

Las praderas marinas andaluzas como sumidero y almacén de carbono orgánico

Nerea Piñeiro-Juncal^{1,2,*}, Elena Díaz-Almela², Carmen Leiva-Dueñas², Candela Marco-Méndez² 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 CO₂ 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 CO₂ 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 $\rm C_{\rm org}$ 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 O₂ (Canfield, 1994), se descomponen muy lentamente, acumulándose estos restos orgánico (C_{orp}) 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 Corre, 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 km² 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



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

Tabla 1: localización, pr	rofundidad, esp	pecie dominante y	v características	básicas de la	as estaciones d	le praderas ma	rinas muestro	eadas
por Life Blue Natura, y	expuestas en es	ste trabajo.						

Región	Natura 2000 SAC	Localidad	Coordenadas		Profundidad (m)	Especies	Observaciones	Código
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37°21´0.12´´N	1°40′36.37′′W	5.5	Posidonia oceanica	Somera	TE.S
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37°20′58.02′′N	1°39′32.10′′W	12.5	P. oceanica	Intermedia	TE.I
Mediterranean, Almería	ES6110010	Terreros	37°20′37.00′′N	1°39′10.60′′W	18.5	P. oceanica	Profunda	TE.D
Mediterranean, Almería	ES6110010	Deretil	37°15′18.93′′N	1°45′29.53′′W	15.9	P. oceanica	Intermedia degradada	DE.I
Mediterranean, Almería	ES6110010	Palomares	37°12′27.13′′N	1°47′30.20′′W	10.2	Cymodocea nodosa	Intermedia	PA.I
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36°56′15.66′′N	1°56′0.42′′W	4.8	P. oceanica	Somera	AG.S
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36°56′10.20′′N	1°55′55.32′′W	10.8	P. oceanica	Intermedia	AG.I
Mediterranean, Almería	ES0000046	Aguamarga	36°55′59.40′′N	1°55′55.32′′W	18	P. oceanica	Profunda	AG.D
Mediterranean, Almería	ES0000046	El Alquian	36°49´39.10´´N	1°23′14.00′′W	6.8	C. nodosa	Somera	BA.S
Alboran, Almeria	ES6110019	Roquetas	36°47′15.50′′N	2°35′20.10′′W	1.5	P. oceanica	Somera	RO.S
Alboran, Almeria	ES6110019	Roquetas	36°47′11.35′′N	2°35′24.10′′W	0.7	P. oceanica	Somera muerta	RO.S-C
Alboran, Almeria	ESZZ16003	Almerimar	36°41′51.72′′N	2°49′32.46′′W	4.5	P. oceanica	Somera sobre roca	AL.S
Alboran, Granada	-	Melicena	36°44′53.99′′N	3°14′3.78′′W	4.2	P. oceanica	Somera en regresión	ME.S
Alboran, Málaga	ES6170030	Calaburras	36°29´26.60´´N	4°41′36.40′′W	0.5	P. oceanica	Somera muerta sobre roca	CA.S-C
Atlantic, Cadiz	ES0000140	Santibañez	36°28′5.96′′N	6°15′5.99′′W	0	Zostera noltei	Intermareal en laguna	SA.Zn-S
Atlantic, Cadiz	ES0000140	Santibañez	36°28′9.41′′N	6°15′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 4°C 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 ²¹⁰Pb (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 $C_{arg}(DT)$, 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 Cora 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 ($DT_{Ac} = AC_{1m} \times CV_m$) del testigo principal y las réplicas.

De las dataciones de radiocarbono y ²¹⁰Pb 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 ¹⁴C *marina 13* (Reimer *et al.*, 2013) y corregidas para los efectos de reserva global y local ($\Delta R=2 \pm 26$ 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 \pm 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 $\rm C_{_{org}}$ /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_{ore} /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 \pm 340.5 t C_{org}/ha y 0.4 \pm 0.17 t C_{org}/ha año, respectivamente, para C. nodosa 39.6 \pm 23.1 t C_{org} /ha y 0.1 \pm 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.

ARTÍCULOS

ARTÍCULOS 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.

<u>Tabla 2</u>: 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.

	Ducturedided	Especie	Tipo	Almac	cén 1m	Flujo medio 100 años		Aoroción
Código	(m)			t/ha	Desviación típica	t/ha	Desviación típica	(cm/año)
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

 $\label{eq:constraint} \begin{array}{l} \underline{Figura\ 2}; \ perfiles\\ superpuestos\ de\\ densidad\ bruta\\ (izquierda)\ y\ de\ la\\ densidad\ de\ C_{org}\\ (derecha)\ de\ la\\ mata\ viva\ (verde)\\ y\ muerta\ desde\\ 2005\ (gris)\ en\ el\\ arrecife\ barrera\ de\\ Roquetas\ de\ Mar. \end{array}$



4. DISCUSIÓN

ARTÍCULOS

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 \pm 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.



<u>Figura 3</u>: 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).



<u>Figura 5</u>: 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.

ARTÍCULOS

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

ARTÍCULOS	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. IntCall3 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

ARTÍCULOS

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