 9), que corresponden al Parque Natural Bahía de Cádiz y que constituye el 73,80% de este tipo de fondo en la provincia. También son destacables las 87 ha de praderas gaditanas de *C. nodosa* que se encuentran entre 10 y 15 m de profundidad, la mayoría en el Parque Natural del Estrecho y todas ellas en mar abierto, en aguas más transparentes que en la bahía de Cádiz.

Por último, *Z. noltei* (Tabla 10) tiene una distribución predominantemente atlántica asociada a estuarios, pudiendo quedar fuera del agua en marea baja (Pérez-Lloréns y Moreno, 2004). Es destacable que existe una pradera mediterránea de esta especie en el estuario del río Palmones, en la bahía de Algeciras (Arroyo *et al.*, 2015). Además, *Z. noltei* también tiene presencia en aguas abiertas mediterráneas en la provincia de Almería, siempre en el infralitoral somero, ya sea formando manchas monoespecíficas muy pequeñas o asociada a *C. nodosa*, (Moreno y Guirado, 2003; Pérez-Lloréns y Moreno, 2004). En las cartografías realizadas en el Blue Natura se han observado manchas mixtas puntuales de *C. nodosa* y *Z. noltei* entre 5 y 7 m de profundidad, algo superior a lo que se conocía hasta ahora, sin significación cartográfica. El cruce de datos de la cartografía integrada con la batimetría confirma lo que se conocía de la especie, una presencia que se circunscribe a fondos muy someros (0-5 m) y con una gran abundancia en Cádiz (428,63 ha), que corresponden en parte al Parque Natural Bahía de Cádiz y constituyen el 90,41% de Andalucía, seguido de Huelva, donde es la única angiosperma marina, con 45,06 ha (casi el 10% de las praderas andaluzas de esta especie) (Tabla 10). La presencia en Almería es puntual y testimonial, con solo 0,04 ha para praderas monoespecíficas y 0,34 ha para praderas mixtas con *C. nodosa*, aunque este última categoría podría estar infravalorada puesto que no es fácil distinguir la presencia de *Z. noltei* en praderas de otras especies ya que es mucho menor que ellas y puede pasar desapercibida.

Tabla 10: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Zostera noltei* y la batimetría, por provincias. En el caso de Almería se han considerado también las praderas mixtas de *Cymodocea nodosa* y Z. noltei. Se muestran las hectáreas de cada rango batimétrico con presencia de la especie, con porcentajes y totales.

Provincia	Biocenosis / Especie	Rango (m)	Superficie (ha)	%	Total (ha)	Total %
Almería	*Cymodocea nodosa* y *Zostera noltei*	0-05	0,34	90,51	0,38	0,08
	Zostera noltei	0-05	0,04	9,49		
Cádiz	*Zostera noltei*	0-05	428,63	100	428,63	90,41
Huelva	*Zostera noltei*	0-05	45,06	100	45,06	9,51
	Total				**474,07**	**100,00**

Sustrato

La incorporación de la información de la naturaleza del sustrato de las distintas cartografías disponibles a la integrada, constituyó un salto cualitativo en este trabajo, puesto que se pudieron obtener como resultado, polígonos más precisos del tipo de pradera que se encuentra en cada zona. Como ya se ha comentado las angiospermas marinas suelen asentarse en fondos blandos donde pueden fijar sus raíces y rizomas, aunque *P. oceanica* puede vivir también sobre roca, pero no siempre es fácil conocer el sustrato que existe debajo, al

estar tapado por el espeso entramado de rizomas de la pradera. Sin embargo, es muy importante conocer si el fondo que hay debajo de la pradera es blando, y por tanto podría tener "mata" y un importante *stock* de carbono en su interior, o si es rocoso, con lo que la capa orgánica sería muy estrecha y limitada a los rizomas y a las hojas vivas (aunque a veces se observa cierto desarrollo recifal sobre roca). A falta de mediciones de la potencia de "mata" bajo la pradera, la definición del tipo de sustrato basal es, por tanto, fundamental para poder acometer el escalado de los datos del estudio de almacén de carbono obtenidos por parte del equipo del CSIC y poder hacer estimaciones razonables a escala regional.

En los resultados obtenidos (Tabla 11) se observa, como cabía esperar, que las praderas de todas las especies se asientan preferentemente sobre fondos blandos y móviles. Sin embargo, también se ha identificado sustrato rocoso en el caso de praderas de *P. oceanica* en varias de sus diferentes tipologías, y muy raramente en *C. nodosa*. La presencia más importante de roca se encuentra en las praderas de *P. oceanica* sanas y monoespecíficas, con más de 2.100 ha frente a las más de 3.000 ha que se encuentran sobre fondos blandos. Estos valores tan altos de pradera sobre roca, que constituyen un 41,54% frente a pradera sobre sedimentos (un 58,46%), confirman lo que ya se había apuntado por distintos autores para *P. oceanica* en Andalucía (García Raso *et al.* 1992; Moreno y Guirado, 2003; Luque y Templado, 2004; Arroyo *et al.*, 2015): que las praderas de esta especie sobre roca son especialmente abundantes al sur del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, en los fondos marinos de Punta Entinas-Sabinar (Almería), así como en las provincias de Granada y de Málaga.

Tabla 11: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de distintos tipos de praderas (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* y *Zostera marina*) con el tipo de sustrato (sedimentos o roca). Se muestran las hectáreas con presencia de la especie por tipo de sustrato y su porcentaje, así como los totales de sedimentos y de roca y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo de sustrato	Superficie (ha)	% superficie	Superficie total (ha)	Sedimentos Total (ha)	%	Roca Total (ha)	%
Posidonia oceanica	Sedimentos	3.038,85	58,46	7.097,90	4.841,65	68,21	2.256,25	31,79
	Roca	2.158,91	41,54					
Posidonia oceanica en fondo mixto	Sedimentos	99,66						
Posidonia oceanica en regresión	Sedimentos	586,73	93,19					
	Roca	42,89	6,81					
Posidonia oceanica y Cymodocea nodosa	Sedimentos	892,46	94,96					
	Roca	47,32	5,04					
Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa y Zostera sp.	Sedimentos	57,64						
Posidonia oceanica y Caulerpa cylindracea	Sedimentos	42,19						
Mata muerta de Posidonia oceanica	Sedimentos	124,12	94,57					
	Roca	7,13	5,43					
Cymodocea nodosa	Sedimentos	4.094,47	97,98	4.179,48	4.094,90	97,98	84,58	2,02
	Roca	84,58	2,02					
Cymodocea nodosa y mata muerta de P. oceanica	Sedimentos	0,09						
Cymodocea nodosa y Zostera noltei	Sedimentos	0,34						
Zostera noltei	Sedimentos	473,73	100,00	473,73	473,73	100,00	0,00	0,00
Zostera marina	Sedimentos	0,09	100,00	0,09	0,09	100,00	0,00	0,00
Totales	**Sedimentos**	**9.410,37**	**80,08**	**11.751,20**	**9.410,37**	**80,08**	**2.340,83**	**19,92**
	Roca	**2.340,83**	**19,92**					
	Gran total	**11.751,20**	**100,00**					

Otras tipologías de pradera de *P. oceanica*, como las praderas degradadas, las mixtas con *C. nodosa* y la de "mata muerta" también se han detectado sobre roca, pero en una cantidad muy baja, rondando siempre un 5-7%, frente a las praderas sobre sustrato blando que son siempre superiores al 93%. En el caso de las praderas de *C. nodosa*, el resultado con casi un 98% en sedimentos ha sido también el esperado, puesto que esta especie es característica de fondos blandos (Tabla 11). El sustrato rocoso detectado para *C. nodosa* debe corresponder a cubetas arenosas situadas sobre un basamento rocoso subaflorante. El resto de las especies, *Z. noltei* y *Z. marina*, viven siempre sobre sedimentos.

Por lo que respecta a los sedimentos, el detalle de las cartografías disponibles permiten diferenciar entre muchos tipos, dependiendo de la granulometria, desde finos (limos y arcillas, fango), a distintos tipos de arena (muy fina, media, gruesa), así como gravas y sedimentos variados. También hay zonas con cantos y bloques que podrían ser más próximas a la roca, pero que al poder moverse puntualmente son más inestables y no son un buen sustrato para las angiospermas marinas. En el caso de praderas de *P. oceanica* monoespecíficas y en buen estado, los datos agrupados de Almería, Granada y Málaga (Tabla 12) muestran cómo la mayor parte de las que viven en fondos blandos y/o móviles lo hacen sobre arena gruesa (1.528 ha), un 29,41% del total, con poca superficie correspondiente a arenas muy finas (194 ha) o gravas (212 ha). No hay praderas de *P. oceanica* en fondos de sedimentos muy finos como fangos o arcillas. Comparando los dos tipos principales de sustratos, los sedimentarios (se incluyen en este grupo los cantos y bloques por ser móviles) y la roca, se observa que un 58,46% de las praderas se instalan en los primeros (con más de 3.000 ha), mientras que el 41,54% lo hacen en la roca (más de 2.100 ha) (Tabla 12). En el caso de praderas en regresión de esta especie, no se observa un sedimento que sea más abundante, con valores que rondan las 170-175 ha para arenas gruesas y arenas sin especificar (Tabla 13, con datos agrupados de Almería y Granada, porque en Málaga no se ha observado). Solo el 6,81% de las praderas degradadas se han observado sobre roca (42 ha) (Tabla 13), quizá porque las formaciones que se encuentran en regresión sobre este sustrato se erosionan y se pierden con más rapidez que en los sedimentos y en algunas zonas literalmente desaparecen.

Por el contrario, la "mata muerta" de *P. oceanica* se relaciona con la arena muy fina, puesto que más del 41% corresponde a este tipo de sustrato (Tabla 14). Como se acaba de comentar, las praderas en buen estado no se observan en fondos de sedimento muy fino que es el sustrato preferente para otras especies como *C. nodosa* y *Z. noltei* (Luque y Templado, 2004) y no suelen encontrarse en desembocaduras de ríos, en parte por no tolerar altas tasas de sedimentación (Sánchez-Lizaso, 2004a), por lo que praderas que vivan en este tipo de sustrato tienen más dificultades para prosperar. Un buen ejemplo de las dificultades de *P. oceanica* para superar una alta sedimentación es la importante regresión que sufrió en Málaga en la desembocadura del arroyo de la Miel (que tiene agua todo el año pero con un caudal muy bajo) a raíz de la gran avenida de 2007 con grandes aportes terrígenos, principalmente materiales de derrubio de la construcción de la Autovía A7, que sepultaron parcialmente las praderas de la zona (Arroyo *et al.*, 2015). También puede ser que el sedimento fino se acumule sobre las praderas comprometiendo su supervivencia, como sucede en el interior de dársenas portuarias construidas alrededor de las praderas, de las que hay varios ejemplos en Almería, como el puerto pesquero de la capital, Aguadulce y Roquetas (Moreno y Guirado, 2003). En la zona interna de la bahía de Almería son muy abundantes los fangos y sedimentos muy finos, que a veces se acumulan sobre el fondo movidos por el oleaje o las corrientes, lo que no beneficia en nada a *P. oceanica* y puede ser una de las causas de la gran cantidad de "mata muerta" observada entre Aguadulce y Roquetas. Como en el caso de las praderas degradadas, la "mata muerta" sobre roca es escasa, con solo 7 ha, lo que representa un 5,43% del total (Tabla 14).

Tabla 12: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Posidonia oceanica* y el tipo de sustrato (datos agrupados de Almería, Granada y Málaga). Se muestran las hectáreas de cada tipo de sustrato y sus porcentajes, así como el total de todos los sustratos móviles agrupados, considerados como "sedimentos" (Sed.), frente al sustrato rocoso, y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sed./ Roca (ha)	% Sed./ Roca
Posidonia oceanica	Arena muy fina	194,19	3,74	3.038,84	58,46
	Arena fina	229,35	4,41		
	Arena	616,54	11,86		
	Arena media	249,85	4,81		
	Arena gruesa	1.528,70	29,41		
	Grava	212,41	4,09		
	Sedimentos variados	1,88	0,04		
	Cantos y bloques	5,93	0,11		
	Roca	2.158,91	41,54	2.158,91	41,54
	Total	**5.197,76**	**100,00**	**5.197,76**	**100,00**

Tabla 13: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas de *Posidonia oceanica* en regresión y el tipo de sustrato (datos agrupados de Almería y Granada). Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sustrato y sus porcentajes, así como el total de todos los sustratos móviles agrupados, considerados como "sedimentos" (Sed.), frente al sustrato rocoso, y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sed./ Roca (ha)	% Sed./ Roca
Posidonia oceanica en regresión	Arena muy fina	124,48	19,77	586,73	93,19
	Arena fina	10,88	1,73		
	Arena	176,14	27,98		
	Arena media	2,95	0,47		
	Arena gruesa	171,21	27,19		
	Grava	101,07	16,05		
	Roca	42,89	6,81	42,89	6,81
	Total	**629,62**	**100,00**	**629,62**	**100,00**

Tabla 14: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de fondo marino con "mata muerta" de *Posidonia oceanica* y el tipo de sustrato (datos agrupados de Almería, Granada y Málaga). Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sustrato y sus porcentajes, así como el total de todos los sustratos móviles agrupados, considerados como "sedimentos" (Sed.), frente al sustrato rocoso, y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sed./ Roca (ha)	% Sed./ Roca
Mata muerta de *Posidonia oceanica*	Arena muy fina	54,20	41,30	124,12	94,57
	Arena fina	2,36	1,80		
	Arena	9,16	6,98		
	Arena media	19,20	14,63		
	Arena gruesa	32,06	24,43		
	Grava	6,96	5,30		
	Sedimentos variados	0,17	0,13		
	Roca	7,13	5,43	7,13	5,43
	Total	**131,25**	**100,00**	**131,25**	**100,00**

En el caso de las praderas de *P. oceanica* y *C. nodosa*, se trata de fondos parcheados con manchas de las dos especies juntas. Los sustratos más abundantes para esta tipología son los de arenas gruesas, con 353 ha (37,64%) seguidos por la grava con 235 ha (25,10%) (Tabla 15). En Almería, en Cerrillos (ZEC Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar) hay fondos de gravas donde viven estas dos especies formando extensas praderas. En Málaga esta combinación se da exclusivamente en los arrecifes del ZEC de Calahonda, que pueden asentarse sobre roca subaflorante.

Para praderas de *P. oceanica* con el alga invasora *Caulerpa cylindracea*, todas ellas en Almería, el sustrato mayoritario ha sido la arena media con 34 ha (81,70%) (Tabla 16). Esta especie exótica se detectó por primera vez en Almería en los alrededores de la isla de Terreros a finales de 2008 (Moreno, 2010) y en 2010 ya se conocían más de 120 ha en los Fondos Marinos del Levante Almeriense (Junta de Andalucía, 2010). En los trabajos de seguimiento de esta especie invasora durante el Life+ *Posidonia* Andalucía se pudo registrar la rápida expansión de la especie, que llegó al Parque Natural Cabo de Gata-Níjar en 2012 (Junta de Andalucía, 2013) y a Roquetas de Mar y Tarifa en 2014 (Junta de Andalucía, 2014). Sin embargo, se pudo comprobar que aunque la dispersión ha sido rápida y el aumento del fondo ocupado por *C. cylindracea* ha sido notable, la afección a las praderas de *P. oceanica* ha sido muy escasa puesto que el alga no puede competir con ella cuando la pradera tiene buena cobertura y densidad, por ser el alga de talla mucho menor, de forma que ocupa otros fondos (principalmente los de maerl), o se instala solo en los claros de arena que hay dentro de las praderas. Los resultados de la cartografía muestran que efectivamente hay muy poca superficie ocupada por praderas con presencia conjunta de *P. oceanica* y *C. cylindracea*, tan solo 42 ha.

Tabla 15: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de zonas con praderas de *Posidonia oceanica* y de *Cymodocea nodosa* y el tipo de sustrato, en Almería (casi la totalidad de superficie corresponde a esta provincia) y Málaga. Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sustrato y sus porcentajes, así como el total de todos los sustratos móviles agrupados, considerados como "sedimentos" (Sed.), frente al sustrato rocoso, y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sed./ Roca (ha)	% Sed./Roca
Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	Arena muy fina	0,01	0,00	892,46	94,96
	Arena fina	125,87	13,39		
	Arena	31,54	3,36		
	Arena media	145,40	15,47		
	Arena gruesa	353,77	37,64		
	Grava	235,87	25,10		
	Roca	47,32	5,04	47,32	5,04
	Total	**939,78**	**100,00**	**939,78**	**100,00**

Tabla 16: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de zonas con praderas de *Posidonia oceanica* con el alga invasora *Caulerpa cylindracea* en Almería, con el tipo de sustrato. Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sedimento y su porcentaje.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sedimentos	% Sedimentos
Posidonia oceanica y *Caulerpa cylindracea*	Arena	0,01	0,02	42,19	100,00
	Arena media	34,47	81,70		
	Arena gruesa	7,71	18,28		
	Total	**42,19**	**100,00**	**42,19**	**100,00**

Las praderas de *C. nodosa*, como ya se ha comentado, viven mayoritariamente en fondos blandos. Los resultados obtenidos confirman esta premisa puesto que se han registrado un total de 4.094 ha en fondos blandos (lo que representa un 97,98% del total), frente a las escasas 84 ha (el 2,02%) sobre sustrato rocoso (Tabla 17, con datos agrupados de Almería, Granada, Málaga y Cádiz). Entre las distintas tipologías de sustrato blando, la mayoritaria, como cabría esperar, es la de arenas finas, con 2.438 ha (58,35%), seguida de lejos por arenas medias y gruesas. También es destacable que 217 ha (5,19%) correspondan a fangos, ya que la especie tolera bien sedimentos finos (Marbá y Terrados, 2004).

Las praderas de *Z. noltei* se encuentran siempre en sustrato blando y suelen preferir los más finos. Las tipologías detectadas de forma más abundante han sido la de fango con 179 ha (37,82%), seguida de la de limos y arcillas con 143 ha (30,25%) (Tabla 18), típicas de estuarios de la fachada atlántica, que es donde se encuentran las principales formaciones en Andalucía (Pérez Lloréns, 2004). Las pequeñas praderas infralitorales de Almería también se asientan en sedimentos muy finos, generalmente fangosos (Moreno y Guirado, 2003; Pérez Lloréns y Moreno, 2004).

Tabla 17: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* y el tipo de sustrato (datos agrupados de Almería, Granada, Málaga y Cádiz). Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sustrato y sus porcentajes, así como el total de todos los sustratos móviles agrupados, considerados como "sedimentos" (Sed.), frente al sustrato rocoso, y sus porcentajes.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sed./ Roca (ha)	% Sed./Roca
Cymodocea nodosa	Limos y arcillas	0,76	0,02	4.094,47	97,98
	Fango	217,06	5,19		
	Arena muy fina	79,57	1,90		
	Arena fina	2.438,53	58,35		
	Arena	285,41	6,83		
	Arena media	492,44	11,78		
	Arena gruesa	298,42	7,14		
	Grava	257,96	6,17		
	Sedimentos variados	0,06	0,00		
	Cantos y bloques	24,25	0,58		
	Roca	84,58	2,02	84,58	2,02
	Total	**4.179,05**	**100,00**	**4.179,05**	**100,00**

Tabla 18: Resultados de la cartografía integrada. Cruce de información de praderas monoespecíficas de *Zostera noltei* y el tipo de sustrato, en Cádiz, Huelva y Almería (la mayoría de la superficie corresponde a Cádiz, seguida de Huelva, con una presencia testimonial en Almería). Se muestran las hectáreas de pradera para cada tipo de sedimento y su porcentaje.

Biocenosis / Especie	Tipo sustrato	Superficie (ha)	% Tipo sustrato	Total Sedimentos	% Sedimentos
Zostera noltei	Limos y arcillas	143,32	30,25	473,73	100,00
	Fango	179,15	37,82		
	Arena	130,38	27,52		
	Arena gruesa	0,04	0,01		
	Sedimentos variados	19,04	4,02		
	Conglomerado	1,81	0,38		
	Total	**473,73**	**100,00**	**473,73**	**100,00**

Por último, las escasas praderas de *Z. marina* que quedan en Andalucía (en Cádiz) se encuentran en arena o arena fangosa también en el saco interno de la bahía de Cádiz. Esta especie atlántica tenía importantes praderas en el mar de Alborán (Málaga, Granada y Almería) a finales del siglo XX (Luque y Templado, 2004), pero han desaparecido de forma drástica en estas provincias en los últimos años (Arroyo *et al.*, 2015).

Tramos de litoral

Andalucía se encuentra en un punto estratégico entre dos mares, Atlántico y Mediterráneo, a caballo entre las regiones biogeográficas mediterránea, lusitana y mauritana, e incluye en sus aguas dos barreras biogeográficas como son el Estrecho y el frente Almería/Orán (Luque y Templado, 2004; Goffredo y Dubinsky, 2014; Arroyo *et al.*, 2015). Por ello, se ha incluido en la cartografía integrada un gradiente este-oeste, que es muy marcado a lo largo del litoral Andaluz y condiciona la distribución de todas las especies de angiospermas marinas. A continuación se presentan los resultados de presencia de cada biocenosis o especie de angiosperma marina en los tramos definidos para este trabajo (Tabla 19).

En el tramo 1, que corresponde más o menos a la ZEC Fondos Marinos del Levante Almeriense, se encuentra el 26,46% de las praderas de Andalucía con un total de 3.109 ha. La especie con mayor extensión es *P. oceanica* con 1.405 ha de praderas monoespecíficas en buen estado (un 45,21% del tramo) que se encuentran en la zona norte del tramo entre Villaricos y el límite con Murcia. Es preocupante la gran extensión de pradera degradada con 400 ha (un 12,89%) y de "mata muerta" con 51 ha (1,66%), que en parte corresponden al vertido de la industria química de Villaricos (Moreno *et al.*, 1999 y 2001; Arroyo *et al.*, 2015) y en parte a la zona de Cocedores en la que no se conoce bien la causa de la regresión. La segunda especie en importancia por la extensión es *C. nodosa* con más de 1.000 ha (32,67%), que se encuentran principalmente en la zona sur del tramo entre Villaricos y Carboneras (Tabla 19).

El tramo 2, correspondiente al Parque Natural Cabo de Gata-Níjar y que también incluye el Monumento Natural y la ZEC de la Isla de San Andrés, tiene un total de 2.408 ha, que representan el 20,50% de las praderas de Andalucía. Dominan en la zona las praderas monoespecíficas de *C. nodosa* con más de 1.300 ha (55,26% del tramo), muy extensas en la bahía de Almería (aunque no suelen tener una elevada cobertura y densidad), seguidas de formaciones exclusivas de *P. oceanica* con más de 1.000 ha (41,93%) (Tabla 19), en general vigorosas y bien conservadas.

El tramo 3, que comprende la bahía de Almería fuera del Parque Natural y todo el Poniente Almeriense hasta el río Adra, es el que más praderas tiene con 5.018 ha (un 42,70% del total de Andalucía). Domina *P. oceanica*, con más de 2.500 ha de praderas monoespecíficas en buen estado (un 51,54% del tramo) (Tabla 19), que corresponden a la zona de Roquetas, la ZEC Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar y la ensenada de Almerimar. Son praderas muy extensas puesto que la plataforma es muy plana y poco profunda (la isóbata de los 30 m puede estar a 4 o 5 km de costa). La "mata muerta" de *P. oceanica* está presente fundamentalmente en la zona de Aguadulce y Roquetas, donde la pradera quedó afectada por la pesca de arrastre y los dragados de finales del siglo XX (Arroyo *et al.*, 2015) y donde hay evidencia de contaminación difusa y puntual de las aguas. También hay muchas hectáreas de *C. nodosa,* más de 1.300 (el 27,20% del tramo) (Tabla 19), que se encuentran en gran medida frente a El Alquián y la Universidad de Almería, donde las praderas pueden tener elevada cobertura y densidad. Esta zona actualmente queda dentro del nuevo Lugar de Importancia Comunitaria-LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos, LIC-ESZZ16003).

El tramo 4, compartido entre la parte más occidental de Almería (desde el río Adra) y Granada (llega hasta Almuñecar), posee solo el 1,94% de las praderas de Andalucía y está dominado por formaciones monoespecíficas de *P. oceanica* que ocupan 147 ha de fondo marino (un 64,89% del tramo) (Tabla 19). En este tramo también hay que destacar que el 30,90% de las praderas de *P. oceanica* se encuentran en regresión (70 ha).

El tramo 5 comprende la parte occidental de Granada (desde Almuñecar), que no posee praderas conocidas, y el extremo oriental de la provincia de Málaga, con las praderas del Paraje Natural Acantilados Maro-Cerro Gordo que actualmente son exclusivamente

Tabla 19: Resultados de superficie en hectáreas de cada biocenosis o especie en los tramos definidos en el presente trabajo, ordenados de este a oeste. Se indica también la superficie total de praderas por tramo y el porcentaje con respecto al total.

Provincia	Tramos	Biocenosis / Especie	Superficie Tramo		Total Tramo	
			ha	%	ha	%
Almería	1	*Cymodocea nodosa*	1.015,68	32,67	3109,25	26,46
		Cymodocea nodosa y *Zostera noltei*	0,34	0,01		
		Mata muerta de *Posidonia oceanica*	51,67	1,66		
		Posidonia oceanica	1.405,61	45,21		
		Posidonia oceanica en regresión	400,76	12,89		
		Posidonia oceanica y *Caulerpa cylindracea*	42,19	1,36		
		Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	192,98	6,21		
	2	*Cymodocea nodosa*	1.331,01	55,26	2408,73	20,50
		Posidonia oceanica	1.010,05	41,93		
		Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	67,67	2,81		
	3	*Cymodocea nodosa*	1.364,95	27,20	5018,23	42,70
		Mata muerta de *Posidonia oceanica*	71,75	1,43		
		Posidonia oceanica	2.586,53	51,54		
		Posidonia oceanica en fondo mixto	99,66	1,99		
		Posidonia oceanica en regresión	158,59	3,16		
		Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	679,08	13,53		
		Posidonia oceanica, *Cymodocea nodosa* y *Zostera* sp.	57,64	1,15		
		Zostera noltei	0,04	0,00		
	4	*Cymodocea nodosa*	0,13	0,06	227,39	1,94
Granada		*Cymodocea nodosa*	4,18	1,84		
		Mata muerta de *Posidonia oceanica*	5,26	2,31		
		Posidonia oceanica	147,55	64,89		
		Posidonia oceanica en regresión	70,27	30,90		
Málaga	5	*Posidonia oceanica*	37,71	100,00	37,71	0,32
	6	*Cymodocea nodosa*	0,40	2,99	13,42	0,11
		Cymodocea nodosa y mata muerta de *P. oceanica*	0,09	0,69		
		Mata muerta de *Posidonia oceanica*	2,57	19,17		
		Posidonia oceanica	10,30	76,72		
		Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	0,06	0,43		
Cádiz	7	*Cymodocea nodosa*	135,64	100,00	135,64	1,15
	8	*Cymodocea nodosa*	327,05	40,84	800,83	6,81
		Zostera marina	0,09	0,01		
		Zostera noltei	428,63	53,52		
Huelva		*Zostera noltei*	45,06	5,63		
		Total	**11.751,20**		**11.751,20**	**100,00**

de *P. oceanica*, con unas 37 ha (un 0,32% de las praderas andaluzas) (Tabla 19). A finales del siglo XX hubo extensas praderas de *Z. marina* en este tramo del litoral malagueño, pero que desaparecieron posteriormente, probablemente en parte por el progresivo calentamiento de las aguas (Arroyo *et al.*, 2015).

En el tramo 6 se encuentran todas las pequeñas praderas y manchas de *P. oceanica,* que se asientan mayoritariamente sobre roca, del litoral occidental malagueño, ya que va desde Vélez-Málaga hasta Gibraltar. Las praderas situadas en Mijas-Cabopino, Saladillo-Estepona y Punta Chullera son las más occidentales para la especie (Moreno *et al.*, 2004; Arroyo *et al.* 2015) y ocupan poco más de 10 ha (Tabla 19). En la zona se han detectado 2,57 ha de "mata muerta" y puede que la pérdida de pradera esté infravalorada, porque la mata podría quedar tapada por sedimentos o haberse perdido por la erosión costera, debido a la escasa profundidad a la que se encuentra, donde las olas rompen con fuerza. En conjunto, las pequeñas praderas del tramo 6, muchas veces solo manchas, corresponden a un 0,11% del total de estas formaciones en Andalucía (suman entre *P. oceanica* y *C. nodosa* poco más de 13 ha).

En el tramo 7, ya en aguas atlánticas entre Gibraltar y Sancti Petri, en Cádiz, se conocen 135 ha de praderas de *C. nodosa* en aguas marinas abiertas, que representan un 1,15% de las praderas andaluzas (Tabla 19).

El tramo 8, de estuarios y marismas de Cádiz y Huelva, tiene praderas de *Z. noltei, C. nodosa* y *Z. marina* que en total suman 800 ha (un 6,81% del total de Andalucía). Destacan las grandes extensiones de *Z. noltei* en Cádiz, con 428 ha, principalmente en el Parque Natural Bahía de Cádiz (un 53,52% del tramo), y en Huelva, con 45 ha (5,63% del tramo) (Tabla 19). Por importancia, a continuación se encuentran las praderas de *C. nodosa*, con 327 ha conocidas en Cádiz (un 40,84% del tramo). La única zona conocida actualmente en Andalucía con presencia segura de *Z. marina* es la bahía de Cádiz (Arroyo *et al.*, 2015; Brun *et al.*, 2015), con 0,09 ha.

Espacios Naturales Protegidos

El análisis de toda la información generada permite conocer en detalle la presencia de praderas marinas en los distintos espacios naturales protegidos litorales de Andalucía. En la declaración de la mayoría de estos espacios naturales, si no en todos, se tuvo muy en cuenta como uno de los más importantes valores de conservación la presencia de praderas de angiospermas marinas. En Almería (Tabla 20) hay presencia de estas especies en seis espacios naturales protegidos con un total de 10.278 ha de praderas. El espacio con más superficie de praderas es la Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) y ZEC Fondos Marinos del Levante Almeriense con 3.127 ha (un 30,43% de la provincia), de las que 1.408 son de praderas monoespecíficas de *P. oceanica* y 1.040 de praderas monoespecíficas de *C. nodosa*, seguido por el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (también ZEPIM y ZEC) con 2.407 ha (el 23,42% de la provincia), de las que 1.403 ha son de *C. nodosa* y 1.003 ha de *P. oceanica*, por la ZEC Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar con 2.354 ha (22,90%), de las que 1.464 ha son de *P. oceanica*, y por el LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos con 2.133 ha (20,76%), de las que 867 ha son de *P. oceanica* y 855 ha de *C. nodosa*. También la ZEC Arrecifes de Roquetas de Mar (que incluye en su interior la mayor parte del Monumento Natural Arrecife barrera de *Posidonia*), cuenta con importantes praderas de angiospermas marinas con 179 ha (el 1,74% de la provincia). El espacio protegido de Almería con menor número de praderas es la ZEC y Monumento Natural Islote de San Andrés en Carboneras con 9 ha (el 0,09% de la provincia) (Tabla 20).

Tabla 20: Superficie en hectáreas de praderas de angiospermas marinas en espacios naturales protegidos de la provincia de Almería. Se indican las figuras de protección, el total de hectáreas (ha) por biocenosis y/o especie, así como el total y el porcentaje de cada espacio. LIC: Lugar de Importancia Comunitaria. ZEC: Zona de Especial Conservación. ZEPIM: Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo.

Figuras de protección	**LIC**	**ZEC**	**ZEC y Monumento Natural**	**Parque Natural, ZEPIM y ZEC**	**Monumento Natural y ZEC**	**ZEPIM y ZEC**	Total (ha)
Biocenosis / Especie	Sur de Almería-Seco de los Olivos	Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar	Arrecifes de Roquetas de Mar	Cabo de Gata-Níjar	Islote de San Andrés	Fondos Marinos del Levante Almeriense	
Cymodocea nodosa	855,40	344,84		1.403,81	0,98	1.040,30	3.645,34
Cymodocea nodosa y *Zostera noltei*						0,34	0,34
Mata muerta de *Posidonia oceanica*	57,69	7,53	6,02			51,67	122,90
Posidonia oceanica	867,07	1.464,03	101,34	1.003,29	8,20	1.408,72	4.852,65
Posidonia oceanica en fondo mixto	99,66						99,66
Posidonia oceanica en regresión	60,25	23,63	71,94			391,62	547,43
Posidonia oceanica y *Caulerpa cylindracea*						42,19	42,19
Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*	164,88	514,19		67,67		192,98	939,73
Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa y *Zostera* sp.	28,70						28,70
Total	**2.133,65**	**2.354,23**	**179,29**	**2.407,11**	**9,18**	**3.127,83**	**10.278,95**
%	**20,76**	**22,90**	**1,74**	**23,42**	**0,09**	**30,43**	**100,00**

En Granada no se conocen especies de fanerógamas marinas dentro de los espacios naturales protegidos de la provincia, aunque en algunos casos se quedan fuera por poco, como en la ZEC Acantilados y Fondos Marinos Tesorillo-Salobreña cuyo límite se encuentra a una decena escasa de metros de una pradera de *C. nodosa* con una superficie de 0,025 ha. Como ya se ha comentado, *Z. marina* desapareció de las provincias mediterráneas andaluzas hacia 2006-2007, por lo que actualmente no está presente en Granada. Durante el Life+ *Posidonia* Andalucía, proyecto centrado en los espacios de la Red Natura 2000, quedó de manifiesto que las praderas de angiospermas marinas de la provincia de Granada (más de 200 ha), quedaban fuera de espacios protegidos. Por ello, como resultado del Proyecto Life se propuso la declaración de un nuevo espacio protegido que incluyera las praderas de *P. oceanica* más extensas de la provincia de Granada, en concreto las situadas entre Cala Chinches y Cambriles en Castell de Ferro (Aranda y Otero, 2014).

En Málaga hay presencia de praderas en 4 áreas marinas protegidas, con un total de 36 ha (Tabla 21). Cabe destacar el Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo (que también es ZEPIM y ZEC) con 24 ha de formaciones monoespecíficas de *P. oceanica* (un 67,63% de la provincia). En este espacio protegido compartido entre Granada y Málaga, solo se conocen praderas en la parte malagueña, en los alrededores de la playa Molino de Papel. Precisamente, estas praderas sufrieron una importante impacto en 2007 debido a las fuertes riadas que arrastraron hasta el mar grandes aportes terrígenos a través del río de la Miel (Arroyo *et al.*, 2007), por lo que parte de las praderas de este espacio protegidos

podrían considerarse en regresión. En la zona de Maro, en concreto en la Caleta, y también en Nerja, hay praderas de *P. oceanica* y también algunas manchas de *C. nodosa* que quedan fuera del Paraje, por lo que el Proyecto Life+ *Posidonia* propuso que se estudiara la ampliación de este espacio protegido hacia el oeste para dar protección a estas praderas (Aranda y Otero, 2014). Por último, se debe recordar que las importantes praderas de *Z. marina* que eran una de las señas de identidad de este Paraje Natural a finales del siglo XX (Luque y Templado, 2004), han desaparecido de la zona (Arroyo *et al.*, 2015). El segundo espacio de la provincia con mayor superficie de praderas es la ZEC de Calahonda, con más de 9 ha (un 26,22% de la provincia) y una gran diversidad de formaciones, muchas veces con un fondo parcheado de dos especies *P. oceanica* y *C. nodosa*. Entre estas manchas, destacan las monoespecíficas de *P. oceanica,* con 6,55 ha, pero proporcionalmente con una gran cantidad de "mata muerta" de esta misma especie (2,41 ha). Por último, en la ZEC El Saladillo-Punta de Baños con 0,97 ha (2,69% de la provincia), y en la ZEC Fondos Marinos de la bahía de Estepona con 1,25 ha (1,25%), se encuentran las manchas monoespecíficas de *P. oceanica* más occidentales situadas dentro de un espacio protegido. Más al oeste en punta Chullera se encuentra el límite de la especie en una zona sin protección en la frontera entre Málaga y Cádiz (Moreno *et al.*, 2004; Arroyo *et al.*, 2015).

Tabla 21: Superficie en hectáreas de praderas de angiospermas marinas en espacios naturales protegidos de la provincia de Málaga. Se indican las figuras de protección, el total de hectáreas (ha) por biocenosis y/o especie, así como el total y el porcentaje de cada espacio. ZEC: Zona de Especial Conservación. ZEPIM: Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo.

Figuras de protección	**ZEC**	**ZEC**	**ZEC**	**Paraje Natural, ZEPIM y ZEC**	Total (ha)
Biocenosis / Especie	Fondos Marinos de la bahía de Estepona	El Saladillo-Punta de Baños	Calahonda	Acantilados de Maro-Cerro Gordo	
Cymodocea nodosa			0,36		0,36
Cymodocea nodosa y mata muerta de *P. oceanica*			0,08		0,08
Mata muerta de *Posidonia oceanica*			2,41		2,41
Posidonia oceanica	1,25	0,97	6,55	24,40	33,16
Posidonia oceanica y *Cymodocea nodosa*			0,06		0,06
Total	**1,25**	**0,97**	**9,46**	**24,40**	**36,07**
%	**3,47**	**2,69**	**26,22**	**67,63**	**100,00**

En Cádiz se conocen 854 ha de praderas dentro de espacios protegidos (Tabla 22). Las especies dominantes son *C. nodosa* con 432 y *Z. noltei* con 422 ha. En el caso de *C. nodosa* el espacio protegido con más hectáreas es el Parque Natural Bahía de Cádiz con 247, seguido del Parque Natural del Estrecho con 89 y la ZEC Fondos Marinos de Bahía de Cádiz con 79. Por lo que respecta a *Z. noltei*, la mayor parte de las praderas se hallan en el Parque Natural Bahía de Cádiz con 406 ha, seguido por la ZEC Fondos Marinos de Bahía de Cádiz con 15 ha. En esta provincia se encuentran las manchas relictas de 0,09 ha de *Z. marina*, que constituyen la única presencia actual de la especie en Andalucía. Por espacios protegidos, el Parque Natural Bahía de Cádiz alberga el 76,55% de las praderas de la provincia (654 ha), seguido de lejos por la ZEC Fondos Marinos de Bahía de Cádiz con un 11,07% (94 ha) y por el Parque Natural del Estrecho con un 10,46% (89 ha). El LIC Punta de Trafalgar posee 14 ha de praderas (un 1,66%), mientras que el Parque Natural de la Breña y Marismas del Barbate alberga solo 1,57 ha (un 0,18% de la provincia). La

presencia actual de *Z. noltei* en el estuario del río Palmones (ZEC), el único de la fachada mediterránea con praderas de esta especie, se reduce actualmente a 0,66 ha (0,08% de las praderas gaditanas).

Tabla 22: Superficie en hectáreas de praderas de angiospermas marinas en espacios naturales protegidos de la provincia de Cádiz. Se indican las figuras de protección, el total de hectáreas (ha) por biocenosis y/o especie, así como el total y el porcentaje de cada espacio. LIC: Lugar de Importancia Comunitaria. ZEC: Zona de Especial Conservación.

Figuras de protección	**ZEC**	**Parque Natural y ZEC**	**LIC**	**Parque Natural y ZEC**	**Parque Natural y ZEC**	**ZEC**	Total (ha)
Especie	Fondos Marinos de Bahía de Cádiz	Bahía de Cádiz	Punta de Trafalgar	La Breña y Marismas del Barbate	Estrecho	Marismas del río Palmones	
Cymodocea nodosa	79,30	247,76	14,20	1,57	89,43		432,25
Zostera marina	0,09						0,09
Zostera noltei	15,23	406,44				0,66	422,32
Total	**94,61**	**654,19**	**14,20**	**1,57**	**89,43**	**0,66**	**854,65**
%	**11,07**	**76,55**	**1,66**	**0,18**	**10,46**	**0,08**	**100,00**

En Huelva, como ya se ha comentado, la única especie presente es *Z. noltei*, que vive en 7 áreas protegidas de la provincia (Tabla 23), con un total de 42 ha de superficie. Las praderas más extensas son las del Paraje Natural de Marismas del Odiel con más de 27 ha (casi el 65% de la provincia), seguidas por las de la ZEC Rio Guadiana y Ribera de Chanza con 5,90 ha (cerca del 14% del total), por las de la ZEC Estuario del Río Tinto con 5,23 ha (más del 12%) y el LIC Marismas de Isla Cristina con 3,18 ha (7%). El resto de espacios protegidos de Huelva tienen menos de una hectárea de superficie de *Z. noltei* (Tabla 23): LIC Estuario del río Piedras (0,31 ha), ZEC Isla de San Bruno (0,22 ha) y LIC Marismas del río Piedras y flecha del Rompido (0,02 ha).

Tabla 23: Superficie en hectáreas de praderas de angiospermas marinas en espacios naturales protegidos de la provincia de Huelva. Se indican las figuras de protección, el total de hectáreas (ha) por biocenosis y/o especie, así como el total y el porcentaje de cada espacio. LIC: Lugar de Importancia Comunitaria. ZEC: Zona de Especial Conservación.

Figuras de protección	**ZEC**	**ZEC**	**LIC**	**LIC**	**LIC**	**Paraje Natural y LIC**	**ZEC**	Total (ha)
Especie	Rio Guadiana y Ribera de Chanza	Isla de San Bruno	Marisma de Isla Cristina	Marismas del río Piedras y flecha del Rompido	Estuario del río Piedras	Marismas del Odiel	Estuario del río Tinto	
Zostera noltei	5,90	0,22	3,18	0,02	0,31	27,51	5,23	42,37
Total	**5,90**	**0,22**	**3,18**	**0,02**	**0,31**	**27,51**	**5,23**	**42,37**
%	**13,93**	**0,51**	**7,51**	**0,05**	**0,73**	**64,94**	**12,33**	**100,00**

Es interesante observar que del total de praderas de angiospermas marinas conocidas en Andalucía (11.751 ha), la mayor parte se encuentran ya protegidas, en concreto 11.212 ha, lo que representa un 95,41% del total, mientras que solo 539 ha (4,59%) están fuera de espacios naturales protegidos (Tabla 24).

Tabla 24: Superficie en hectáreas (ha) de praderas de angiospermas marinas, con valores totales agrupados por especie y su porcentaje para los distintos espacios naturales protegidos (EE.NN.PP.) andaluces. También se muestra el total de superficie (ha) de cada especie dentro y fuera de espacios protegidos, así como la superficie total (ha) y sus porcentajes.

Especie	Dentro de EE.NN.PP.		Fuera de EE.NN.PP.		Total Andalucía	
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%
Cymodocea nodosa	4.078,02	36,37	101,12	18,75	4.179,14	35,56
Posidonia oceanica	6.668,90	59,48	429,00	79,57	7.097,90	60,40
Zostera noltei	465,03	4,15	9,04	1,68	474,07	4,03
Zostera marina	0,09	0,001	0,00	0,00	0,09	0,001
Total	**11.212,04**	**100,00**	**539,16**	**100,00**	**11.751,20**	**100,00**
Porcentaje dentro y fuera de EE.NN.PP.	**95,41**		**4,59**		**100,00**	

Tabla matriz - Reflexiones finales

La información relacionada con las praderas más dinámicas y con menor estabilidad a largo plazo como las que forman *C. nodosa* y las dos especies de *Zostera*, que actualmente en términos generales refleja la realidad de Andalucía, se irá renovando conforme se vayan actualizando las cartografías a nivel andaluz, en un esfuerzo que se mantiene vivo.

Respecto a *P. oceanica*, se han aplicado criterios conservadores. Se ha acotado la estima de las reservas de carbono a 1 metro de profundidad (salvo en sustratos rocosos, donde se acota a 0-50 cm de sedimento), cuando por lo general, en la mayoría de los testigos tomados en sedimentos blandos, existían sedimentos ricos en carbono orgánico mas profundos. En los testigos de sedimento mas largos (obtenidos con *vibrocorer*), se observó que los horizontes de suelo orgánico alcanzaban los 2-4 metros desde la superficie del sustrato. Por lo tanto, posiblemente acotar las reservas de carbono al primer metro de sedimento produce una infraestima global del almacén de carbono que atesoran las praderas marinas de Andalucía. Sin embargo, la falta de información sobre la distribución de la potencia de los arrecifes biogénicos bajo las praderas de *P. oceanica* de Andalucía, hace difícil decir esto con seguridad. En el futuro las técnicas de sísmica de reflexión de alta frecuencia permitirán cartografíar la potencia de la mata y de los arrecifes para obtener unos inventarios más completos y precisos del almacén de carbono bajo las praderas de *P. oceanica* (Lo Iacono *et al.*, 2008), técnicas que ya se están aplicando a nivel regional en algunas regiones del Mediterráneo como Córcega, Francia (Monnier *et al.*, 2019, 2020).

Mapas de flujo, de *stock* y de biomasa aérea de CO_2

Con los datos de *stock*, de flujos de CO_2 y de la biomasa aérea (dosel de hojas de la pradera), todos ellos integrados en la capa vectorial, se está en disposición de crear mapas temáticos. Ante la variabilidad de datos a representar, se decide agrupar los mismos en

"rangos de valores" y categorizarlos por colores de manera graduada. Los colores más fríos (azules) son los que representan valores más bajos y los colores cálidos (rojos), los que representan valores más altos. Detalles de estos mapas resultantes se pueden observar, tomando como ejemplo el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, en las Figuras 9, 10 y 11.

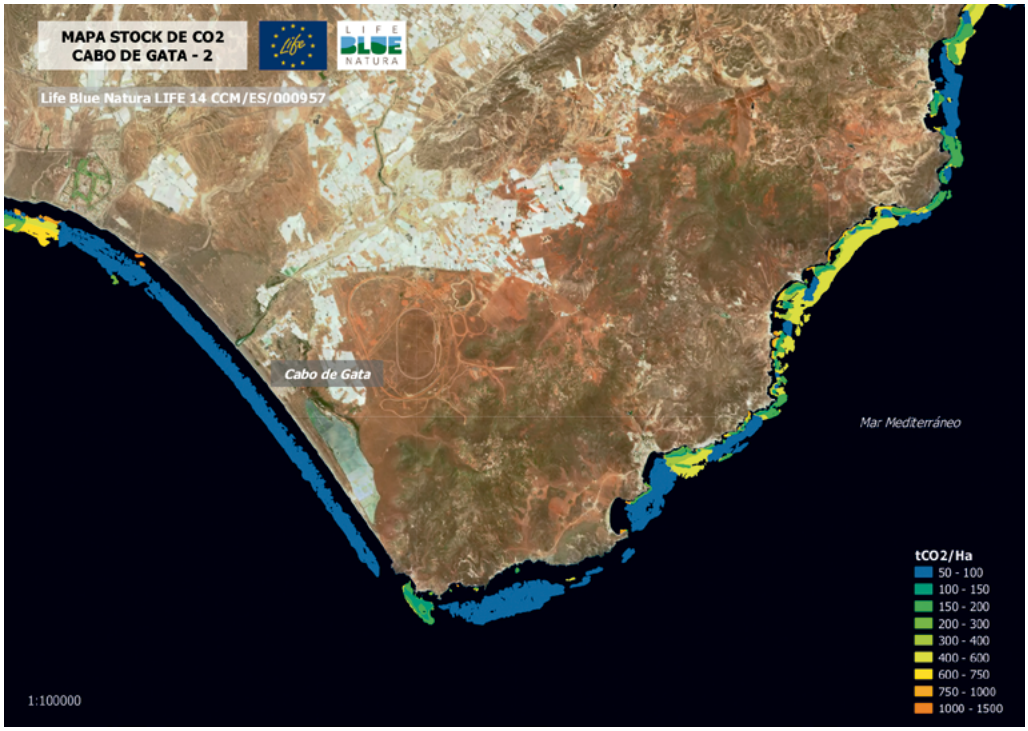


Figura 9: Detalle del mapa de *stock* de CO_2 (toneladas por hectárea) del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería. En la imagen se integra toda la información disponible y actualizada de la distribución de las praderas, la batimetría y el tipo de sustrato con los resultados obtenidos del estudio realizado por el CSIC.

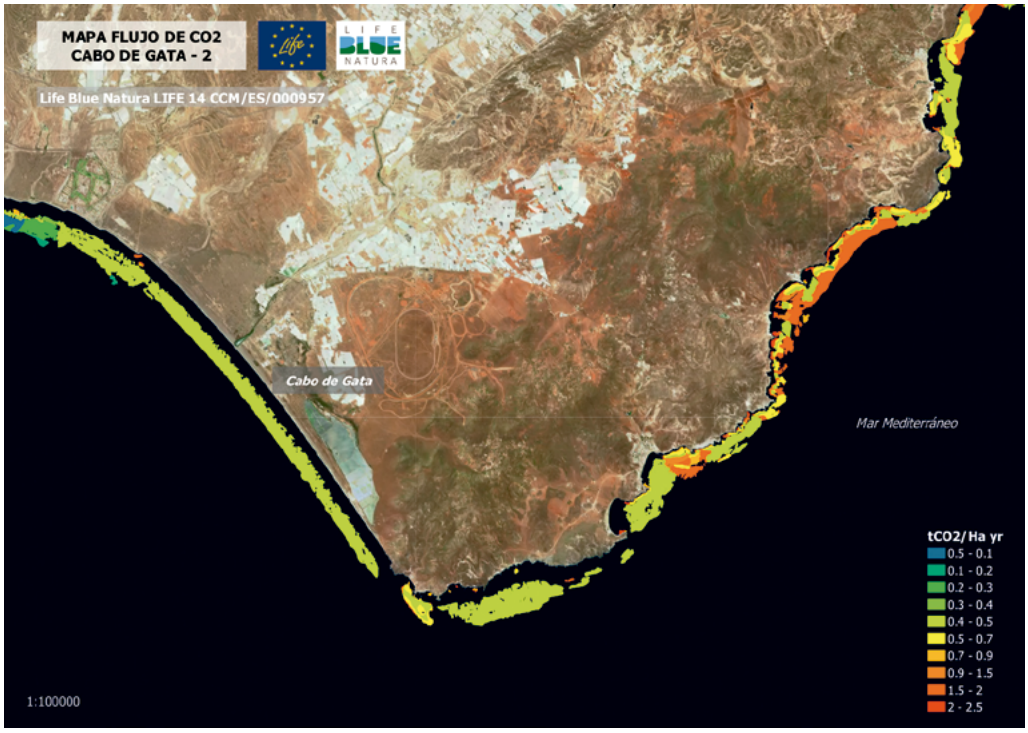


Figura 10: Detalle del mapa de flujo de CO_2 (toneladas por hectárea y año) del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería. En la imagen se integra toda la información disponible y actualizada de la distribución de las praderas, la batimetría y el tipo de sustrato con los resultados obtenidos del estudio realizado por el CSIC.

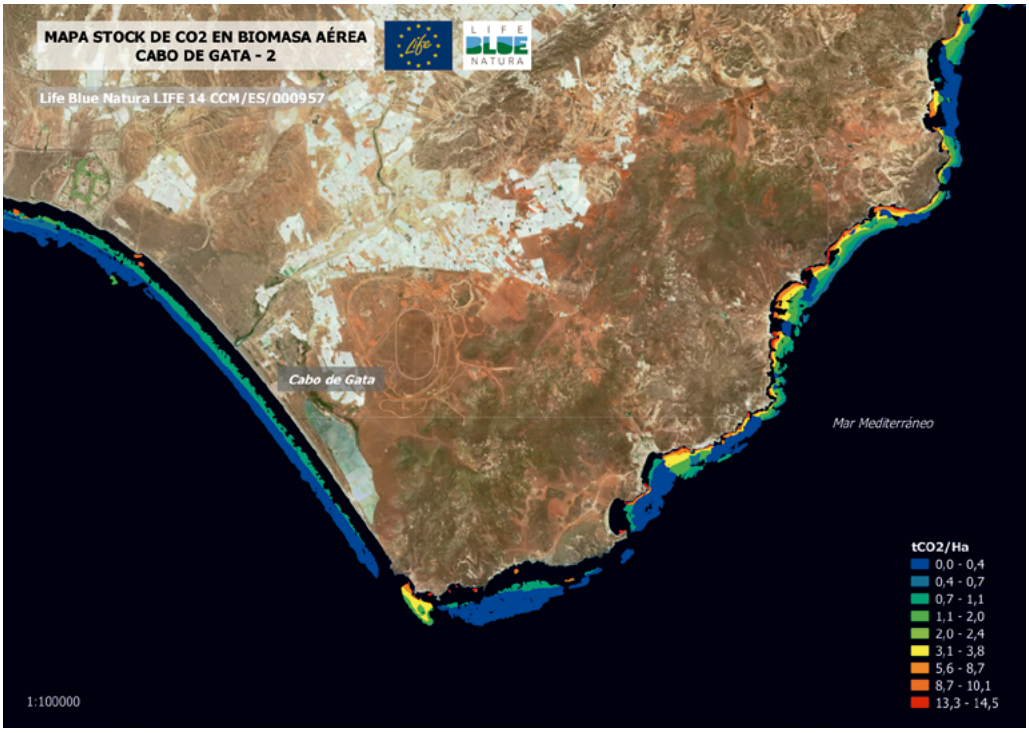


Figura 11: Detalle del mapa de biomasa aérea (dosel de hojas de las praderas) de CO_2 en toneladas por hectárea, correspondiente al Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, Almería. En la imagen se integra toda la información disponible y actualizada de la distribución de las praderas, la batimetría y el tipo de sustrato con los resultados obtenidos del estudio realizado por el CSIC.

4. CONCLUSIONES

Los avances tan notables obtenidos en el conocimiento y en la conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* en Andalucía realizados durante el Life+ *Posidonia* Andalucía, se han visto complementados por los llevados a cabo en el subsiguiente proyecto, Life Blue Natura. Gracias a este segundo Life se han podido completar y actualizar las cartografías existentes en Andalucía (Acción A1), incluyendo aquellas que quedan fuera de la Red Natura 2000 y que no pudieron estudiarse en el Life+ *Posidonia*. En total, durante el Life Blue Natura se han realizado 11 cartografías nuevas, cubriendo una superficie de fondo marino de 7.115 ha, con 1.599 ha de praderas de angiospermas marinas, lo que representa un 13,6% del total de estos hábitats de Andalucía. La superficie cubierta en estas nuevas áreas cartografíadas no es muy extensa pero ha sido fundamental para poder disponer de datos actualizados y precisos de todo el territorio y poder realizar una cartografía integrada de praderas a nivel regional.

El impulso dado a la Red POSIMED en el Life+ *Posidonia* Andalucía, permitió establecer estaciones fijas de seguimiento de las praderas que se mantienen en la actualidad, con 35 puntos de monitoreo, en un esfuerzo común entre técnicos del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz y voluntarios coordinados por la asociación Hombre y Territorio. Las series de datos iniciadas en 2009, con datos de demografía en 13 estaciones desde 2012, permiten tener un conocimiento de detalle del estado de conservación de *P. oceanica* a lo largo del litoral andaluz que ha sido muy valioso en el proceso de estimar el carbono almacenado en las praderas.

Además de la información genérica sobre las praderas, obtenida en las cartografías, en el seguimiento de las estaciones fijas y en otras actuaciones realizadas para otros objetivos, hay que sumar el esfuerzo bibliográfico y de recopilación de información existente en estudios, bases de datos y, sobre todo, en cartografías previas, que ha sido fundamental

para integrar todos los datos actualizados en un Sistema de Información Geográfico (SIG) específico y compatible, en el que se han fusionado capas de distintos orígenes. Además de las cartografías de praderas actualizadas del Life+ *Posidonia* Andalucía, la Ecocartografía del Ministerio y la del Life Blue Natura, se han utilizado distintas batimetrías (Ecocartografías, Batimetría del litoral andaluz, Unidades fisiográficas), así como diferentes capas de tipos de sustrato (Proyecto ESPACE, Ecocartografías y Unidades litológicas terrestres y marinas). Además, se han utilizado rangos de profundidad (cada 5 m) para adaptar los resultados al distinto desarrollo de las praderas por la disminución de la luz.

De la gran cantidad de datos disponibles se puede destacar que *P. oceanica* no solo es la especie marina de mayor importancia en Andalucía por el complejo hábitat que crea, considerado como la comunidad clímax del infralitoral mediterráneo, sino que es la que cubre más extensión de fondo marino. Se conocen más de 7.000 ha de praderas de *P. oceanica* en Andalucía de las que 5.197 ha son de formaciones monoespecíficas y sanas, 629 ha de praderas en regresión y 131 de "mata muerta". En el caso de las praderas sanas de *P. oceanica*, el 58,46% vive sobre sedimentos mientras que el 41,54% se asienta sobre roca. El resto de especies, que viven básicamente sobre fondos blandos, son *Cymodocea nodosa* con 4.179 ha, *Zostera marina* que sufrió una regresión muy importante en nuestras aguas entre 2005 y 2006 y de la que apenas quedan unas manchas en Cádiz (0,09 ha), y *Zostera noltei* que predomina en las marismas y estuarios atlánticos con 474 ha. Por otro lado, se puede concluir que de las 11.751 ha de praderas de angiospermas marinas que se conocen actualmente en Andalucía, 11.212 ha están dentro de espacios naturales protegidos, lo que corresponde al 95,41% del total.

El estudio del carbono presente en las praderas andaluzas acometido por el equipo GAME-CSIC durante el Life Blue Natura (Acción C1) ha significado un avance sin precedentes en Andalucía (Mateo *et al.*, 2019). Se han obtenido por primera vez en Andalucía datos de *stock,* flujo de CO_2 de las praderas marinas, a partir de muestras tomadas en 32 estaciones y un total de 88 *cores* (14 de ellos con *vibrocorer*) obtenidos en formaciones de distintas especies angiospermas marinas (*P. oceanica*, *C. nodosa* y *Z. noltei*), en todo tipo de praderas (someras, medias y profundas), en diferentes tipologías (praderas sanas y degradadas, praderas sobre sedimento o sobre roca, etc.), tanto mediante buceo como con el B/O García del Cid del CSIC. Toda la información disponible (en los *cores*, estaciones POSIMED, bases de datos, etc.) se ha trabajado en 8 tramos de litoral, definidos por el equipo GAME-CSIC, para ajustar los datos al gradiente este-oeste que existe a lo largo del litoral andaluz entre las aguas mediterráneas de Almería a las atlánticas de Cádiz y Huelva, pasando por las intermedias del mar de Alborán de Almería, Granada y Málaga. Toda esta información se ha podido incorporar a la cartografía integrada para obtener mapas de flujo, de *stock* de CO_2 y de biomasa del dosel foliar para todas praderas marinas de Andalucía, que han constituido uno de los principales resultados del Proyecto Life Blue Natura. Este esfuerzo coordinación de distintos equipos de trabajo, pionero en España a escala regional, es comparable con el que se está llevando a cabo en otras zonas del Mediterráneo, como el que se está realizando actualmente en Córcega (Francia).

Por último, toda la información recopilada es pública y se encuentra disponible para el usuario, para su consulta o descarga, en el Canal de la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) y en la página web del Proyecto Life Blue Natura:

— http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam

— http://life-bluenatura.eu/

5. AGRADECIMIENTOS

A Rosa Mendoza, directora de los proyectos Life+ Posidonia Andalucía y Life Blue Natura debemos agradecerle su confianza en todo momento. Sin su labor de coordinación desde la Consejería competente en el medio ambiente (el nombre ha cambiado varias veces en los últimos años) de la Junta de Andalucía, este trabajo no habría sido posible. También es obligado agradecer en esta misma Consejería, entre muchas otras personas, a Fernando Ortega y a Eugenio Montes. Agradecemos también la estrecha colaboración y, sobre todo, el trabajo pionero que han realizado los numerosos integrantes del equipo del Group of Aquatic Macrophyte Ecology (GAME) del Centro de Estudios Avanzados de Blanes del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEAB-CSIC), liderado por Miguel Ángel Mateo. No podemos olvidar la siempre dispuesta colaboración del equipo de la Universidad de Cádiz (UCA) que trabaja con angiospermas marinas, y especialmente a Ignacio Hernández, Fernando G. Brun, Gloria Peralta y Edward Morris, por su ayuda en el conocimiento de la distribución de las distintas especies, principalmente en el Parque Natural de Bahía de Cádiz. También agradecemos a todas las personas que han colaborado de alguna forma en estos trabajos tan diversos, especialmente a los miembros de la tripulación de los barcos "Punta Polacra" e "Isla de Tarifa", principalmente a Juan García Aguado, Pascual Hernández y Martín Carrillo, todos ellos integrantes del equipo del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz, así como a la tripulación del barco AMA 8 Juan Navarro y Jesús Rodríguez. Por último, queremos agradecerles su dedicación y esfuerzo a los coordinadores del equipo de voluntariado POSIMED, David León y Patricio Peñalver de la asociación Hombre y Territorio, y a todos los voluntarios que han participado en las campañas de seguimiento de las praderas en estos diez últimos años.

6. BIBLIOGRAFÍA

Abadie A., Gobert S., Bonacorsi M., Lejeune P., Pergent G., Pergent-Martini C., 2015. Marine space ecology and seagrasses. Does patch type matter in *Posidonia oceanica* seascapes? Ecological indicators, 57: 435-446.

Álvarez E., Cerdá M., Frau A., Grau A.M., Pons-Fabregas C. y Carreras D. 2009. Seguimiento de la red de vigilancia de las praderas de *Posidonia oceanica* en Baleares (2002-2007). *En: Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español*. Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 70-90.

Aranda Y. y Otero M. 2014. *Estudio de las figuras de protección de áreas marinas protegidas de Andalucía con fanerógamas marinas y propuestas de mejora para su gestión*. Malaga, España, UICN, 76 pp.

Arroyo M.C., Barrajón A., Brun F.G., del Castillo F., De la Rosa J., Díaz Almela E., Fernández- Casado M., Hernández I., Moreno D., Pérez-Lloréns J.L., Otero M., Remón J.M., Vergara J.J. y Vivas M.S. 2015. Praderas de angiospermas marinas de Andalucía. *En* Ruiz, J. M. Guillén J. E. Ramos Segura A. y Otero M. M. Eds. (Ed.). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga: 312-397.

Astruch P, Boudouresque CF, Pergent G, Alcoverro T, Bianchi CN, Calvo S, Courp T, Lo-Iacono C, Montefalcone , Morri C, Noël C, Pérez M, Pergent-Martini C, Romero J, Sulli A, Tomasello A., 2017. Trajectories of change in *Posidonia oceanica* meadow and related carbon sink: the ECOSINK project. Interdisciplinary Symposium, Track – "Global Change", 5-6-7 July 2017. Università di Corsica – Corte, 1-4.

Augier, H. 1981. Étude et cartographie des peuplements benthiques de l'ile de Porquerolles (Méditerranée, France). II. L'anse de Port-Fay et la calanque de la Grotte. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros, Fr,* 7: 103-117, 1 carte.

Augier H. 1982. *Inventaire et classification des biocenoses marines benthiques de la Méditerranée*. Conseil de l'Europe, 59 pp.

Augier H., 1985. L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. *Vie marine*, 7: 85-113.

Augier H., Boudouresque C.F., 1967. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). I. La baie de La Palud. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, 27: 93-124.

Boudouresque C.F. y Meinesz A. 1982. *Découverte de l'herbier de posidonie*. Parc National Port-Cros (Cahier nº 4), Parc Naturel Regional de la Corse, GIS Posidonie, 80 pp.

Boudouresque C.F., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Thibaut T., Verlaque M., 2015. The necromass of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow: Fate, role, ecosystem services and vulnerability. Hydrobiologia, DOI 10.1007/s10750-015-2333-y

Brun, F.G., Vergara, J.J., Pérez-Llórens, J.L., Ramírez, C., Morris, E.P., Peralta, G. & Hernández, I. 2015. Diversidad de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz: redescubriendo a *Zostera marina*. *Chronica naturae,* 5: 45-56.

Cabello A., Frieyro J.E., Granado L., Hayas A., Méndez E., Montoya G., Pino I. y Domínguez J.A. Cartografía de praderas de fanerógamas marinas en el Mediterráneo mediante sensores hiperespectrales. En Montesinos Aranda S. y Fernández Fornos L. (Ed.). *Teledetección Agua y desarrollo sostenible XVIII.* Congreso de la Asociación Española de Teledetección Calatayud, 23-26 de Septiembre de 2009: 173-176.

Calvín J.C., Franco I., Marín A., Martínez A.M., Belmonte A. y Ruiz J.M. 1999. *El litoral sumergido de la región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Región de Murcia, 127 pp.

Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Orel G., Calvo S., Cossu A., Matricardi G., Colantoni P., Peirano A., Bianchi N., Mazzella L., Nascetti D., Giannetti P., Mammucari G. y Mucedola A. 1995. Proposta di accordo sui parametri cartografici relativi alle aree del Mediterraneo caratterizzate da biocenosi bentoniche costiere. *En* Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C. y Mucedola A. (Ed.). *La Posidonia oceanica. Un contributo per la salvaguardia del principale ecosistema marino del Mediterraneo*. *Rivista Marittima,* Supplemento Vol. 12 (dicembre): 250-252.

Codina Soler A., Montero Jiménez M., Jiménez Gutiérrez S.V., Martínez Vidal J., Guillén Nieto J.E. y Soler Capdepón G. 2009. Red de control de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana. *En: Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español*. Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 50-69.

Colantoni P. 1995. Cartografía delle praterie di *Posidoni*a. *En* Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C. y Mucedola A. (Ed.). *La Posidonia oceanica. Un contributo per la salvaguardia del principale ecosistema marino del Mediterraneo. Rivista Marittima,* Supplemento Vol. 12 (dicembre): 106-115.

Cozza R, Rende F, Ferrari M, Bruno L, Pacenza M, Dattola L, Bitonti MB. 2019. Biomonitoring of *Posidonia oceanica* beds by a multiscale approach. Aquatic Botany 156: 14–24. doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.04.002.

Díaz-Almela E. y Carreto M.T. 2021. Estrategia de escalado de las estimas locales de *stocks* y flujos de carbono obtenidas en las praderas marinas de Andalucía: construcción de una matriz de valores para los distintos polígonos de praderas marinas. 8 pp. + Anexo. REDIAM: Información adicional de Sumideros de Carbono en Praderas de *Posidonia oceanica*. Proyecto LIFE Blue Natura. http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam.

Duarte, C., 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40(4): 363-377.

Duarte, C. M. y Cebrián, J. 1996. The fate of marine autotrophic production, *Limnol. Oceanogr.*, 41, 1758–1766.

Duarte, C. M., y Krause-Jensen, D. 2017. Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science*, 4, 13.

Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences, 2: 1–8. doi.org/10.5194/bgd-1-659-2004

Duman M., Hüsnü Eronat A., İlhan T., Talas E. y Küçüksezgin F. 2019. Mapping *Posidonia oceanica* (Linnaeus) meadows in the eastern Aegean Sea coastal areas of Turkey: evaluation of habitat maps produced using the acoustic ground-discrimination systems. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 6(1): 67-75, DOI: 10.30897/ijegeo.544695

Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros national park (north-western Mediterranean Sea). Aquat. Conserv. 9 (391-), 400.

Gamulin-Brida H. 1967. The benthic fauna of the Adriatic Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5: 535-568.

García-Gómez J.C., Corzo J., Guerra García J.M., López-Fé C.M., Sánchez Moyano J.E., García Asencio I., Corzo M. y Rey J. 2004. Cartografiado de las formaciones vegetales marinas. Macrofitobentos y comunidades bentónicas asociadas a la costa norte del estrecho de Gibraltar. Ecocartografía marina en SIG. En: Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 269-272.

García Raso J.E., Gofas S., Salas C., Manjón-Cabeza E., Urra J. y García Muñoz J.E. 2010. *El mar más rico de Europa* B*iodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 138 pp.

García Raso J.E., Luque A.A., Templado J, Salas C., Hergueta E., Moreno D. y Calvo M. 1992. *Fauna y flora marinas del Parque Natural de Cabo de Gata-Nijar.* Madrid, 288 pp.

Goffredo, S. y Dubinsky, Z. (Eds.). 2014. *The Mediterranean Sea. Its history and present challenges*. Springer, 679 pp.

Gumusay M.U., Bakirman T., Kizilkaya I.T. y Aykut N.O. 2019. A review of seagrass detection, mapping and monitoring applications using acoustic systems. *European Journal of Remote Sensing*, 52 (1): 1-29, DOI: 10.1080/22797254.2018.1544838

Junta de Andalucía. 2010. Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino. *Informe Regional 2010*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, 77 pp.

Junta de Andalucía. 2013. *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. Informe Regional 2013*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Sevilla, 143 pp.

Junta de Andalucía. 2014. *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz. Informe final de resultados 2014*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Sevilla, 126 pp.

Junta de Andalucía. 2017. *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino. Informe final de resultados 2017.* Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Sevilla, 168 pp.

Junta de Andalucía. 2018. *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino. Informe Regional 2018*. Consejería de Agricultura, ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Sevilla, 162 pp.

Junta de Andalucía. 2019. *Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino. Informe Regional 2019*. Consejería de Agricultura, ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Sevilla, 152 pp.

Lo Iacono C., Mateo M.A., Gràcia E., Guasch C., Carbonell R., Serrano L., Serrano O., Dan J. 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophys. Res. Lett.*, 35: L18601, doi:10.1029/2008GL034773

Luque A.A. y Templado J. (Coords.) 2004. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 336 pp.

Marbá, N., Arias-Ortiz, A., Masque, P., Kendrick, G. A., Mazarrasa, I., Bastyan, G. R., *et al.* (2015). Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *Jourrnal of Ecology*, 103: 296–302. doi: 10.1111/1365-2745.12370

Marbá N. y Terrados J. 2004. Las praderas de *Cymodocea nodosa*. Distribución y requerimientos ecológicos. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 133-134.

Mateo M.A., Díaz-Almela E., Piñeiro-Juncal N., Leiva Dueñas C., Giralt Romeu S. y Marco Méndez C. 2019. *Carbon stocks and fluxes associated to Andalusian seagrass: variability and effects of meadow degradation and recolonization. Projections of their future evolution with the information available from A1.* Deliverable C1.2: Results Report. Life Blue Natura (LIFE14CCM/ES/000957). Group of Aquatic Macrophyte Ecology (GAME), CEAB-CSIC, Blanes, 151 pp.

Mateo, M.A., Romero, J., Pérez, M., Littler, M.M., Littler, D. 1997. Dynamics of Millenary Organic Deposits Resulting from the Growth of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 103-110.

Mayot N, Boudouresque C-F, Charbonnel E. 2006. Changes over time of shoot density of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* at its depth limit. *Biol. Mar. Medit.*, 13(4): 250-254.

Meinesz A., Boudouresque C.F., Falconetti C., Astier J.M., Bay D., Blanc J.J., Bourcier M., Cinelli F., Cirik S., Cristiani G., Di Geronimo I., Giaccone G., Harmelin J.G., Laubier L., Lovric A.Z., Molinier R., Soyer J. y Vamvakas C. 1983. Normalisation des symboles pour la représentation et la cartographie des biocénoses bentiques littorales de Méditerranée. *Annales de l'Institut Oceanographique, Paris*, 59 (2): 155-172.

Meinesz A., Cuvelier M. y Laurent R. 1981. Méthodes récentes de cartographie et de surveillance des herbiers de phanérogames marines. Leur applicationssur les cotes françaises de la Méditerranée. *Vie et Milieu*, 31 (1) 27-34.

Méndez E., Cabello A., Frieyro J.E., Hayas A., Granado L., Montoya G., Pino I. y Domínguez J.A. 2011. Desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz mediante técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales. *Revista de Teledetección*, 36, 73-83.

Mendoza R., Barrajón A., de la Rosa J., del Castillo F., Díaz Almela E., León D., Moreno D., Peñalver P., Remón J.M. y Vivas M.S. 2014. Nuestras praderas bajo el agua: dónde y cuántas. En: *Quercus*. (especial del cuaderno 345 de noviembre de 2014 sobre el Proyecto Life+ *Posidonia*. Cómo conservar las mejores praderas marinas andaluzas): 14-22.

Monnier, B., Clabaut, P., Mateo, M.A., Pergent-martini, C., Pergent, G., 2019. Intercalibration of seismic reflection data and characterization of *Posidonia oceanica* meadow mats. *In*: Langar H. y Ouerghi A. (Eds.). Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019. SPA/RAC publ., Tunis, 148 pp.

Monnier B., Pergent G., Mateao M.A., Claubaut P., Pergent-Martini C. 2020. Seismic interval velocity in the matte of *Posidonia oceanica* meadows: Towards a non-destructive approach for large-scale assessment of blue carbon stock. *Marine Environmental Research*, 161: 105085. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105085.

Montefalcone, M., 2009. Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators*, 9: 595-604.

Montefalcone M., Albertelli G., Bianchi C.N., Mariani M. y Morri C. 2006. A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 29-42.

Moreno D. 2009. Gestión sostenible del medio marino en Andalucía las fanerógamas marinas. *En: Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español.* Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 114-128.

Moreno D. 2010. Flora y fauna alóctona del medio marino andaluz. *En:* Cobos F.J. y Ortega F. (Ed.). *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006.* Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 214-229.

Moreno D., Aguilera P.A., Castro H., Martínez Vidal J.L., Martínez Sola F. y Sanz F. 1999. Valoración del impacto de los vertidos hídricos industriales en el litoral aproximación metodológica al estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *En* Navarro Flores A., Sánchez Garrido J.A. y Collado Fernández D.M. (Eds.). *Minería, industria y medio ambiente en la cuenca mediterránea*. Universidad de Almería, 227-236.

Moreno D., Aguilera P.A. y Castro H. 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows inplications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation*, 102: 325-332.

Moreno D. y Guirado J. 2003. Nuevos datos sobre la distribución de las fanerógamas marinas en las provincias de Almería y Granada (SE España). *Acta Botanica Malacitana*, 28: 105-120.

Moreno D., Luque A.A. y Templado J. 2004. Las praderas de *Posidonia oceanica.* Distribución en Andalucía. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 60-63.

Pasqualini, V., Clabaut, P., Pergent, G., Benyoussef, L., Pergent-Martini, C. 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *International Journal of Remote Sensing*, 21(2):367-378.

Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Clabaut P., y Pergent, G., 1998, Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar: application off the Island of Corsica (France). Estuarine, Coastal and Shelf Sciences, 47, 359-367.

Pérès J.M. 1967. The mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5 449-533.

Pérez Lloréns J.L. 2004. Las praderas de *Zostera noltii.* Distribución y requerimientos ecológicos. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 173.

Pérez Lloréns J.L. y Moreno D. 2004. Las praderas de *Zostera noltii.* Distribución en Andalucía. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.) (Ed.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 173-174.

Pergent G., Barralon E., Monnier B., Pergent-Martini C., Valette-Sansevin A. 2019. Strategy to study blue carbon ecosystems in Corsica. En: Langar H., Ouerghi A., edits,: 15-20 pp. *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019). UNEP/MAP – SPA/RAC publication, Tunis, 148 pp.

Pergent, G., Bazairi, H., Bianchi, C.N., Boudouresque, C.F., Buia, M.C., Calvo, S., Clabaut, P., Harmelin-Vivien, M., Angel Mateo, M., Montefalcone, M., Morri, C., Orfanidis, S., Pergent-Martini, C., Semroud, R., Serrano, O., Thibaut, T., Tomasello, A., Verlaque, M., 2014. Climate change and Mediterranean seagrass meadows: A synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15, 462–473.

Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrián, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A.,Tomasello, A., Velimirov, B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecological Indicators*, 5(3), 213–230.

Pergent, G., Monnier, B., Clabaut, P., Gascon, G., Pergent-Martini, C. y Valette-Sansevin A. 2017. Innovative method for optimizing SideScan Sonar mapping: The blind band unveiled. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 194, 77-83.

Pergent G., Pergent-Martini C. y Boudouresque C.F. 1995. Utilisation de l'herbier a *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualite du milieu littoral en mediterranee: etat des connaissances. *Mésogée*, 54 3-27.

Piñeiro-Juncal N., Díaz-Almela E., Leiva-Dueñas C., Marco-Méndez C. y Mateo M.Á. 2021. Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico. *Chronica naturae*, 8: 21-34.

Ramos A.A. 1985. Contribución al conocimiento de las biocenosis bentónicas litorales de la isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *En* Ramos A.A. Editor (Ed.). *La reserva marina de la isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante)*. Universidad de Alicante: 111-147.

Rende, F.S., Irving, A.D., Bacci, T., Parlagreco, L., Bruno, F., Defilippo, F., Montefalcone, M., Penna, M., Trabucco, B., Di Mento, R., Cicero, A.M., 2015. Advances in microcartography: two-dimensional video mosaicing technique for seagrass monitoring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 167, 475–486.

Rey Salgado J., Bañares-España E., Díaz de Rada Ramos C., Casado M.D., Rey Díaz de Rada J., Flores-Moya A. y Báez J.C. 2001. *Distribución de las fanerógamas marinas en el Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Málaga-Granada)*. Informe Interno. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 113 pp, 2 Pl.

Ruiz J.M., Barberá C., Marín L., García R., Bernardeau J. y Sandoval J.M. 2010. *Las praderas de Posidonia en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental*. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, 57 pp.

Ruiz J.M., García Muñoz R., García Martínez M., Marín Guirao L., Sandoval Gil J.M., Serón Aguirre J., Ramos Segura A. y Gavilán Alonso J. 2009. Red de seguimiento de *Posidonia oceanica* en la región de Murcia. *En: Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español*. Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 92-112.

Ruiz J.M., Guillén J.E., Ramos Segura A. y Otero M.M. 2015. *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Malaga, 681 pp.

Sánchez-Carnero N., Rodríguez-Pérez D., Couñago E., Aceña S. y Freire J. 2012. Using vertical Sidescan Sonar as a tool for seagrass cartography. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115 334-344.

Sánchez Lizaso J.L. 1993. *Estudio de la pradera de Posidonia oceanica (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante) Fenología y producción primaria*. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante, 121 pp.

Sánchez Lizaso J.L. 2004a. Las praderas de *Posidonia oceanica*. Distribución y requerimientos ecológicos. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 60.

Sánchez Lizaso J.L. 2004b. Las praderas de *Posidonia oceanica*. Características morfológicas rizomas y raíces, hojas flores y frutos. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla 63-66.

Sánchez Lizaso J.L. 2004c. Las praderas de *Posidonia oceanica*. Estructura de las praderas. *En* Luque A.A. y Templado J. (Coords.). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 71-74.

Sánchez Lizaso J.L. 2009. La importancia de las redes de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*. *En*: *Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español.* Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 20-24.

Sánchez Rosas J. y Olivella i Prats I. 2009. La red de vigilancia de la calidad biológica de las fanerógamas marinas en el litoral catalán. *En: Posidonia oceanica. Redes de seguimiento y estado de conservación en el Mediterráneo español*. Instituto de Ecología Litoral, Diputación de Alicante, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Alicante 26-48.

Sanz, J.L., Hermida, N., Tello, O., Lobato, A., Fernández-Salas, L.M.,González, J.L., Bécares, M.A., Gómez de Paz, R., Godoy, D., Alcalá, C., Contreras, D., Ubiedo, J.M., Ramos, M., Torres, A., Carreño, F., Pérez, J.I., Alfageme, V.M., Redondo, B.C., Velasco, D., Pascual, L., Pastor, E. y González, F. 2003. Hoja MC049 SAN JOSÉ: Desde Las Negras a Cabo de Gata (Almería). Serie C: Modelos y Geomorfología. Serie cartográfica Estudio de la Plataforma continental Española. IEO-SGPM. Madrid.ISBN: 84-95877-15-5. Obra completa ISBN: 84-95877-04-X.

Savini A. 2011. Side-Scan Sonar as a Tool for Seafloor Imagery: Examples from the Mediterranean Continental Margin. En: Kolev N. (Ed.). *Sonar Systems*. InTech Publisher: 299-322 pp.

Telesca, L. Belluscio A., Criscoli A., Giandomenico Ardizzone G., Apostolaki E.T., Fraschetti S., Gristina M., Knittweis L., Martin C.S., Pergent G., Alagna A., Badalamenti F. Garofalo G., Gerakaris V., Pace M.L., Pergent-Martini C., Salomidi M. 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. Sci. Rep. 5, 12505; doi: 10.1038/srep12505 (2015).

Templado J., Ballesteros E., Galparsoro I., Borja A., Serrano A., Marín L., Brito A. 2012. *Guía Interpretativa: Inventario Español de Hábitats Marinos*. Inventario español de Hábitats y Especies Marinos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 229 pp.

Tomasello A., Luzzu F., Di Maida G., Orestano C., Pirrotta M., Scannavino A., y Calvo S. 2009. Detection and mapping of *Posidonia oceanica* dead mat by high-resolution acoustic imaging. *Italian Journal of Remote Sensing.*, 41(2): 139-146.

Topouzelis, K., Makri, D., Stoupas, N., Papakonstantinou, A., Katsanevakis, S. 2018. Seagrass mapping in Greek territorial waters using Landsat-8 satellite images. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 67, 98-113.

Vacchi M., De Falco G., Simeone S., Montefalcone M., Morri C., Ferrari M. y Bianchi C.N. 2017. Biogeomorphology of the Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42: 42–54.

Valette, A., 2018. *Changement climatique: Caractérisation des puits de carbone liés aux herbiers de magnoliophytes marines de la Corse*. Doctorat Thèse, Université de Corse: 205 pp.

Valette-Sansevin, A., Pergent, G., Buron, K., Pergent-Martini, C., y Damier, E. 2019. Continuous mapping of benthic habitats along the coast of Corsica: A tool for the inventory and monitoring of blue carbon ecosystems. *Mediterranean Marine Science*, 20(3), 585-593. doi:http://dx.doi.org/10.12681/mms.19772

Fuentes de información cartográficas empleadas

— **Cartografía Regional del Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino (Agencia de Medio Ambiente y Agua - AMAYA, 2006-2017) actualizada en la "Integrada de fanerógamas" o "fanerógamas compendio", del Life Blue Natura (AMAYA, 2016-2019)**. Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Cartografía de fondos de fanerógamas marinas (Granada y Almería). Proyecto Life Posidonia LIFE+ 09 NAT/ES/000534. Año 2013.** Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Ecocartografías del litoral de Granada y Almería, de Málaga y de Cádiz. Batimetría (1:5.000), morfología de fondos y comunidades marinas.** Ministerio competente en materia de Medio Ambiente (2004-2012). Disponible también en la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Estudio de la Plataforma Continental Española (Proyecto ESPACE). Andalucía Oriental: desde Garrucha (Almería) hasta Málaga. Calidad (sustrato) y bionimias.** Instituto Español de Oceanografía (2003). Disponible también en la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Batimetría de litoral andaluz 1:50.000.** Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Caracterización de la línea de costa andaluza, 2013** Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

— **Mapa litológico de Andalucía: Unidadades litológicas.** Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

El carbono azul en Andalucía, ¿una oportunidad real para que las empresas compensen voluntariamente las emisiones?

Maria del Mar Otero-Villanueva [1]

[1] *Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Centro de Cooperación del Mediterráneo, PTA, Campanillas, Málaga.*

RESUMEN:

Este artículo analiza las futuras oportunidades para los proyectos de compensación de carbono con el carbono azul en Andalucía que ayuden a revertir la pérdida y degradación de estos ecosistemas y fortalecer la mitigación al cambio climático. Con los resultados obtenidos en estudios de viabilidad realizados en las Marismas de Odiel y Cádiz, se analizan los obstáculos que dificultarían las inversiones en carbono azul en la región, la estrategia y lecciones aprendidas para el desarrollo de mecanismos eficaces y los incentivos para involucrar al sector privado.

ABSTRACT:

This article analyzes the future opportunities for blue carbon offset projects in Andalusia that help reverse the loss and degradation of these ecosystems and strengthen climate change mitigation. With the results obtained in feasibility studies carried out in the Marismas de Odiel and Cádiz, it examines the obstacles that would hinder investments in blue carbon in the region, the lessons learned for the development of effective mechanisms and the strategy and incentives to involve the private sector.

Palabras clave: carbono azul, cambio climático, estudio de viabilidad, mercados de carbono voluntarios.

1. INTRODUCCIÓN

En ausencia de manglares, la cartera de ecosistemas de carbono azul de Andalucía se centra en las extensas praderas marinas y marismas de la región, que representan importantes activos ecológicos y económicos. Su importancia ha llevado al desarrollo de una prometedora estrategia en la región, que incluye la financiación de la conservación y restauración de estos ecosistemas a través de los mecanismos de mercados voluntarios que se generen con la nueva Ley de Medidas Frente al Cambio Climático y para la Transición en Andalucía (Boja 8/2018).

Tanto las marismas de marea como las praderas de *Posidonia oceánica* son importantes sumideros de CO_2 debido a los *stocks* de carbono que se han acumulado durante miles de años en su subsuelo (Mateo *et al.*, 1997; Chmura *et al.*, 2003; McLeod *et al.*, 2011; Fourqurean *et al.*, 2012). Su reconversión y degradación como resultado del desarrollo costero y urbano, el enriquecimiento de nutrientes, la degradación de la calidad del agua y los impactos de la pesca ilegal han supuesto una importante pérdida y reducción a nivel global de secuestro de Gases de Efecto Invernadero (GEI) a lo largo del tiempo (Laffoley and Grimsditch, 2009; Pendleton *et al.*, 2012; de los Santos *et al.* 2019). Con ello, se ha remarcado la necesidad urgente de prevenir una mayor degradación y pérdida de estos ecosistemas costeros con proyectos de restauración, mejora y mantenimiento de los sumideros de Carbono, los referidos como Carbono Azul, que ayuden a mitigar las emisiones de GEI al tiempo que protegen los servicios y recursos que éstos aportan (IPCC, 2019).

Salinas abandonadas

La realización de estos objetivos ha llevado a explorar mecanismos de financiación nuevos e innovadores, con el fin de aumentar los recursos (técnicos y financieros) que paralelamente ayuden a la biodiversidad y la mitigación y adaptación al cambio climático (Laffoley *et al.*, 2014; Herr *et al.*, 2017). La financiación de iniciativas a través de mercados de carbono voluntario ha mostrado su potencialidad en este sentido en distintas regiones del mundo, permitiendo que actividades concretas de manejo sostenible y restauración en ecosistemas costeros sean financiadas, con los denominados proyectos de carbono azul o proyectos de compensación con carbono azul (Sapkota & White, 2020; Vanderklift *et al.*, 2019b; Wiliey *et al.*, 2016; Herr *et al.*, 2017).

2. EL CARBONO AZUL EN LOS MERCADOS DE CARBONO VOLUNTARIO

Los mercados de carbono voluntarios surgieron con el Protocolo de Kioto como una alternativa no jurídicamente vinculante y económicamente eficiente para países, empresas e individuos con el interés de disminuir las emisiones de GEI en la atmósfera y favorecer la disminución de los efectos adversos del cambio climático (Benessaiah, 2012). Estos mercados se ocupan de la compra y venta de créditos de reducción de emisiones (compensaciones) en distintos sectores (ej. ahorro o eficiencia energética, sustitución de combustibles fósiles por energías renovables, tratamiento de residuos, reforestación, deforestación evitada o modificación de usos del suelo) ofreciendo su contribución para alcanzar el objetivo "muy por debajo de los 2 °C" que establece ahora el Acuerdo de París y limitando el aumento de la temperatura global. Del Artículo 6 de dicho Acuerdo, aun en elaboración, se establecerán las futuras reglas, procedimientos y modalidades que permitirán la continuación del comercio de emisiones entre países, así como los mecanismos de mercado (regulados), y la relación y posible aportación de los mercados voluntarios (Greiner *et al.*, 2020).

La tendencia de este último ha estado al alza. En 2019, el mercado voluntario de carbono movilizó 320 millones de dólares para la financiación de proyectos de reducción de emisiones, con una reducción asociada de 104 millones de toneladas de CO_2, el volumen más alto desde 2010 (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2020). Los compradores de compensaciones de carbono, generalmente empresas, participan en estos mercados principalmente para tomar medidas para reducir las emisiones más allá de su obligación legal, compensar aquellas emisiones residuales que no son capaces de eliminar completamente, demostrar responsabilidad social corporativa y/o alcanzar objetivos internos de reducción de emisiones apoyando de esta manera proyectos que reducen y compensen las emisiones globales.

La compensación de emisiones se hace a través de los créditos creados por proyectos bajo los distintos estándares que operan en el mercado voluntario donde las actividades que reducen los GEI producen Reducciones de Emisiones Verificadas (VER, por sus siglas en inglés) que se pueden vender a empresas, entidades o personas que voluntariamente desean reducir la llamada "huella de carbono" (footprint) que dejan sus emisiones. Los proyectos se cuantifican en toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente (CO_2-e), donde una tonelada comprada equivale a una tonelada menos de carbono en la atmósfera, realizada con la compensación bien a través de acciones en sumideros de carbono (ej. reforestación) o evitando emisiones.

Para regular y dar credibilidad a este tipo de mercado, han surgido numerosas iniciativas tanto a nivel internacional como nacional. Verra, anteriormente Verified Carbon Standard (VCS), American Carbon Registre (ACR), Reserva de Acción Climática (CAR), Gold Standard (GS) y Plan Vivo son las principales organizaciones voluntarias a nivel internacional que aprueban metodologías de compensación de carbono, certifican proyectos de reducción de GEI y registran compensaciones de carbono a nivel mundial (van der Gaast *et al.*, 2018). El volumen de transacciones a través de estas iniciativas ha experimentado un aumento en los últimos años fruto en gran parte por los proyectos de energía renovable. La tendencia actual (en espera de los resultados con la pandemia Covid-19) muestran un creciente interés en este mercado y un mayor precio de los offsets (VER) asociados a proyectos de soluciones basadas en la naturaleza (NBS por sus siglas en inglés) como podrían ser los proyectos de carbono azul.

Verra, Plan Vivo o Gold Standard han desarrollado metodologías para proyectos de carbono azul, en su mayor parte enfocados a manglares (reforestación). El VCS, es el más avanzado en esta perspectiva hasta la fecha, ya ha generado 2 metodologías con el objetivo de facilitar la restauración y conservación de ecosistemas azules, las metodologías VM0033 "Metodología para la restauración de humedales de marea y praderas marinas" Versión 1.0, y de forma complementaria, la VM0024 "Metodología para la creación de humedales costeros" Versión 1.0 así como se encuentra desarrollando otras (ej. VM0007 "REDD+ Methodology Framework (REDD+MF)" Versión 1.6), con las dos primeras incluidas dentro de la categoría de Conservación y Restauración de Humedales (WRC por sus siglas en inglés).

Otras iniciativas y estándares en torno a las compensaciones han surgido en varios países de Europa (ej: Woodland Carbon Code, Peatland Carbon Code; Label bas-carbone) fruto del creciente interés y del deseo de las organizaciones de compensar sus emisiones con proyectos locales en distintos ecosistemas, en lugar de proyectos ubicados en países en desarrollo con los que no tienen vínculos.

En España se han desarrollado varias iniciativas para impulsar el mercado y la compensación (Life Forest CO_2, 2020). Entre ellas destacan los proyectos Clima más enfocados en el sector energético y el registro de Huella de carbono creado a través del Real Decreto 163/2014, de 14 de marzo, para evaluar la huella, la compensación y los proyectos de absorción de GEI, particularmente mediante proyectos en repoblación forestal y actuaciones en zonas forestales incendiadas para el restablecimiento de la masa forestal existente. La Comunidad Autónoma de Andalucía ha creado así mismo el Sistema Andaluz de Compensación de Emisiones (SACE), inicialmente dirigido a la compensación con proyectos de forestación, reforestación y conservación de masas forestales. Con la nueva ley de cambio climático, cuyo mecanismo y estándar se están desarrollando, se ha abierto la posibilidad a la realización de compensación voluntaria con proyectos de carbono azul.

A pesar de este creciente interés por la compensación en mercados voluntarios, los proyectos de compensación utilizando soluciones basadas en la naturaleza como los realizados en bosques han sido relativamente pocos en Europa (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2020). Esto es debido fundamentalmente a la complejidad de la constitución de estos mercados y la variabilidad de precios de la tonelada de CO_2 que ha supuesto que, en la mayoría de los casos, la generación de un mercado voluntario basado en proyectos forestales, no alcance siempre las mínimas cotas de rentabilidad para financiarse en mercados domésticos y por tanto no sean viables.

Con esta situación, los estudios demostrativos de la viabilidad de proyectos de carbono azul se plantearon para generar confianza en los inversores y mejorar el diseño y la

ejecución de proyectos. Este trabajo se realizó como parte de las acciones del proyecto Life Blue Natura (IUCN, 2021a). En el presente documento se discuten los resultados obtenidos del primer estudio de viabilidad realizado para proyectos de carbono azul en marismas de marea de Andalucía con los estándares y metodologías del mercado de carbono existentes a nivel internacional con el fin de valorar las oportunidades que pudieran para ser financiadas por empresas de la región.

3. CASOS DE ESTUDIO EN HUMEDALES DE ANDALUCÍA

El estudio de viabilidad se centró en el análisis de diferentes actuaciones de restauración en 6 marismas costeras de Bahía de Cádiz y de Marismas de Odiel en Huelva y resumidas en la Tabla 1 (IUCN, 2021a). Las herramientas y métodos científicos utilizados para cuantificar, medir y monitorear el secuestro de carbono y la dinámica de emisiones se presentan por los autores en (Piñeiro-Juncal *et al.*, 2021; Díaz-Almela *et al.*,2021). Las tasas de pérdida de carbono azul a lo largo del tiempo, las tasas de enterramiento de carbono y las existencias de carbono en el suelo y las cifras de biomasa se basan en los resultados recopilados durante el proyecto Life Blue Natura (Díaz-Almela *et al.*, 2019; Mateo *et al.*, 2018).

Tabla 1: Resultados del estudio de viabilidad con la evaluación financiera para la restauración hidrológica de 3 zonas en las Marismas de Odiel y 3 en Bahía de Cádiz (Ver IUCN, 2021a para detalles). Áreas de actuación en hectáreas, condición de cada zona, *stock* de carbono calculado por hectárea, coste de implementación de las actuaciones y flujos de caja con el Valor Actual Neto (VAN) y la Tasa Interna de Retorno (TIR). El "Soil organic carbon Depletion Time" (SDT) marca el límite temporal de cada proyecto reflejando el periodo para el cual el proyecto es elegible para reclamar reducciones de emisiones por restauración (IUCN, 2021a).

Zonas de Actuación	Área (ha)	Condición/tipo de presión	*Stock* de Carbono	Coste de implementación de actuaciones (Euros)	VAN	STD	TIR
Marisma del Odiel (Opción A)							
Isla Bacuta	38,31	Acumulación de dragados bloquean hidrodinamismo	609,50 tCO_2/ha	70544.26	153331	48	0,16
Marismas del Burro	2,8	Pérdida de calidad de agua por agricultura colindante	216,80 tCO_2/ha	5642.95	-124332	17	NA
Salinas industriales	11,7	Salinas industriales abandonadas	216,80 tCO_2/ha	16736.40	-84301	17	NA
Bahía de Cádiz (Opción A)							
Margen norte del río Guadalete	154,99	Alterado régimen hídrico por cubetas y barreras con fines acuícolas y salineros	199,20 tCO_2/ha	198637.13	84482	15	0,12
Corta del río San Pedro	25,89	Alterado régimen hídrico por barreras y canales. Antiguas salinas	199,20 tCO_2/ha	68375.64	-110947	15	NA
Las Aletas	209,86	Modificado el perfil del terreno por cambio de uso del suelo para el desarrollo de cultivos	199,20 tCO_2/ha	206789.05	724685	15	0,66
Marismas Odiel (Opción B)				95691.55	43505.83	48	0,06
Bahía de Cádiz (Opción B)				403235.59	901308.84	15	0,41

Figura 1: Andalucía (Sur de España) con las praderas marinas (verde) y las marismas de marea (azul) incluidas en el proyecto Life Blue Natura.

Las metodologías que se aplicaron para verificar la viabilidad de estos proyectos fueron el Verified Carbon Standard (VCS) con la VM0033 "Metodología para la restauración de humedales de mareas y pastos marinos" Versión 1.0, y de forma complementaria, la VM0024 "Metodología para la creación de humedales costeros" Versión 1.0. También se tuvieron en cuenta algunas consideraciones adicionales de la Guía VCS de Requerimientos AFOLU, versión 3.4. Información específica de la metodología y los resultados de este estudio se pueden encontrar en IUCN (2021a). La evaluación financiera se llevó a cabo a partir de los resultados actualizados de costes elaborados para cada zona, considerando dos opciones (A y B). Opción A plantea la posibilidad de proceder a la validación de los proyectos de forma simultánea con la primera verificación en el año 2, adelantando la emisión de los créditos generados, y estableciendo las siguientes verificaciones en plazos de 5 años y a partir de ahí cada 10 años. Opción B refleja la redacción de un "Programa de Actividades" conjunto para las Marismas del Odiel y otro para la Bahía de Cádiz. Esta opción establece la validación en el año 0, verificaciones quinquenales hasta el año 20 y, a partir de ahí, decenales.

Los valores de referencia para la evaluación de viabilidad fueron derivados de proyectos de reforestación desarrollados en territorio nacional, y se consideraron entre los 20 €/tCO_2e al año 0 y 25 €/tCO_2e a partir de los 5 años.

Los resultados de este estudio han proporcionado la base necesaria para demostrar que, con las condiciones actuales, ciertas intervenciones en restauración de marismas mareas pueden ser financiadas por estos mercados utilizando la metodología de VCS (IUCN, 2021a). El coste de las actuaciones propuestas para cada una de las zonas de actuación es variable y dependiente de las condiciones de partida para cada una de las particularidades de cada zona, sus afecciones y de cómo alcanzar un escenario en el que la conexión mareal pueda ser restablecida (IUCN, 2021a). Es por este motivo que la selección de las zonas de actuación influye de forma determinante sobre el coste y los beneficios resultantes de los créditos de carbono, condicionando de esta forma su posible viabilidad económica. En este sentido, algunas zonas seleccionadas de forma estratégica pueden maximizar el rendimiento económico de las actuaciones. Los proyectos en zonas de menor superficie en general no resultan viables económicamente, debido a que los costes fijos asociados

(validación/verificación y monitoreo) son relativamente más altos. Este fue el caso de Bahía de Cádiz para proyectos de un tamaño inferior a 150 hectáreas aproximadamente. En el caso de las Marismas de Odiel, en las salinas industriales abandonadas de la Isla de Bacuta, con un alto *stock* de carbono y menor tiempo de retorno o agotamiento del suelo (STD) se observó lo contrario, generando una mayor reducción de emisiones y mejor balance económico. La opción B concentrando las labores de validación/verificación e integrando distintas zonas de restauración en un único proyecto por región-humedal (uno en Marismas de Odiel y otro en Bahía de Cádiz), redujo los costes asociados y resultó más viable (IUCN, 2021a).

4. DISCUSIÓN

4.1. Explorando formas de avanzar hacia un mercado azul en Andalucía

El mercado de la inversión privada para proyectos de carbono azul es todavía un mercado emergente, pero en auge. La realización de estudios previos que aborden posibles proyectos de carbono azul, junto con el análisis de las actuaciones requeridas para posibles zonas de actuación, permite dar seguridad a los posibles compradores de estos proyectos. El estudio realizado (IUCN, 2021a) permitió identificar aquellas zonas que, mediante la ejecución de actuaciones puntuales de bajo coste, pudieran repercutir de forma drástica sobre la reducción de emisiones. La adopción también de una metodología que permita la agrupación de

Marismas de marea en el Guadalquivir

actuaciones en un único proyecto de restauración, por ejemplo, por cercanía geográfica (distintas parcelas de una misma marisma) o por encontrarse bajo un mismo órgano de gestión (ej. municipalidad, espacio protegido), ofrece un mejor balance en los resultados de las inversiones al permitir la viabilidad en pequeñas y grandes parcelas. La utilización de la metodología de los dos estándares VCS utilizados, junto con los costes de verificación, auditoria y monitoreo adicionalmente a las intervenciones del proyecto, sugieren además la necesidad de desarrollar o simplificar la metodología y los módulos de contabilidad de GEI para que proyectos de menor escala se puedan beneficiar de la compensación de carbono.

Los resultados de los informes de mercado (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2019, 2020) y los intercambios realizados con algunas empresas corporativas y consultoras mediadoras en el desarrollo de proyectos de compensación forestales permite definir una serie de debilidades y amenazas que podrían limitar la inversión en proyectos de carbono azul en la región, pero también las oportunidades y fortalezas que pueden asegurar el éxito e interés del carbono azul en el mercado voluntario de compensaciones de Andalucía (Tabla 2).

Tabla 2: Ejemplos de debilidades, amenazas, fortalezas y oportunidades de proyectos de compensación en marismas de marea en Andalucía.

FORTALEZAS (Factores internos)	DEBILIDADES (Factores internos)	OPORTUNIDADES (Factores externos)	AMENAZAS (Factores externos)
Ubicación geográfica para las empresas	Gobernanza de proyectos (sin ejemplos todavía en la región)	Aprovechar las lecciones aprendidas con otras iniciativas nacionales	Valor bajo de mercado
Alianza de negocios en la región	Metodología en un lenguaje difícil para no expertos*	Reforzar lazos con la comunidad local	Aumento de coste si inclusión de actividades con comunidades locales (e.j. replantación)
Mecanismo transparente con métrica estandarizada	Participación local limitada	Beneficios adicionales de proyectos de compensación	Interés de las empresas por tener un mayor número de acreditaciones
Datos científicos de la región confiables que avalan los resultados de proyectos	Incertidumbre sobre el retorno de la inversión	Marco legal y marco político favorable con ley de cambio climático y sus regulaciones	
Permanencia (terrenos públicos)	Condicionante en algunos proyectos su viabilidad por el tamaño de los terrenos o resultados de GEI	Atracción al concepto del Carbono azul	

Las debilidades y amenazas incluyen el precio actual en el mercado, una limitada experiencia en la región sobre gobernanza de proyectos de compensación; una metodología para la preparación y verificación de proyectos en un lenguaje difícil de entender para no-expertos; la potencial incertidumbre sobre la participación de las comunidades locales en los proyectos, así como el condicionante de la viabilidad de algunos proyectos por el tamaño de los terrenos o los resultados de GEI. Quedan todavía por definir algunos aspectos que podrían reducir los riesgos operativos como la formación de acuerdos público-privados para el desarrollo y la distribución de responsabilidades en evaluaciones de viabilidad, en el desarrollo, ejecución y evaluación de proyectos de este tipo en la región.

El progreso al abordaje de algunos de estos retos internos se ha realizado, por ejemplo con el desarrollo del Manual para proyectos de Carbono azul (IUCN, 2021a), la realización de algunos cursos de formación en proyectos de compensación y restauración, reuniones con distintos actores en el desarrollo de los proyectos, así como campañas de conocimiento para mejorar las capacidades locales y regionales.

Los precios de venta de bono en la realización de estos trabajos en España, tomando los valores en proyectos europeos, fueron limitantes para declinar la viabilidad de algunas acciones. La restauración en marismas y, en mayor grado, en praderas marinas, es costosa por lo que los precios de mercado para la implementación de estos proyectos deben de ser mayores. La inclusión de actuaciones que contemplen adicionalmente un beneficio o participación social tendrán un coste adicional añadido aunque también resultarán más atractivas a los compradores. La participación de la comunidad en la preparación e implementación de estos proyectos mejorarán la posibilidad de resultados exitosos, no solo en términos de beneficios de carbono, pero también de biodiversidad, resiliencia social y la preservación de valores culturales (Vierros, 2017).

Adicionalmente a asumir un mayor precio de venta, se podrían desarrollar herramientas que reduzcan los costes de transacciones o verificaciones o incluir en la contabilidad otros servicios ambientales cuantificables como la protección de la costa, hábitat de reproducción de especies, biodiversidad y calidad del agua, que podrían comercializarse a una variedad de compradores potenciales. Paralelamente, resultaría beneficioso y mostraría mayor confianza a posibles inversores, la coordinación a nivel nacional de las distintas iniciativas que se están desarrollando de forma que produzcan una metodología lo más estandarizada posible en el mecanismo de compensación.

Las fortalezas y oportunidades para los proyectos de compensación en marismas de marea de Andalucía se fortalecen por la experiencia adquirida en el Life Blue Natura, construyendo la base con proyectos demostrativos, que aporta así mismo un conocimiento científico muy detallado sobre estos ecosistemas y sus afecciones. Esto otorga a inversionistas la confianza suficiente para invertir dinero en el carbono azul a cambio de créditos de carbono. La mayoría de los compradores corporativos o empresas voluntarias con interés en proyectos de compensación buscan créditos que se ajusten a su misión más amplia como empresa, y que también generen beneficios co-laterales como una mayor biodiversidad y mejores medios de vida de la comunidad. Esto sugiere que los compradores de créditos de carbono de azul estarán relacionados con el sector del turismo costero, el petróleo y el gas, el transporte marítimo o alguna inversión de desarrollo o uso costero.

5. CONCLUSIONES

El desarrollo de una metodología con las experiencias de este trabajo contribuye a la preparación de nuevos estándares (ej. Estándar de Carbono Azul en Andalucía), facilitar el desarrollo eficiente de proyectos y hacer avanzar el mercado carbono voluntario en la región. El Carbono Azul ofrece oportunidades que podrían ayudar a Andalucía a la mitigación y adaptación al cambio climático con soluciones basadas en naturaleza, desarrollando así una hoja de ruta que hace uso de las características y capacidades únicas de sus costas. Ofrece adicionalmente una fuente de financiación para la restauración de las marismas de marea de espacios protegidos y plantea si mecanismos futuros puedan dar valor a otros servicios complementarios que ofrecen estos importantes ecosistemas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto europeo Life Blue Natura (LIFE14CCM/ES/000957) con la cofinanciación y Cepsa y MAVA Fundación al Centro de Cooperación del Mediterráneo de UICN.

7. BIBLIOGRAFÍA

Benessaiah, K., 2012. Carbon and livelihoods in Post-Kyoto: Assessing voluntary carbon markets. *Ecological Economics* 77, 1–6.

Chmura, G,L,, Anisfeld, S.C., Cahoon, D.R., Lynch, J.C., 2003 Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem Cycles*.17: n/a-n/a. doi:10.1029/2002GB001917

De los Santos, C.B. *et al.*, 2019Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nat. Commun*. 10, 3356.

Díaz-Almela, E., Piñeiro-Juncal, N., Soler, M., Marco-Méndez, C., Fay Belshe, E., Leiva-Dueñas, C., Lavery, P., Serrano, O., Mateo, M. A. 2021. Las marismas de marea andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico. *Chronica naturae* 8, 35-56.

Díaz-Almela, E, Piñeiro-Juncal, N., Marco-Méndez, C., Giralt, S., Leiva-Dueñas, C., Mateo, M.A., 2019. Carbon stocks and fluxes associated to Andalusian saltmarshes and estimates of impact in stocks and fluxes by diverse land-use changes. Results Report. Life Blue Natura.

Forest Trends' Ecosystem Marketplace, Voluntary Carbon and the Post-Pandemic Recovery. State of Voluntary Carbon Markets Report, Special Climate Week NYC 2020 Installment. Washington DC: *Forest Trends Association*, 21 September 2020.

Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M.A., *et al.*, 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat Geoscience*.;5: 505–509. doi:10.1038/ngeo1477

Greiner, S., Krämer, N., De Lorenzo, F., Michaelowa, A., Hoch, S., Kessler, J., 2020. Article 6 Piloting: State of play and stakeholder experiences. *Climate Finance Innovators*, 146 pp.

Herr, D., Von Unger, M., Laffoley, D., McGivern, A., 2017Pathways for implementation of blue carbon initiatives. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*.;27: 116–129. doi:10.1002/aqc.2793

IPCC, 2019. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. *In press*

IUCN (2021b). Manual for the creation of blue carbon projects in Europe and the Mediterranean. Otero M (Editor). 141 pages.

IUCN (2021a, *en prensa*). Estudio de viabilidad para la preparación de proyectos de compensación de carbono en las praderas Andaluzas. Otero, M (Ed).

Laffoley, D., Grimsditch, G.D., 2009. The management of natural coastal carbon sinks. IUCN.

Laffoley, D., Baxter, J.M., Thevenon, F., Oliver, J. 2014. The significance and management of natural carbon stores in the open ocean. 124pp.

Life Forest CO_2. Acción A1: Análisis y diagnóstico de las iniciativas de compensación disponibles actualmente en el mercado. LIFE14 CCM/ES/001271 "LIFE FOREST CO_2". "Assessment of forest-carbon sinks and promotion of compensation systems as tools for climate change Mitigation", 82pp.

Mateo, M.A., Romero, J., Pérez, M., Littler, M.M., Littler, D.S. 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuar Coast Shelf Sci*. 44: 103–110. doi:10.1006/ ecss.1996.0116

Mateo, M.A., Díaz-Almela E, Piñeiro-Juncal N, Leiva-Dueñas C, Giralt S, Marco-Méndez C. 2018. Carbon stocks and fluxes associated to Andalusian seagrass meadows. Blanes: LIFE Programme.

McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., *et al.* 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2. *Front Ecol Environ*. 9: 552–560. doi:10.1890/110004

Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., *et al.* 2012. Estimating global "Blue Carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*. 7: e43542. doi:10.1371/journal.0043542

Piñeiro-Juncal, N., Díaz-Almela, E., Leiva-Dueñas, C., Marco-Méndez, C., Mateo, M. A. 2021. Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico. *Chronica naturae* 8, 21-34.

Sapkota, Y., White, J. R., 2020. Carbon offset market methodologies applicable for coastal wetland restoration and conservation in the United States: A review. *Science of the Total Environment:* 701, 134497

Vanderklift, M.A., Marcos-Martinez, R., Butler, J.R.A., Coleman, M., Lawrence, A., Prislan, H., Steven, A.D.L., Thomas, S. 2019a. Constraints and opportunities for market-based finance for the restoration and protection of blue carbon ecosystems. *Marine Policy*, 107:103429, doi:10.1016/j.marpol.2019.02.001.

Vanderklift, M. A., Gorman, D., Andrew, D., Steven, L.,2019b. Blue carbon in the Indian Ocean: a review and research agenda. Blue carbon in the Indian Ocean: a review and research agenda. *Journal of the Indian Ocean Region* Volume 15, 2019 - Issue 2: The emerging role of blue carbon in the Indian Ocean blue economy. Pages 129-138

Van der Gaast, W., Sikkema, R., Vohrer, M., 2018. The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge. *Clim. Policy* 18, 42– 48. https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1242056.

Vierros, M., 2017. Communities and blue carbon: the role of traditional management systems in providing benefits for carbon storage, biodiversity conservation and livelihoods. *Clim. Change* 140, 89–100. doi:10.1007/s10584-013-0920-3

Wylie, L. *et a*l., 2016. Keys to successful blue carbon projects: lessons learned from global case studies, *Mar. Pol*. 65: 76–84.

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

POSIMED-Andalucía: una herramienta de ciencia ciudadana útil para la gestión de ecosistemas marinos

María Leonor García [1,2], Patricio Peñalver-Duque[2] , *David León-Muez[2].

[1] *Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.*

[2] *Asociación Hombre y Territorio. C/ Betania nº 13. CP. 41007 Sevilla, España. www.hombreyterritorio.org*

*contacto@hombreyterritorio.org

RESUMEN:

"Citizen science" es una herramienta que pretende implicar a la sociedad en la gestión de los ecosistemas, teniendo como objetivo fomentar la importancia de la conservación, el conocimiento de determinados hábitats y/o especies, y, porque no, de complementar determinados estudios realizados sobre ese recurso. Andalucía es pionera en España en este sentido a través del Programa POSIMED y su manera de establecerlo y mantenerlo. La red Posimed nace con el objetivo de crear una red de seguimiento del estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* integrando la participación ciudadana. Gracias a dos proyectos Life centrados en *Posidonia oceanica* (LIFE09/NAT/ES/000534: Life+*Posidonia* Andalucía 2011-2014 y LIFE2014/CCM/ES000957: Life BlueNatura 2015-2019), se ha conseguido crear una estructura complementaria entre el equipo técnico de la Administración y los participantes voluntarios en las campañas. La actividad implica un alto componente de divulgación y permite repartir los esfuerzos obteniendo un máximo de información con los recursos existentes. En el momento actual, existen variables y praderas completas que son monitorizadas exclusivamente por voluntarios, cuyos resultados se validan para la posterior gestión de la especie. Se explica la evolución del sistema de validación de los datos de densidad obtenidos por los voluntarios en Posimed-Andalucía desde 2012, y se propone un nuevo método con el objetivo de crear un sistema más robusto y fiable de los datos obtenidos por los participantes que son trasladados posteriormente a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca, y Desarrollo Sostenible para su gestión. Con ésta propuesta en torno a un 70% de los datos tomados por los voluntarios son válidos para el seguimiento de la especie.

Palabras clave: Andalucía, densidad de haces, *Posidonia oceanica*, validación, voluntariado.

ABSTRACT:

"Citizen science" is a tool that aims to involve society in the management of ecosystems, with the objective of promoting the importance of conservation, knowledge of certain habitats and / or species, and, why not, to complement certain studies made on that resource. Andalusia is a pioneer in Spain in this regard through the POSIMED Program and its way of establishing and maintaining it. The POSIMED network aims to create a network for monitoring the conservation status of *Posidonia oceanica* meadows by integrating citizen participation. Thanks to two Life projects focused on *Posidonia oceanica* (LIFE09 / NAT / ES / 000534: Life + *Posidonia* Andalucía 2011-2014 and LIFE2014 / CCM / ES000957: Life BlueNatura 2015-2019), it has been possible to create a complementary structure between the technical team of the Administration and the voluntary participants in the campaigns. The activity involves a high dissemination component and allows efforts to be shared, obtaining maximum information with existing resources. At the present time, there are variables and complete meadows that are exclusively monitored by volunteers, the results of which are validated for the subsequent management of the species. The evolution of the validation system of the density data obtained by the volunteers in Posimed-Andalusia since 2012 is explained, and a new method is proposed with the aim of creating a more robust and reliable system of the data obtained by the participants who are subsequently transferred to the Ministry of Agriculture, Livestock, Fisheries, and Sustainable Development for management. With this proposal, around 70% of the data collected by the volunteers are valid for monitoring the species.

Keywords: Andalusia, shoot density, *Posidonia oceanica*, validation, volunteering.

1. INTRODUCCIÓN

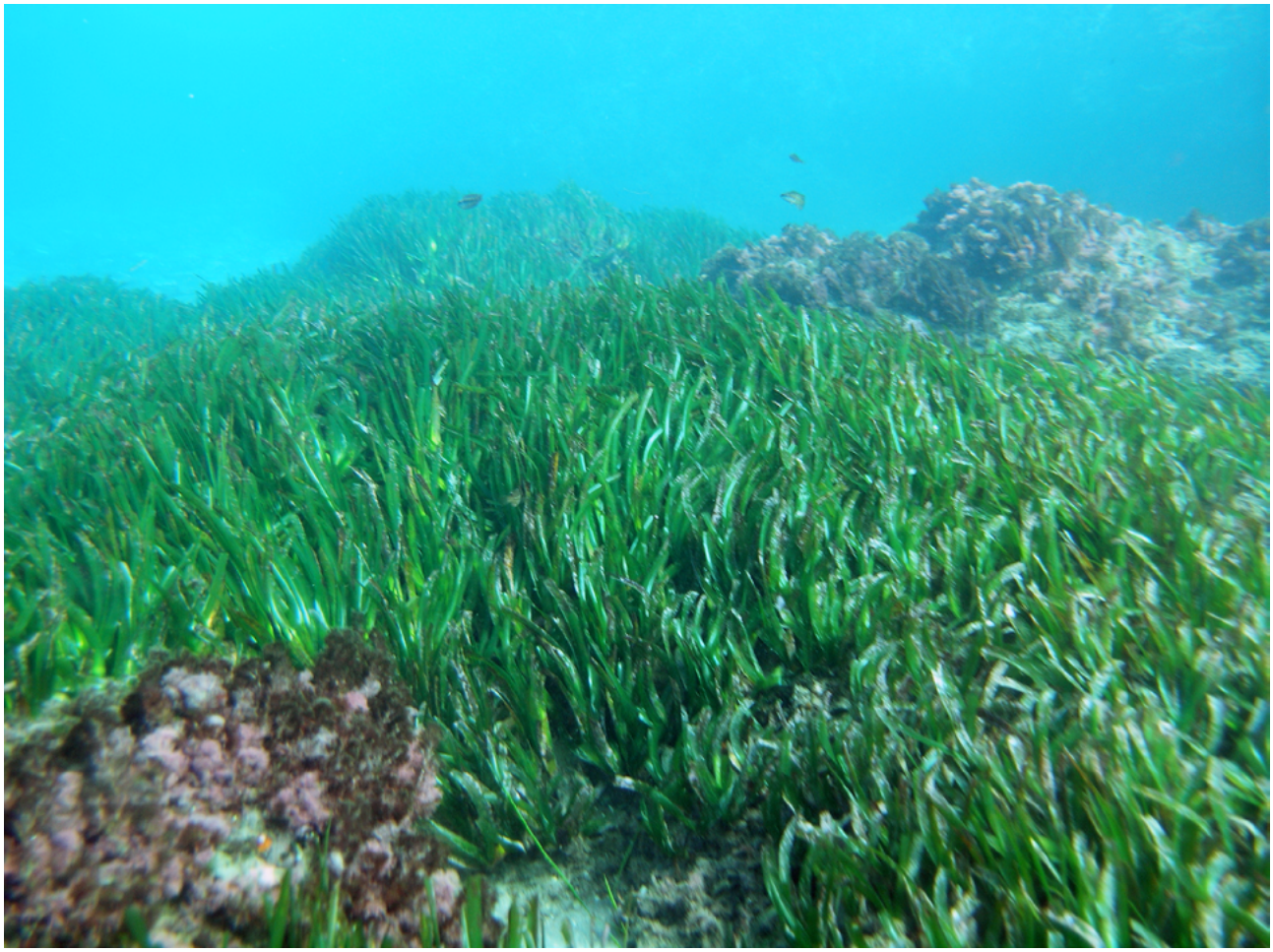
Posidonia oceanica (L.) Delile, es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo que forma praderas submarinas longevas (Díaz-Almela, E. & Marbà, N, 2009). Los rizomas de esta planta poseen tanto crecimiento horizontal como vertical, siendo capaces de formar una red tridimensional muy densa, llamada "mata". En los extremos verticales de esos rizomas aparecen los haces de los que salen grupos de hojas en forma de cinta (Rodríguez-Prieto *et al.,* 2013). En conjunto forman praderas submarinas muy longevas (Marbà *et al.*, 1996).

Recientemente se ha demostrado una de las características más importantes tanto ecológica como económicamente, su capacidad en la fijación y el almacenamiento milenario de carbono. Al ser organismos longevos, gran parte de sus estructuras, vivas y muertas, junto con otros elementos orgánicos, quedan retenidas durante largo tiempo bajo el dosel, creando sistemas de importante relevancia llamados sumideros de carbono azul, al acumular gran cantidad de biomasa y manteniendo así, ese carbono que procedía de la atmósfera, fuera de los ciclos de carbono globales. Por tanto, la degradación de estos ecosistemas, puede convertirlos en fuentes de emisiones de carbono. En este sentido podemos decir que las praderas de *P. oceanica* constituyen el principal ecosistema "sumidero de carbono" en el mar Mediterráneo (Pergent *et al.,* 1994).

PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN-CONSERVACIÓN

El actual límite de distribución de *Posidonia oceanica* se encuentra en la vertiente noroeste del mar de Alborán (Moreno *et al.,* 2004), por lo que la zona de estudio de este trabajo se centra en el litoral del levante almeriense y el norte del mar de Alborán, en Andalucía.

La Red Mediterránea del Control de *P. oceanica* (POSIMED), es una red nacional para el seguimiento del estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* en el litoral Mediterráneo español, que incluye la participación ciudadana. Andalucía lleva implicada en ésta red desde 2004, y en los últimos años a través de dos proyectos Life (LIFE09/NAT/ES/000534: Life+*Posidonia* Andalucía 2011-2014 y LIFE2014/CCM/ES000957: Life Blue-Natura 2015-2019).



Andalucía entiende POSIMED como una forma de "Citizen science", una manera de implicar a la sociedad en la gestión de éste ecosistema, teniendo como objetivo fomentar el conocimiento y la importancia de la conservación de *P. oceanica* de los submarinistas voluntario/as y favoreciendo el flujo de información en ambos sentidos (administración-sociedad y sociedad-administración). Esto se consigue a través de un sistema de trabajo que implica a los buceadores y centros de buceo en el seguimiento de la especie, a través de una campaña anual en la que se visitan las diferentes praderas seleccionadas y en las que mediante un protocolo de organización se selecciona a las personas participantes, se les forma en nociones teóricas sobre las praderas marinas, su importancia ecológica, sus amenazas y técnicas de muestreo, y se organiza cada una de las inmersiones para la participación activa en la evaluación de éste ecosistema marino a través de la recogida de datos de determinados

descriptores. Esta campaña, la selección de participantes, su formación y organización bajo el agua así como el sistema de validación de datos ha sido dirigida durante estos años por la Asociación Hombre y Territorio en coordinación con los responsables y técnicos de la Administración.

El principal objetivo de este trabajo es el análisis de distintos métodos de validación de datos tomados por los voluntarios y la propuesta de mejora de ésta validación atendiendo a la experiencia de los monitores expertos, las características de las praderas de *P. oceanica* de Andalucía, la bibliografía consultada y la gran importancia de la participación de voluntarios en estas actividades, como método de divulgación entre las personas que interaccionan más activamente en éstos ecosistemas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Uno de los descriptores más utilizados para evaluar el estado de conservación del ecosistema es la densidad de haces, el número de haces por m^2, ya que proporciona información sobre la vitalidad y la dinámica de las praderas de *Posidonia oceanica*, pudiendo incluso revelar cambios antropogénicos (Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F., 1995) cuando se consiguen series relevantes.

A lo largo de los años de POSIMED-Andalucía, tanto la metodología para la medición de éste descriptor, como la posterior validación de estos datos han ido evolucionando.

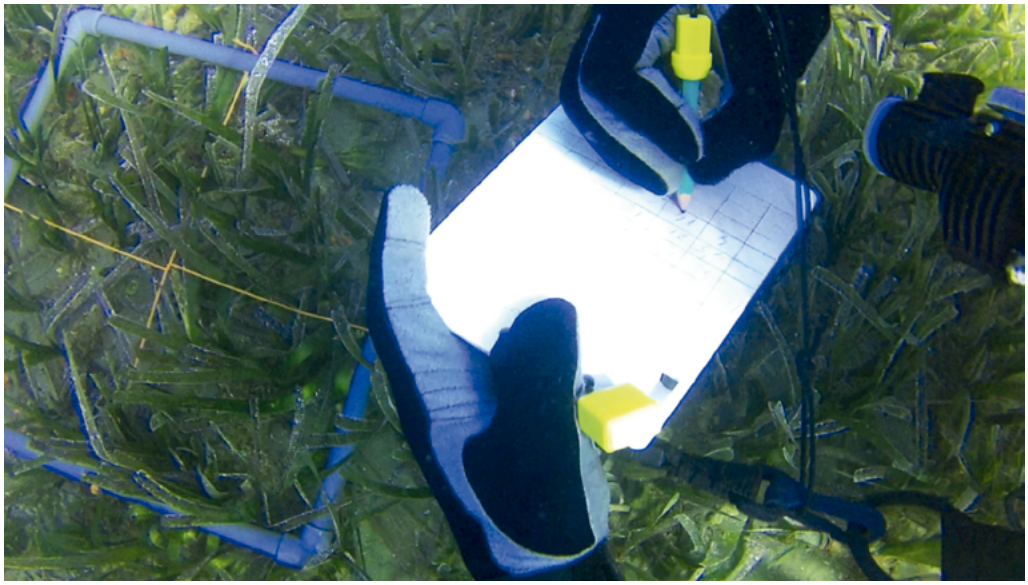


Figura 1: Tablilla y cuadrante con el que trabaja cada voluntario para tomar los datos correspondientes. FOTO: Hombre y Territorio, proyecto Life Blue Natura).

Metodología de muestreo

El monitoreo se realiza siempre en torno a un mismo punto seleccionado de cada estación (Figura 2). Las réplicas tomadas en cada estación se reparten de forma estandarizada siguiendo tres rumbos equidistantes a partir del punto de referencia. Se siguieron distintos métodos de muestreo en cada fase del estudio (Tabla 1).

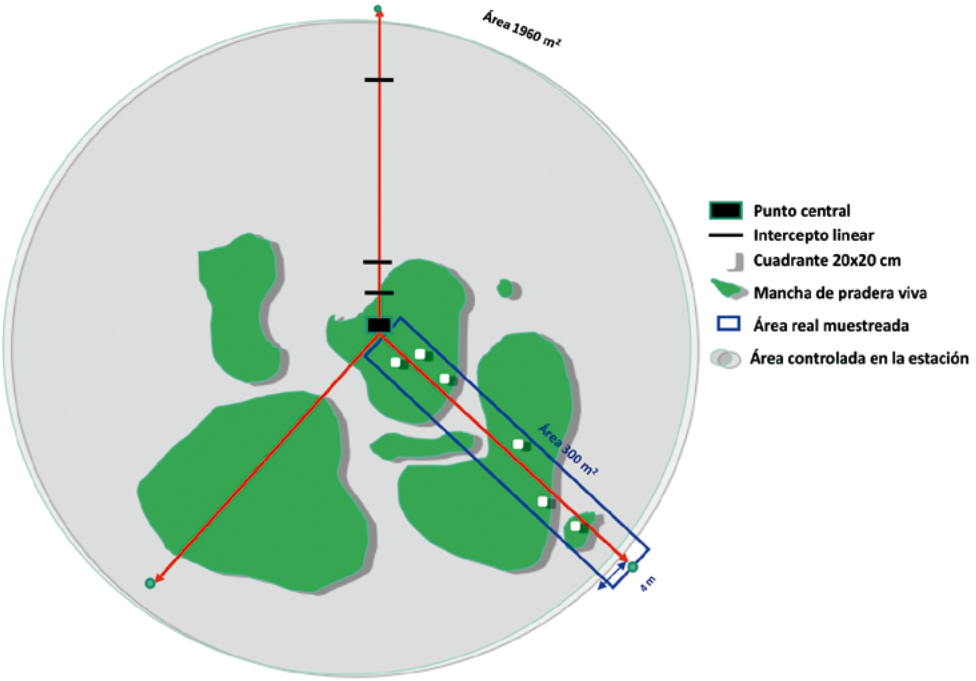


Figura 2: Esquema metodología en una estación de muestreo.

— En los años 2009 y 2010, se utilizaron cuadrantes de 20x20cm de lado que se lanzaban de forma aleatoria al final y al inicio de la pradera para posteriormente contar el número de haces que se encontraban dentro del cuadrante. Cada voluntario realizaba seis réplicas, tres al inicio y tres al final del transecto.

— En el año 2012, al integrarse el programa POSIMED dentro del proyecto LIFE+ Posidonia Andalucía, se propuso una nueva metodología para la densidad de haces que se llevó a cabo durante ese año. Las personas participantes voluntarias realizaron la toma de datos en parejas en cada rumbo, con un único cuadrante de 20x20cm que colocaban en zonas de las praderas cubiertas de vegetación, contando la densidad de haces en el mismo cuadrante los dos miembros de la pareja.

— A partir del año 2013 tanto monitores experimentados como voluntarios utilizan cuadrantes individuales de 20x20cm, que se colocan en las zonas con mayor cantidad de vegetación, es decir, dónde se considera que hay un 100% de cobertura, lo más cercano posible al rumbo correspondiente y en el que se cuenta el número de haces que hay en su interior. Para cada estación se realizan entre 10 y 30 réplicas por los voluntarios y monitores expertos (IMEDEA, CSIC-UIB, 2015). Esta metodología es la que se ha mantenido en las campañas incluidas dentro del Proyecto Life Blue Natura.

Tabla 1: Evolución de la metodología del descriptor densidad.

	2009-2010	2012	2013-2016
Cuadrante	20x20cm	20x20cm	20x20cm
Medidas	Azar	Zona de máxima cobertura	Zona de máxima cobertura
Muestreo	Individual	Parejas	Individual
Localización	Cerca del rumbo	Cerca del rumbo	Cerca del rumbo

Sistemas de validación

Los datos de densidad recogidos en los años 2009 y 2010 no se sometieron a ningún método de validación (Tabla 2). Este parámetro sólo fue recogido por voluntarios (muchos de ellos expertos), por lo que no existen medidas de expertos etiquetadas como tal con los que validar los datos. Además, como las replicas se tomaban al azar, no es posible conocer con seguridad qué réplicas determinan realmente las áreas de la pradera que se encontraban cubiertas al 100% por la vegetación.

La metodología que se llevó a cabo el año 2012 integró su propia validación (Tabla 2): al tomar los datos duplicados por cada pareja, se tomó la media de ambas medidas como una sola réplica de densidad. Para validar cada réplica, se calculó la desviación estándar de cada pareja de datos: si éste valor era mayor de 25% se desechaba esa replica.

Desde el año 2013 se siguió un sistema de validación distinto, más acorde a los métodos establecidos en la bibliografía y expertos consultados (Tabla 2): las medidas se tomaron a lo largo de cada uno de los rumbos independientes y equidistantes desde un punto central de la pradera. Las medidas tomadas por los monitores expertos en cada rumbo, siempre en zonas cercanas a las tomadas por los participantes, fueron consideradas medidas control, por lo que no son sometidas a validación. Estas medidas fueron utilizadas para crear un intervalo de confianza con el que validar las medidas tomadas por los voluntarios en cada rumbo: los datos que no entraban dentro del intervalo establecido fueron eliminados. Con el resto de datos incluidos dentro de los intervalos, y con los datos de los expertos, se obtuvo el valor medio de cada rumbo, con el que se generó un valor total para la pradera. El intervalo de confianza utilizado desde el año 2013, tiene un nivel de confianza del 75% de los valores.

Tabla 2: Métodos históricos de validación del descriptor densidad.

	2009-2010	2012	2013-2016
Validación	NO	SI	SI
Expertos	No identificados	No identificados	Identificados
Datos aceptados	-	Valor medio de la pareja de datos cuya desviación estándar <25%	Valores dentro del intervalo de confianza (75%) de los datos de expertos
Datos rechazados	-	Valor medio de la pareja de datos cuya desviación estándar >25%	Valores fuera del intervalo de confianza (75%) de los datos de expertos

Análisis de validación

Teniendo como referencia el sistema de validación utilizado desde el año 2013 (método inicial) y atendiendo a la experiencia de los monitores, la heterogeneidad de las praderas de *P. oceanica* de Andalucía, la realidad espacial de los muestreos y la elevada participación de voluntarios en estas actividades, se ha realizado un análisis de distintos métodos de validación basándonos en el inicial (Tabla 3).

Cada rumbo, por tanto, puede ser tomado como una unidad independiente en la pradera (utilizando las medidas de expertos de cada rumbo para generar el intervalo de confianza que filtrará los datos de los voluntarios en cada rumbo) o bien utilizar los rumbos

como una forma de distribuir las réplicas en el total de la pradera, utilizando el total de las medidas de expertos de la pradera para generar el intervalo de confianza para el filtrado del total de datos de voluntarios.

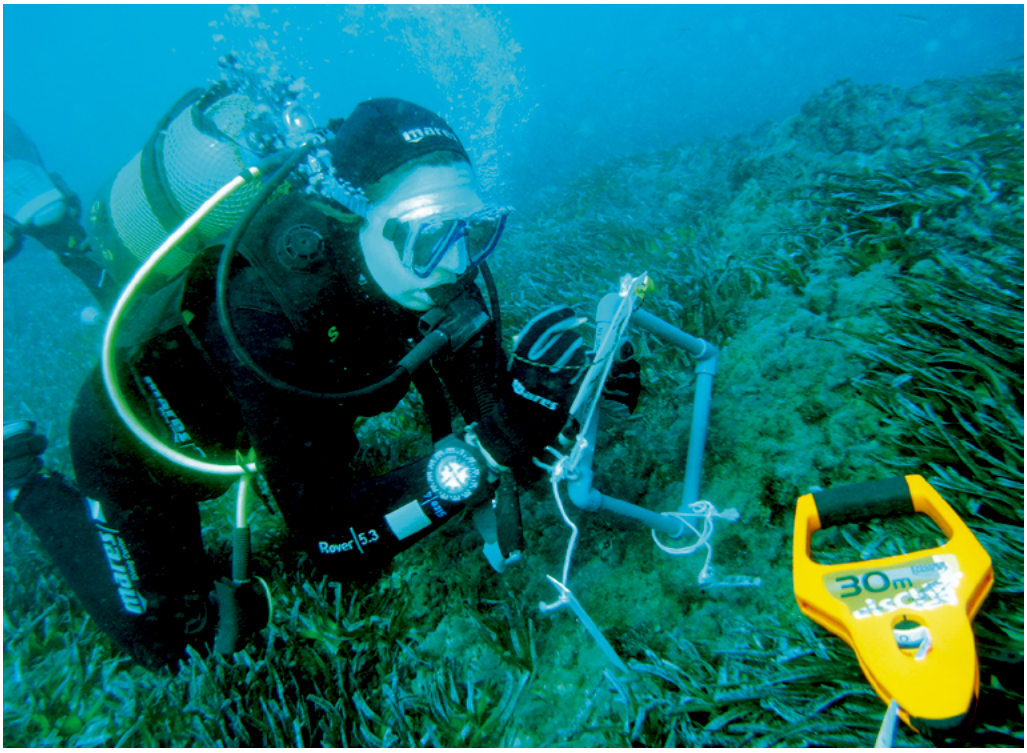
En total se han comparado cuatro métodos distintos de validación. Estos métodos se diferencian en el nivel de confianza para el intervalo, de 75% al 95% y la utilización de las medidas de densidad como réplicas de cada rumbo (R en tabla 3) o como réplicas independientes del total de la pradera (P en tabla 3).

Tabla 3: Métodos de validación propuestos para su análisis. R= réplicas por rumbo; P= réplicas por pradera total.

	Método inicial	2º método	3º método	4º método
Nivel de Confianza	75%	75%	95%	95%
Réplica	R	P	R	P

Se ha trabajado con todos los valores de la densidad de haces por estación y año, de las distintas estaciones de cada año en las que se ha muestreado, un total de 1663 datos de participantes. Se han analizado los datos totales, así como los datos por separado tomados por expertos y voluntarios, además de los datos de voluntarios filtados según los distintos métodos de validación propuestos (Tabla 3).

Los datos obtenidos se analizaron con el paquete estadístico SPSS. Se realizó un análisis exploratorio para comprobar la normalidad y homocedasticidad de cada conjunto de datos para aplicar un ANOVA de un factor, con la prueba post-hoc de Tukey (Sokal & Rohlf, 1997) y así poder establecer las posibles diferencias entre las medias obtenidas según cada método y los datos totales.



3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos totales de voluntarios no se ajustaron a una distribución normal (Tabla 4); esto nos confirma la necesidad de realizar un sistema de validación sobre los datos tomados por los voluntarios.

Tabla 4: Pruebas de normalidad. *. Este es un límite de la significación verdadera. (El test de Kolmogorov-Smirnov para más de 50 datos y el test de Shapiro-Wilk para menos de 50 datos: El método 3 es el único en el que tenemos menos de 50)

DENSIDAD DE HACES	KOLMOGOROV-SMIRNOV			SHAPIRO-WILK		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Método inicial	,090	61	,200*	,969	61	,121
2º método	,092	58	,200*	,966	58	,101
3º método	,102	47	,200*	,976	47	,456
4º método	,091	58	,200*	,973	58	,219
Totales Voluntarios	,136	58	,009	,949	58	,016
Totales Expertos	,081	58	,200*	,976	58	,294
Datos totales	,101	58	,200*	,973	58	,217

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Los resultados del test ANOVA de un factor mostraron diferencias significativas (Tabla 5), y el test post-hoc Turkey (Tabla 6) confirmó las diferencias entre el conjunto total de los valores y el de los expertos. Como ya hemos mostrado, los datos de voluntarios son los únicos que no siguen una distribución normal, por lo que al comparar los datos totales con los datos de expertos es lógico encontrar estas diferencias. Estas evidencias vuelven a reafirmar la necesidad de una validación de estos datos, que podrían dispersar el valor final que representa a la pradera.

Por otro lado, no encontramos diferencias significativas entre los métodos de validación analizados, por lo que todos ellos son válidos y por tanto los datos aportados históricamente por el programa de POSIMED-Andalucía han sido siempre correctos.

Tabla 5: Resultados del análisis ANOVA de un factor. *La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

DENSIDAD DE HACES	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	638,750	5	127,750	3,370	,006
Intra-grupos	12661,972	334	37,910		
Total	13300,722	339			

Tabla 6: Resultados de la prueba post-hoc (a posteriori dos a dos) de Tukey, para "densidad de haces" como variable dependiente, comparando entre sí los distintos métodos. *La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

(I) Métodos	(J) Métodos	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
					Límite inferior	Límite superior
Método inicial	2º método	-,3068865	1,1292030	1,000	-3,543569	2,929796
	3º método	,1308025	1,1950208	1,000	-3,294537	3,556142
	4º método	,1723884	1,1292030	1,000	-3,064294	3,409071
	Total expertos	-1,4561381	1,1292030	,791	-4,692821	1,780545
	Datos totales	3,0266205	1,1292030	,082	-,210062	6,263303
2º método	Inicial	,3068865	1,1292030	1,000	-2,929796	3,543569
	3º método	,4376890	1,2083957	,999	-3,025987	3,901365
	4º método	,4792749	1,1433480	,998	-2,797952	3,756502
	Total expertos	-1,1492516	1,1433480	,916	-4,426479	2,127976
	Datos totales	3,3335071*	1,1433480	,044	,056280	6,610734
3º método	Inicial	-,1308025	1,1950208	1,000	-3,556142	3,294537
	2º método	-,4376890	1,2083957	,999	-3,901365	3,025987
	4º método	,0415859	1,2083957	1,000	-3,422090	3,505262
	Total expertos	-1,5869406	1,2083957	,778	-5,050617	1,876736
	Datos totales	2,8958180	1,2083957	,160	-,567858	6,359494
4º método	Inicial	-,1723884	1,1292030	1,000	-3,409071	3,064294
	2º método	-,4792749	1,1433480	,998	-3,756502	2,797952
	3º método	-,0415859	1,2083957	1,000	-3,505262	3,422090
	Total expertos	-1,6285265	1,1433480	,712	-4,905754	1,648701
	Datos totales	2,8542321	1,1433480	,128	-,422995	6,131459
Total expertos	Inicial	1,4561381	1,1292030	,791	-1,780545	4,692821
	2º método	1,1492516	1,1433480	,916	-2,127976	4,426479
	3º método	1,5869406	1,2083957	,778	-1,876736	5,050617
	4º método	1,6285265	1,1433480	,712	-1,648701	4,905754
	Datos totales	4,4827586*	1,1433480	,001	1,205531	7,759986
Datos totales	Inicial	-3,0266205	1,1292030	,082	-6,263303	,210062
	2º método	-3,3335071*	1,1433480	,044	-6,610734	-,056280
	3º método	-2,8958180	1,2083957	,160	-6,359494	,567858
	4º método	-2,8542321	1,1433480	,128	-6,131459	,422995
	Total expertos	-4,4827586*	1,1433480	,001	-7,759986	-1,205531

La propuesta de validación se basa en dos consideraciones: la heterogeneidad de las praderas de *P.oceanica* en Andalucía y los resultados del análisis de los datos.Todos los datos de densidad recogidos en el conjunto de la pradera se tratan como réplicas independientes del total de la misma, a diferencia del método inicial y el tercero, que consideran las réplicas de cada rumbo de forma independiente. Además, al incrementar el nivel de confianza del intervalo al 95%, la mayoría de los datos tomados por expertos quedan dentro del intervalo, por lo que nos aseguramos de no eliminar datos de voluntarios que sean iguales o muy parecidos a datos de expertos. A diferencia de los métodos que utilizan un intervalo de confianza del 75%, que eliminan una gran cantidad de datos de voluntarios, y además también dejan fuera de este intervalo valores de expertos.

Por tanto, podemos decir que el método propuesto incorpora más datos de voluntarios (70%), sin alterar la información obtenida por los buceadores expertos. Esto refuerza el valor de la actual red POSIMED-Andalucía como buen ejemplo de iniciativas "citizen science" en proyectos de conservación coordinados por la Administración.

4. CONCLUSIONES

En las costas de Andalucía, la fanerógama marina *Posidonia oceanica* muestra una destacable heterogeneidad dentro de cada pradera con respecto a la cobertura y la densidad de haces, como podemos comprobar en los Infomes regionales sobre gestión sostenible del medio marino andaluz 2008-2019. Así, consideramos que las medidas del descriptor cobertura, en la actual metodología de seguimiento, deben ser tomadas como réplicas independientes de la misma pradera, desligándose de forma directa con las medidas de densidad asociadas a la misma. Por otra parte, la densidad de haces constituye una de las variables más importantes de la caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica* y, como tal, requiere de un sistema de validación exhaustivo para conseguir datos fiables ligados a muestreos realizados por personal no experto.

La Red POSIMED-Andalucía es un ejemplo de "Citizen science", basada en patrones de coordinación y comunicación entre el equipo técnico y los voluntarios, que permite desarrollar una herramienta valiosa tanto para la gestión de la especie como para ofrecer información a los ciudadanos a través de la Red de Información Ambiental de Andalucía, REDIAM. La Red de POSIMED-Andalucía lleva a cabo una minuciosa fase formativa entre los participantes (voluntarios) y los métodos de control otorgan fiabilidad a los datos aportados por los voluntarios.

Los cuatro métodos analizados para la validación de datos de densidad de haces por parte de los participantes de POSIMED-Andalucía han resultado ser similares, lo que certifica la validez metodológica utilizada históricamente. Aun así, el sistema de validación de datos propuesto (método 4) parece el más apropiado para su utilización en POSIMED-Andalucía, atendiendo a las características de las praderas andaluzas y a los resultados de los análisis de los datos.

5. AGRADECIMIENTOS

A las 491 personas voluntarias que han participado durante estos años en POSIMED-Andalucía, a todos los técnicos del Programa de gestión sostenible del medio marino andaluz, a los proyectos Life Posidonia y Life BlueNatura, a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía por la cesión de los datos históricos de POSIMED-Andalucía para su análisis y a Elena Díaz-Almela por su disposición siempre a resolver dudas.

6. REFERENCIAS

Bonney, R., Cooper, C.B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K.V. & Shirk, J. 2009. Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience* 59, 977–984.

Díaz-Almela, E. & Marbà, N. 2009. 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica*. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 129 pp.

Giraud, G. 1977. Contribution a la description et a la phenologie quantitative des herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. PhD Thesis. University of Aix-Marseille II.

Informe POSIMED-Andalucía. 2009. Red de seguimiento para el estado de conservación de *Posidonia oceanica* mediante grupos de voluntariado en Andalucía. Informe de participación, Campaña 2009. Proyecto Life+*Posidonia* Andalucía, 39 pp.

Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA, CSIC-UIB), 2015. Estudio demográfico de *Posidonia oceanica*. "PROYECTO LIFE09NAT/ES/000534. Conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* en el mediterráneo andaluz".

Luque, A.A. & Templado, J. (Coords.) (2004). *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

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

Marín Guirao, L., García Muñoz, R., Bernardeau Esteller, J., Sandoval Gil, J.M., Ramos Segura, A., Ruiz J.M. (2011). Informe anual de la red de seguimiento *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia (2004-2011). Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, Murcia, 115 pp.

Moreno, D., Luque, A.A. & Templado, J. 2004. Las praderas de *Posidonia oceanica*. Distribución en Andalucía. En: Luque, A.A. & Templado, J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 60-63.

Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F. 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu marin littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, 54: 3-27.

Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G. D., Balestri, E., Bedini, R., ... & Boumaza, S. 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators* 5(3): 213-230.

Rodríguez-Prieto, C., E. Ballesteros, F. Boisset & J. Afonso-Carrillo 2013. *Guía de las macroalgas y fanerógamas marinas del Mediterráneo Occidental*. pp. 656. Ed. Omega. Barcelona.

Sánchez-Lizaso, J. L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante): fenología y producción primaria (Doctoral dissertation, Universidad de Alicante).

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1997. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 3d. ed., Freeman and Company, New York.

Thiel, M., Penna-Díaz, M. P., Luna-Jorquera, G., Salas, S., Sellanes, J., & Stotz, W. 2014. Citizen scientists and marine research: volunteer participants, their contributions, and projection for the future. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, *52*, 257-314.

— Posimed.org

— http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam

— Informes regionales sobre gestión sostenible del medio marino andaluz (2008-2019). Link: shorturl.at/izOV1

Chronica naturae 8, 2021

Monográfico científico-técnico proyecto Life Blue Natura

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT

LIFE BLUE NATURA

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible

Socios beneficiarios:

Junta de Andalucía
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible
AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE Y AGUA DE ANDALUCÍA

CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

UICN

HyT

Cofinanciador:

Fundación Cepsa