



PRADERAS
MARINAS
TESORO DE
BIODIVERSIDAD

Praderas marinas, tesoros de biodiversidad

Publicación científico-técnica



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
CUARTA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



CEIDA
CENTRO DE EXTENSIÓN
UNIVERSITARIA E DIVULGACIÓN
AMBIENTAL DE GALICIA

Praderas marinas, tesoros de biodiversidad

Publicación científico-técnica

El proyecto ZOSTERA. Praderas marinas, tesoros de biodiversidad tiene como objetivo concienciar sobre la importancia de la conservación de las praderas de fanerógamas marinas de la costa cántabro-atlántica (Galicia, Asturias, Cantabria y Euskadi) mediante la transferencia de conocimiento y la información a la sociedad de los beneficios ambientales, económicos y sociales que las praderas proporcionan, así como la integración de colectivos específicos de la población local en la conservación mediante la aplicación de un programa de seguimiento de las praderas de fanerógamas marinas.

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente este proyecto.

Edita: CEIDA – Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia.

Con el apoyo de: Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Año de publicación: 2021

Fotografía de Portada: Manuel E. Garci_Bioimaxe

Cita recomendada: Vales Vázquez, C.; París Gómez, S.; García Redondo, V. (coord.) (2021). *Praderas marinas, tesoros de biodiversidad. Publicación científico-técnica*. CEIDA, Oleiros.

De un artículo: Garmendia, J. M. (2021). Restauración de praderas marinas: estuarios vascos. En Vales Vázquez, C.; París Gómez, S.; García Redondo, V. (coord.) (2021). *Praderas marinas, tesoros de biodiversidad. Publicación científico-técnica*, pp. 57-74. CEIDA, Oleiros.

ISBN 978-84-09-29716-0

Depósito Legal: C 599-2021

Praderas marinas, tesoros de biodiversidad

Publicación científico-técnica



PRADERAS
MARINAS
TESORO DE
BIODIVERSIDAD



ÍNDICE

1	Introducción	9
2	Las praderas de angiospermas marinas en Europa	15
	Carmen B. de los Santos	
3	Conservación y futuro de las praderas marinas en Galicia	27
	Verónica García-Redondo	
4	La historia reciente de las praderas de <i>Zostera noltei</i> en los estuarios cantábricos: pasado, presente y futuro	41
	Bárbara Ondiviela, Cristina Galván, María Recio, Araceli Puente, José A. Juanes	
5	Restauración de praderas marinas: estuarios vascos	57
	Joxe Mikel Garmendia	
6	El valor ecológico, social y económico de las fanerógamas marinas	75
	Miguel Ángel Mateo, Verónica García-Redondo, Carmen Leiva-Dueñas, Oscar Serrano, Elena Díaz-Almela	

Introducción

LAS praderas marinas están formadas por angiospermas marinas, las únicas plantas vasculares sumergidas dotadas de un sistema subterráneo de raíz y rizomas que se pueden reproducir tanto de forma vegetativa como sexual mediante la producción de flores y frutos. Habitan en fondos blandos someros, ya sean fangosos o areno-fangosos y están distribuidas por todo el mundo. Las angiospermas marinas colonizaron todos los océanos, excepto el Antártico, hace aproximadamente 100 millones de años. Han evolucionado a partir de varias especies ancestrales que habitaban el medio terrestre y que colonizaron el medio marino de manera independiente.

Actualmente se reconocen 66 especies de angiospermas marinas, que se clasifican en 4 familias: 3 que incluyen especies exclusivamente marinas (*Posidoniaceae*, *Cymodoceaceae* y *Zosteraceae*) y 1 con especies tanto de agua dulce como marinas (*Hydrocharitaceae*). En las costas de la península ibérica existen cinco especies de angiospermas marinas: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Z. noltei*, *Halophila decipiens*, así como varias especies de angiospermas eurihalias del género *Ruppia* spp.

Las praderas de fanerógamas marinas tienen una elevada importancia ecológica, ya que proporcionan numerosas ventajas en los hábitats circundantes como, por ejemplo, estabilización de los sedimentos, participación en el ciclo de los nutrientes, constitución del suelo para la fijación de numerosos organismos bentónicos, creación del área de cría para muchas especies e incremento de la biodiversidad.

Presentan altas tasas de producción primaria ya que al ser organismos fotosintéticos fijan el dióxido de carbono utilizando la energía proporcionada por la luz, transformándola en carbono orgánico para sostener el crecimiento de las plantas y la producción de biomasa. Las altas tasas de producción primaria implican una elevada producción de oxígeno que se libera a las aguas circundantes. Por lo tanto, las praderas marinas juegan un papel decisivo en la regulación del ciclo global del carbono.

Las praderas de fanerógamas marinas proporcionan un hábitat adecuado para un gran número de organismos que no pueden vivir en fondos sin vegetación. Tanto hojas, rizomas y raíces generan sustrato, estabilizan el sedimento y reducen la turbidez, generando micro hábitats que no estarían disponibles en

ausencia de estas comunidades vegetales. Además, su estructura tridimensional proporciona zonas de refugio que diversas especies de fauna emplean para evitar la depredación. Las poblaciones de crustáceos, moluscos o peces que viven en praderas marinas se componen de una alta proporción de larvas e individuos juveniles, sugiriendo que las praderas de fanerógamas marinas son hábitats de cría para dichas poblaciones, algunas de las cuales son explotadas por pesquerías. Igualmente, las aves migratorias utilizan praderas marinas intermareales y someras como áreas de descanso y alimentación durante sus viajes. Por lo tanto, las praderas de fanerógamas marinas aumentan la diversidad del hábitat y la biodiversidad de la zona costera.

Las hojas de las fanerógamas marinas amortiguan el movimiento del agua y favorecen la retención de las partículas suspendidas, regulando de esta manera la transparencia del agua. El aumento de la disponibilidad de luz en la parte inferior de la pradera facilita el crecimiento de las plantas y de algas bentónicas que aumentarán aún más el control de la transparencia del agua. Los rizomas y las raíces fijan y estabilizan el sedimento sobre el que crecen las praderas marinas reduciendo la resuspensión de partículas por las corrientes y las olas. Los sedimentos sobre los que crecen las praderas tienen menos posibilidades de ser movilizados, por lo que las praderas marinas pueden reducir la erosión de la costa.

Las especies formadoras de praderas marinas están consideradas como bioindicadores, ya que son organismos sésiles, perennes y sensibles a los cambios en su entorno; como puede ser la creciente presión antropogénica o la calidad ambiental de los ecosistemas costeros.

Como consecuencia de la relevancia ecológica de las praderas marinas y las potenciales amenazas humanas, las praderas marinas de la costa cántabro-atlántica están actualmente protegidas bajo diversas figuras de protección medioambiental.

- Están indirectamente incluidos en la Directiva Hábitats, donde están considerados en cinco hábitats de interés: “Hábitat 1110” (banco de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda), “Hábitat 1130” (estuarios), “Hábitat 1140” (llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja), “Hábitat 1150” (marismas costeros) o “Hábitat 1160” (grandes calas y bahías poco profundas).
- Además, las praderas de fanerógamas están indirectamente protegidas por la Red Natura 2000 a través de figuras como Zona de Especial Con-

servación (ZEC). En la costa cántabro-atlántica de la península ibérica se incluyen praderas marinas en algunas áreas: ZEPVN (Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales) o RAMSAR (Humedal de importancia Internacional por la Convención RAMSAR).

- Por otro lado, la Directiva Europea Marco del Agua afecta también a las praderas de manera indirecta al designar como protegidas sus áreas de distribución.
- En el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas se considera a *Zostera marina* y *Z. noltei* como “Especies silvestres en Régimen de Protección Especial”.
- En Asturias se ha incluido en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora: *Zostera marina* como planta “Sensible a la Alteración de su Hábitat”, *Zostera noltei* y *Ruppia maritima* incluidas como plantas “Vulnerables”.
- En Cantabria ninguna de las dos especies de angiospermas marinas está incluida en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas.
- En el País Vasco, *Zostera noltei* está considerada como “Especie en peligro de extinción” en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina del País Vasco y se encuentra en la Lista Roja de la Flora vascular de la Comunidad Autónoma del País Vasco.

La presencia de praderas de fanerógamas marinas ha sido relevante a la hora de seleccionar algunos de estos lugares como espacios protegidos.

Las praderas de fanerógamas marinas cántabro-atlánticas soportan presiones antrópicas como el marisqueo, la pesca artesanal, los dragados, la modificación de la línea costera, el cambio climático, la eutrofización, las invasiones biológicas, el efecto de contaminantes o el incremento de la población en la época estival. Los fuertes impactos antropogénicos a los que se enfrentan las praderas junto con los problemas asociados al cambio climático están provocando que se enfrenten a notables cambios ambientales. En numerosos casos, los impactos a los que se ven sometidas las praderas provocan la reducción o pérdida de las extensiones conocidas. Hay estudios que demuestran la regresión de las praderas de *Zostera* en áreas del norte de la península ibérica. Lamentablemente, la pérdida de muchas praderas quedará posiblemente en el anonimato debido al escaso conocimiento que tenemos de ellas en algunas

áreas geográficas. Es por ello, que desde hace unos años se está incrementando la necesidad de ampliar el conocimiento y la distribución a nivel mundial de las praderas, así como la creación de programas de protección, seguimiento, manejo y restauración.

El proyecto “Praderas marinas, tesoros de biodiversidad”

En los últimos años ha aumentado el conocimiento sobre las praderas marinas de *Zostera* de la costa cántabro-atlántica. Tanto las universidades gallegas, como centros tecnológicos cántabros y vascos han desarrollado proyectos centrados en estudiar diversos aspectos de las praderas marinas. Sin embargo, el progreso científico muchas veces no se transfiere a la sociedad, y queda relegado a lo escrito en tesis, artículos de investigación e informes. “No se puede proteger lo que no se conoce” sería un lema idóneo para este proyecto. Ya que para que la ciudadanía en general conozca qué son las praderas marinas, qué beneficios aportan a la sociedad y se conciencie sobre la importancia de su conservación; es necesario que conozcan las praderas marinas *in situ* o mediante la información que este proyecto les proporcionará.

Así pues, el CEIDA como centro de referencia para la Educación Ambiental en Galicia, ha puesto en marcha el proyecto “ZOSTERA. Praderas marinas, tesoros de biodiversidad” con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Este proyecto tiene como objetivo concienciar sobre la importancia de la conservación de las praderas de fanerógamas marinas de la costa cántabro-atlántica (Galicia, Asturias, Cantabria y Euskadi), con el que pretende dar a conocer los beneficios ambientales, económicos y sociales que las praderas proporcionan entre la ciudadanía, así como la integración de colectivos específicos de la población local en la conservación mediante la aplicación de un programa de seguimiento y protección. La colaboración con sectores vinculados a las praderas marinas permitirá obtener información clave que ayudaría a comprender y cuantificar el valor socio-económico que generan estos hábitats para las comunidades locales, lo cual es un aspecto muy relevante para fomentar esta mayor implicación social en la conservación de las praderas marinas.

Durante el transcurso de este proyecto se van a realizar las siguientes acciones:

- Seminario “Conservación y futuro de las praderas marinas”.
- Publicación técnica “Conservación y futuro de las praderas marinas”.
- Talleres de Educación Ambiental para escolares sobre praderas marinas.
- Unidad didáctica para el profesorado.
- Seguimiento anual de praderas marinas intermareales con centros educativos.
- Manual para el seguimiento de praderas marinas intermareales.
- Congreso Escolar sobre praderas marinas.
- Publicación sobre el proyecto de seguimiento con centros educativos.
- Taller sobre buenas prácticas en praderas marinas para los sectores pesquero, marisquero y recreativo.
- Manual de buenas prácticas para la conservación de las praderas marinas.

Esta publicación se complementa con el seminario científico-técnico del mismo nombre y que tendrá lugar en el CEIDA. Los autores de los textos incluidos en este libro aportan, tanto en la publicación que tienes en tus manos como en el futuro seminario, su visión como expertos de reconocido prestigio en el conocimiento y gestión de praderas marinas, con el objeto de contribuir a la difusión del conocimiento en estos ecosistemas y reflexionar sobre su importancia, estado actual, retos y necesidades de conservación.

Las praderas de angiospermas marinas en Europa

Seagrass meadows in Europe

Carmen B. de los Santos

Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve
cbsantos@ualg.pt

Resumen

Las praderas de angiospermas marinas son consideradas uno de los ecosistemas más productivos del planeta y proveedores de importantes beneficios para el bienestar del ser humano. En Europa, estos ecosistemas han sufrido un gran declive, estimándose que una tercera parte del área histórica ocupada por ellos se ha perdido durante el siglo XX por impactos humanos y causas naturales. Sin embargo, las tendencias de pérdidas se han revertido a principios del siglo XXI debido a la recolonización en algunos sitios, junto con una desaceleración de las pérdidas para el conjunto de todas las especies. El futuro de las praderas de angiospermas marinas en Europa presenta incertidumbres. Por una parte, hay optimismo debido al aumento de la sensibilización sobre las praderas marinas entre gestores y políticos, junto con las acciones de conservación que han ido emergiendo en las últimas décadas. Por otro lado, el cambio climático es una amenaza para las praderas marinas debido al aumento de la frecuencia y la intensidad de tempestades y al aumento de la temperatura, que pueden ocasionar impactos negativos sobre estos ecosistemas. Siguen existiendo, por tanto, desafíos para asegurar el futuro de estos valiosos ecosistemas y así mantener los beneficios que nos proporcionan.

Palabras clave: Cambio Climático, Conservación, Posidonia, Zostera.

Abstract

Seagrass meadows are considered one of the most productive ecosystems on the planet and providers of important benefits for human well-being. In Europe, these ecosystems suffered a great decline and it is estimated that a third of the historical area occupied by them was lost during the 20th century due to human impacts and natural causes. However, loss trends have reversed at the beginning of the 21st century due to recolonization at some sites along with a generalised slowdown in losses for all species. The future of seagrass meadows in Europe presents uncertainties. On one hand, there is optimism due to the increase in awareness about seagrass beds among managers and politicians, together with the conservation actions that emerged in recent decades. On the other hand, climate change is a threat to seagrass beds due to the increase in the frequency and intensity of storms and the increase in temperature, which can have negative impacts on seagrass beds. Therefore, challenges remain to ensure the future of these valuable ecosystems in Europe and the benefits they provide us.

Keywords: Climate Change, Conservation, Posidonia, Zostera.

Introducción

LAS praderas de angiospermas marinas son consideradas uno de los ecosistemas más productivos del planeta y proveedores de importantes beneficios para el bienestar del ser humano (UNEP 2020). Juegan un papel primordial en la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono, protegen las costas frente a inundaciones y la erosión costera, y soportan una gran biodiversidad, incluyendo un gran número de especies protegidas, carismáticas y de interés comercial, siendo por tanto un ecosistema clave para el soporte de las pesquerías y la seguridad alimentaria (de los Santos et al. 2020).

A pesar de su elevado valor, las praderas de angiospermas marinas también se encuentran entre los ecosistemas más amenazados de la Tierra, con pérdidas globales que se han ido acelerando a lo largo del siglo XX, alcanzando tasas del 7 % de pérdidas por año (Waycott et al. 2009). Estas pérdidas se han atribuido a impactos causados por la actividad del hombre, particularmente al deterioro de la calidad del agua y al desarrollo costero, y conllevan la pérdida de los beneficios que las personas obtienen de ellas (de los Santos et al. 2020).

La comunidad científica ha alertado de las consecuencias de estas pérdidas y de la necesidad de una mayor atención pública y política para poner fin a la situación de deterioro de estos ecosistemas, llamando a acciones para la conservación de las praderas que existen en la actualidad y para la restauración de aquellas que se perdieron, con el fin de conservar y recuperar los beneficios que obtenemos de ellas (Cullen-Unsworth & Unsworth 2018). A pesar de que aún hay grandes desafíos en la conservación de praderas marinas (Unsworth et al. 2019), esta necesidad ha ido ganando atención a nivel internacional, europeo, nacional y local en la última década. Ejemplos de ello son la evaluación de las especies de angiospermas marinas para la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), a través de la cual se categorizaron 10 especies con un elevado riesgo de extinción, tres de ellas estando en la categoría de Amenazadas (Short et al. 2011); o la reciente publicación del informe de síntesis global titulado *Un Tesoro Sumergido Oculto: El Valor de los Pastos Marinos para el Medio Ambiente y las Personas* por el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas en 2020 (UNEP 2020). Este último documento tiene como objetivo informar

sobre el valor de las praderas marinas para las personas y el planeta, y los riesgos de perderlas. Además, proporciona opciones de gestión y de políticas a nivel local, regional y global para prevenir futuras pérdidas. En definitiva, este informe de la UNEP se considera un hito para un llamamiento de la atención pública y política hacia la conservación, restauración y uso sostenible de los ecosistemas de praderas de angiospermas marinas en todo el mundo.

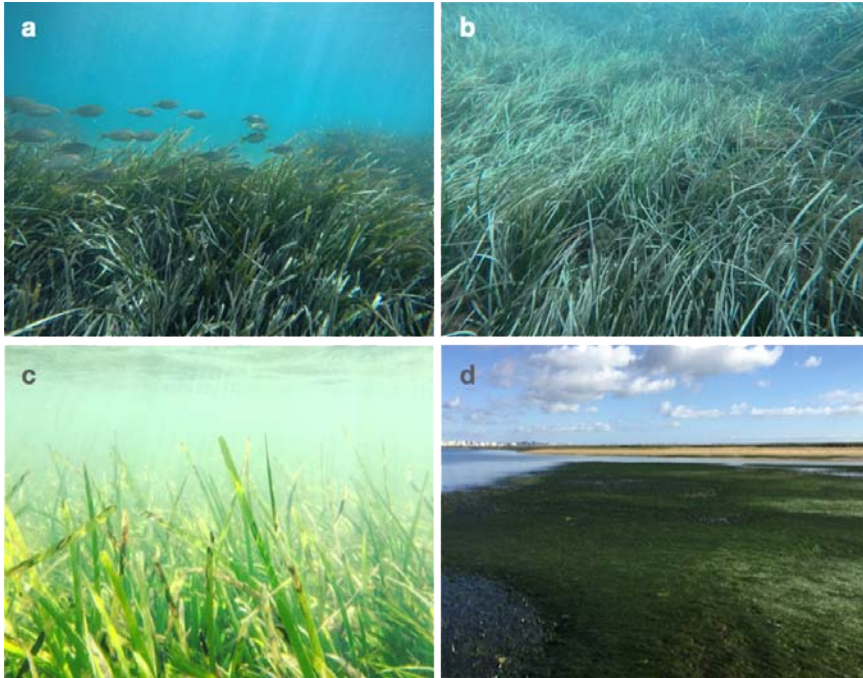


Figura 1. Las cuatro especies principales de angiospermas marinas en Europa: a) *Posidonia oceanica*, b) *Cymodocea nodosa*, c) *Zostera marina* y d) *Z. noltei*.

En Europa, las especies de angiospermas marinas que podemos encontrar son la endémica *Posidonia oceanica*, las nativas *Zostera marina*, *Z. noltei*, *Cymodocea nodosa*, y *Halophila decipiens*, así como la alóctona *Halophila stipulacea* (Green & Short 2003) (Figura 1). Se pueden encontrar también especies del género *Ruppia*. *Posidonia oceanica* se encuentra exclusivamente en el Mediterráneo y forma praderas de grandes extensiones a profundidades de entre 0,5 y 45 m. *Cymodocea nodosa* se distribuye en el Mediterráneo y en la costa ibérica sudatlántica, entre 0 y 40 m, estando también presente en las Islas Canarias y Madeira. *Zostera marina* y *Z. noltei* son las especies con

un rango de distribución mayor, estando presentes en Europa tanto en aguas del Mediterráneo como del Atlántico, a profundidades de hasta 15 y 10 m, respectivamente. La especie pantropical *H. decipiens* (1-58 m) se distribuye en las islas Canarias y, muy recientemente, también se ha registrado en el Mediterráneo (Gerakaris et al. 2020). La presencia de la especie *Halophila stipulacea* en el Mediterráneo es el resultado de una migración lessepsiana, es decir con origen en el mar Rojo y el océano Índico, y llega a profundidades de 70 m (Winters et al. 2020).

El estado actual de las praderas en Europa es el resultado de un balance entre las pérdidas y las recuperaciones que han experimentado estos ecosistemas en las últimas décadas, bien por causas naturales, bien por causas mediadas por el ser humano (de los Santos et al. 2019). De la misma forma, el futuro de las praderas marinas en el continente europeo dependerá del uso y de las acciones de conservación que se realicen en el presente, de la posibilidad de mediar las amenazas presentes y futuras, como el cambio climático, así como de la capacidad de estas plantas para recuperarse de forma natural o mediante acciones de restauración.

Este artículo tiene como objetivo presentar una visión general, a nivel divulgativo, de las praderas de angiospermas marinas en Europa, haciendo hincapié en sus tendencias de cambios, en las medidas de conservación y en las amenazas futuras, con el objetivo de llamar a la atención pública sobre la fragilidad de estos ecosistemas y sobre cómo las acciones que realicemos en el presente contribuirán a mantener los beneficios ambientales que obtenemos de ellas.

Las praderas marinas de Europa en el pasado

Las praderas de angiospermas marinas en Europa, como ha ocurrido en muchas otras zonas del planeta (Waycott et al. 2009), han sufrido un fuerte declive. Un estudio recientemente publicado en que se analizaron las series temporales sobre cambios en la extensión y densidad de las praderas marinas en Europa entre 1869 y 2016, mostró que el 49 % de los sitios estudiados han sufrido pérdidas, siendo este estado el prevalente frente al estado de mejoría (22 %) o de estabilidad (29 %) (de los Santos et al. 2019). La especie más castigada ha sido *Z. marina*, con un 67 % de los sitios estudiados con registros de pérdidas o deterioro. En este estudio se estima que, en términos

de área, un tercio de la extensión de las praderas se ha perdido desde finales del siglo XIX debido, principalmente, a una enfermedad que asoló grandes extensiones de *Z. marina* en la década de 1930, a la pérdida de la calidad del agua, al desarrollo costero y a los daños físicos como, por ejemplo, el causado por embarcaciones de recreo y la pesca (de los Santos et al. 2019). Las mayores pérdidas se alcanzaron en las décadas de 1970 y 1980, y los sitios con registros que sufrieron una mayor reducción en su extensión se localizan en el mar de Frisia en las costas neerlandesas y alemanas (7190 ha perdidas), la bahía de Puck en Polonia (3296 ha), el fiordo de Odense en Dinamarca (2490 ha), el golfo de Morbihan en la Bretaña francesa (1358 ha) y el lago Grevelingen en Holanda (1358 ha), así como una extensión de 4364 ha perdida de *P. oceanica* entre el cabo Circeo y Sperlonga en Italia.

Frente al deterioro de estos y otros ecosistemas costeros, en Europa se fueron adoptando iniciativas de gestión y políticas comunitarias que, de forma directa o indirecta, han podido contribuir a frenar los impactos que estaban sufriendo las praderas marinas. Por ejemplo, en la década de 1990, se adoptaron dos Directivas en la Unión Europea con el objetivo de reducir la carga de nutrientes de las aguas urbanas (Directiva 91/271/CEE) y de la agricultura (Directiva 91/676/CEE). Estas regulaciones contribuyeron a mejorar la calidad del agua en las costas europeas, de lo que se pueden haber beneficiado las praderas de angiospermas marinas, ya que son muy sensibles al deterioro de la calidad del agua. Otro hito importante para la conservación de las praderas marinas en Europa fue la designación de áreas marinas protegidas dentro de la legislación de cada país y bajo la Directiva Hábitats adoptada en 1992 (Directiva 92/43/CEE). Esta directiva tiene como objetivo asegurar la conservación de las especies raras, amenazadas y endémicas de Europa, donde se incluyen la *P. oceanica* y *Z. marina*, así como ciertos hábitats característicos, donde se incluyen praderas de *C. nodosa* y *Z. noltei*. Posteriormente, la entrada en vigor en la década de los años 2000 de la Directiva Marco de Aguas (Directiva 2000/60/CEE) supuso también una medida importante para las praderas marinas en Europa. Esta directiva identificó las praderas marinas como indicadores de la salud del ecosistema y obligaba, en caso de que el estado ecológico de los indicadores fuese moderado o pobre, a restaurar el estado ecológico. Con esta legislación, se piensa que los gestores ambientales adquirieron una mayor sensibilización hacia las praderas marinas y, además, se aumentó considerablemente el esfuerzo y los recursos para monitorizar la salud y, por tanto, el conocimiento de estos ecosistemas.

El estado actual de las praderas marinas en Europa

A pesar de las extensas pérdidas registradas en las praderas de angiospermas marinas a lo largo del siglo XX en las costas europeas, hay evidencias de un cambio de tendencia al inicio del siglo XXI. Si bien se siguen registrando pérdidas y deterioro de las praderas en muchos puntos de la geografía europea, se ha comprobado que, a finales del siglo XX, las tasas de pérdidas disminuyeron y que, en la década de los años 2000-2010, hubo registros de recuperación de ciertas especies, principalmente la especie de crecimiento rápido *Z. noltei* (de los Santos et al. 2019). La recuperación de esta especie en algunos lugares, junto con la desaceleración generalizada en las pérdidas de todas las especies, ha hecho que, en el conjunto de las praderas europeas, se pueda hablar de una tasa de cambio positiva en la década 2000-2010 por primera vez desde 1950; es decir, que se han registrado más ganancias que pérdidas (de los Santos et al. 2019).

Los ejemplos de recuperación se extienden por varios sitios de la costa europea. En Dinamarca, el límite profundo de las praderas de *Z. marina*, incrementó al haber una reducción en la entrada de nutrientes en los fiordos (Riemann et al. 2016). En Cataluña, el aumento de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la década 2000-2010 resultó en un incremento significativo de la calidad del agua, que se vio reflejado en los indicadores de *P. oceanica* (Roca et al. 2015). En Chipre, el traslado de las granjas de acuicultura a zonas más profundas reveló una recuperación en las praderas marinas que habían sido inicialmente afectadas (Kletou et al. 2018). Estos estudios, junto con otros casos de recuperación de praderas en Europa, demuestran que las acciones para mejorar la calidad del agua o la retirada directa de los impactos, como, por ejemplo, a través de las directivas mencionadas anteriormente, pueden llevar a una recuperación de estas o, al menos, a detener las pérdidas.

El futuro de las praderas marinas en Europa

La rápida recuperación de ciertas especies de angiospermas marinas en algunas zonas de Europa, junto con la desaceleración generalizada de las pérdidas durante la primera década del siglo XXI, arroja cierta esperanza en el futuro de estos ecosistemas. No obstante, la recuperación de algunas praderas que se perdieron será inviable como, por ejemplo, aquellas que



Figura 2. Ejemplo de proyecto de restauración de praderas de angiospermas marinas en la costa oeste de Suecia: vista área de la zona a restaurar (arriba) y buceador evaluando la pradera de *Zostera marina* restaurada (abajo). Fotografías: Eduardo Infante Oanes (todos los derechos reservados).

ocupaban las zonas ganadas al mar o sobre las que se construyeron puertos u otras infraestructuras costeras. Además, en algunos lugares donde desaparecieron las praderas de angiospermas marinas, el cambio tan severo producido en las condiciones ambientales imposibilita su recuperación natural o su restauración. Por ejemplo, en la costa oeste de Suecia, la ausencia de praderas provoca una resuspensión del sedimento con una consecuente reducción de la luz que llega al lecho marino, resultando en la incapacidad de las angiospermas marinas para recolonizar nuevamente esas zonas (Moksnes et al. 2018). Finalmente, la recuperación de especies como *P. oceanica*, con tasas de crecimiento extremadamente lentas, podrá requerir centenas de años aún dándose las condiciones ambientales idóneas para su crecimiento.

El optimismo de la recuperación de las praderas marinas en Europa se refuerza con la existencia de acciones de restauración a diferentes escalas en varios puntos de Europa (Figura 2). En Reino Unido, por ejemplo, el proyecto Seagrass Ocean Rescue, actualmente en marcha y liderado por varias ONG y por científicos, tiene como objetivo restaurar un área de 2 hectáreas de *Z. marina* en la bahía de Dale (Gales) en colaboración con la comunidad local (<https://www.projectseagrass.org/seagrass-ocean-rescue/>). Otras zonas de Europa donde se están realizando grandes esfuerzos de restauración son en Portugal (Paulo et al. 2019), en la costa oeste de Suecia (Moksnes et al. 2018) o en las costas holandesas (Floor et al. 2018). Si bien los resultados no son siempre satisfactorios o de la envergadura esperada, la restauración de praderas marinas es viable en muchos casos (Tan et al. 2020). La comunidad científica continúa investigando nuevas formas para posibilitar la restauración de las praderas como, por ejemplo, el uso de praderas artificiales biodegradables que creen condiciones ambientales favorables para la restauración y el crecimiento de las angiospermas marinas trasplantadas (<http://www.sea-art.org>) o el uso de estructuras que ayudan a estabilizar el sedimento durante el trasplante (Temminck et al. 2020). En general, por el gran coste que tiene la restauración y las incertidumbres asociadas a ellas, la opción prioritaria es la de asegurar la conservación de las praderas aún existentes.

El futuro de las praderas de angiospermas marinas en Europa depende también de las amenazas e impactos que siguen sufriendo. Una de las amenazas a la que se enfrentan las praderas marinas es el cambio climático, el cual ya está teniendo consecuencias en estos ecosistemas. El incremento de eventos extremos, como son las olas de calor (Arias-Ortiz et al. 2018), ha causado impactos negativos sobre las praderas en todo el mundo. Existen estudios basados en modelos que predicen, por ejemplo, grandes pérdidas

de *P. oceanica*, llegando incluso a la extinción funcional en 2100, si se cumplen los escenarios de cambio climático que se prevén (Chefaoui et al. 2018).

Globalmente, se han identificado seis desafíos para la conservación de las praderas de angiospermas marinas (Unsworth et al. 2019) que se pueden aplicar al contexto de Europa: reconocimiento social de la importancia de las praderas marinas, información actualizada del estado y la condición de las praderas, identificación de las actividades que amenazan las praderas a nivel local para tomar las correspondientes acciones de gestión, equilibrio entre las necesidades del planeta y de las personas, generación de investigación científica para apoyar las acciones de conservación, y acciones de conservación en la era del cambio climático. Los agentes implicados, desde ciudadanos y educadores a gestores, políticos y científicos, tienen, por tanto, que hacer frente a estos desafíos para poder asegurar la conservación y la recuperación, en la medida de lo posible, de las praderas marinas europeas.

Agradecimientos

La autora agradece el apoyo de la Fundación Portuguesa para la Ciencia y la Tecnología (FCT) a través de los proyectos SFRH/BPD/119344/2016 y UIDB/04326/2020, y a Eduardo Infantes por las fotografías cedidas para esta publicación.

Referencias bibliográficas

- Arias-Ortiz, A., Serrano, O., Masqué, P., Lavery, P. S., Mueller, U., Kendrick, G. A. (2018). A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks. *Nature Climate Change*. 8: 338.
- Chefaoui, R. M., Duarte, C. M., & Serrão, E. A. (2018). Dramatic loss of seagrass habitat under projected climate change in the Mediterranean Sea. *Global Change Biology*. 24: 4919-4928.
- Cullen-Unsworth, L. C., & Unsworth, R. (2018). A call for seagrass protection. *Science*. 361, 6401: 446-448.
- de los Santos, C. B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C. M., van Katwijk, M. M., & 21 autores más. (2019). Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications*. 10: 3356.
- de los Santos, C. B., Scott, A., Arias-Ortiz, A., Jones, B., Kennedy, H., Mazzarrasa, I., McKenzie, L., Nordlund, L. M., & de la Torre-Castro, M. (2020). Seagrass ecosystem services: Assessment and scale of benefits. En: Poutouoglou, M., Grimsditch, G., Weatherdon, L., & Lutz, S. (Eds). *Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people*. United Nations Environment. Nairobi, Kenya.
- Directiva 2000/60/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas* (DO L 327 de 23/10/2000, pp. 1-73).
- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas* (DO L 135 de 30/5/1991, pp. 40-52).
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura* (DO L 375 de 31/12/1991, pp. 0001-0008).
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres* (OJ L 206 de 22/07/1992, pp. 7-50).
- Floor, J. R., van Koppen, C. K., & van Tatenhove, J. P. (2018). Science, uncertainty and changing storylines in nature restoration: The case of seagrass restoration in the Dutch Wadden Sea. *Ocean & Coastal Management*. 157, 227-236.
- Gerakaris, V., Lardi, P-L., & Issaris, Y. (2020). First record of the tropical seagrass species *Halophila decipiens* Ostenfeld in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany*. 160: 103151.

- Green, E. P., & Short, F. T. (2003). *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press. Berkeley.
- Kletou, D., Kleitou, P., Savva, I., Attrill, M. J., Antoniou, C., & Hall-Spencer, J. M. (2018). Seagrass recovery after fish farm relocation in the eastern Mediterranean. *Marine Environmental Research*. 140: 221-233.
- Moksnes, P. O., Eriander, L., Infantes, E., & Holmer, M. (2018). Local regime shifts prevent natural recovery and restoration of lost eelgrass beds along the Swedish west coast. *Estuaries and Coasts*. 41: 1712-1731.
- Paulo, D., Cunha, A. H., Boavida, J., Serrão, E. A., Gonçalves, E. J., & Fonseca, M. (2019). Open coast seagrass restoration. Can we do it? Large scale seagrass transplants. *Frontiers in Marine Science*. 6: 52.
- Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J. W., Jakobsen, H., Josefson, A. B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P. A., Timmermann, K., Windolf, J., & Andersen, J. H. (2016). Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: a holistic ecosystem approach. *Estuaries and Coasts*, 39: 82–97.
- Roca, G., Alcoverro, T., de Torres, M., Manzanera, M., Martínez-Crego, B., Bennett, S., Farina, S., Pérez, M., & Romero, J. (2015). Detecting water quality improvement along the Catalan coast (Spain) using stress-specific biochemical seagrass indicators. *Ecological Indicators*. 54: 161-170.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S. y veinte autores más (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*. 144, 7: 1961-1971.
- Tan, Y. M., Dalby, O., Kendrick, G. A., Statton, J., Sinclair, E. A., Fraser, M. W. y veinte autores más (2020). Seagrass restoration is possible: Insights and lessons from Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science*. 7, 617.
- Temmink, R. J., Christianen, M. J., Fivash, G. S., Angelini, C., Boström, C., Dideren, K. y 16 autores más (2020). Mimicry of emergent traits amplifies coastal restoration success. *Nature communications*. 11: 1, 1-9.
- Unsworth, R. K., McKenzie, L. J., Collier, C. J., Cullen-Unsworth, L. C., Duarte, C. M., Eklöf, J. S., Jarvis, J. C., Jones, B. L. & Nordlund, L. M. (2019). *Global challenges for seagrass conservation*. *Ambio*. 48, 8: 801-815.

Conservación y futuro de las praderas marinas en Galicia

Conservation and future of seagrass meadows in Galicia

Verónica García-Redondo

Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia
veronica.garcia.redondo@gmail.com

Resumen

Zostera marina y *Zostera noltei* son las especies de angiospermas formadoras de praderas marinas en Galicia. Las praderas marinas gallegas representan la mayor extensión de praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltei* de España. A pesar de que la mayoría de los pastos marinos se encuentran dentro de áreas protegidas, están sujetos a presiones antropogénicas que podrían tener efectos negativos en su conservación. En las últimas décadas se han producido cambios en la extensión de varias praderas gallegas, llegando, incluso, varias de ellas a la extinción local. Debido al calentamiento global y al límite de distribución de las especies, las praderas marinas gallegas son especialmente relevantes para su conservación. Es necesario en Galicia un programa específico de seguimiento y conservación de las praderas marinas para evaluar su desarrollo y asegurar su persistencia.

Palabras clave: Cambios, Distribución, Marisqueo, Presiones antropogénicas, *Zostera*

Abstract

Zostera marina y *Zostera noltei* are the species of angiosperms that form seagrass meadows in Galicia. The Galician seagrass meadows represent the largest area of *Zostera marina* and *Zostera noltei* meadows in Spain. Despite most seagrass meadows are within protected areas, they are subjected to anthropogenic pressures that could have negative effects on their conservation.

In the last decades, changes in extension of some meadows have occurred, several of them even get at local extinction. Due to global warming and distribution limit of species, Galician seagrass beds are especially relevant for their conservation. A specific monitoring and conservation planning for seagrass meadows is necessary in Galicia to assess their development and to ensure their persistence.

Keywords: Anthropogenic pressures, Changes, Distribution, Shellfishing, *Zostera*

Introducción

LA línea de costa en Galicia abarca aproximadamente 1720 km, es muy irregular y alterna zonas de mar abierto con rías. Cada ría exhibe un gradiente de las condiciones ambientales que se pueden agrupar en tres sectores. La zona externa de las rías está expuesta al oleaje, en ocasiones reducido por la presencia de islas en su parte externa y se caracteriza por condiciones de salinidad oceánica. La zona media de las rías presenta condiciones variables en función de sus características hidrodinámicas y sedimentológicas. La zona interna está protegida del oleaje y su salinidad es altamente variable debido a la variabilidad temporal en los aportes de agua dulce procedente de los ríos que desembocan en las rías. Es en la zona media e interna de las rías donde se suelen encontrar praderas de fanerógamas marinas.



Figura 1. Pradera mixta de *Zostera marina* (hojas anchas) y *Zostera noltei* (hojas estrechas).

La costa gallega alberga tres especies de angiospermas marinas formadoras de praderas: *Zostera marina*, *Zostera noltei* y *Ruppia maritima* (Figura 1). En Galicia, *R. maritima*, habita en zonas arenosas de aguas someras salobres de hasta 1,5 m de profundidad y presenta bajas coberturas (Cacabelos et al. 2015). Al no existir información actualizada sobre el área que ocupan, nos centraremos en las dos especies del género *Zostera*. Aunque ambas especies pueden presentar un aspecto similar, su morfología es fácilmente distinguible.

Zostera marina posee rizomas horizontales (2-5 mm de grosor) formados por entrenudos y nudos. De estos últimos nacen dorsalmente los haces foliares y ventralmente las raíces (de 4 a 6 en grupos de 2). Los entrenudos tienen una longitud de entre 10 y 35 mm (Pérez-Lloréns 2004a). Los haces poseen entre 3 y 8 hojas acintadas, con ápice obtuso, nervio medio principal y nervios secundarios (entre 5 a 11). La longitud de las hojas varía entre 10 y 120 cm, con una altura media de 80 cm y una anchura de 0,3-1,20 cm (Moore & Short 2006). Al igual que *Z. noltei*: 1) las hojas más internas son las más jóvenes mientras que las externas son las más viejas y protegen a las hojas jóvenes que se están formando, 2) carece de rizomas de crecimiento vertical y 3) es una especie monoica que presentan inflorescencias localizadas en la base envainada de una espata en forma de hoja, en las que se alternan las flores femeninas y masculinas. Las semillas son elipsoides y de mayor tamaño (2,5-4 mm) que las de *Z. noltei* (1,5-2 mm).

Zostera noltei es una especie de tamaño más pequeño. Se caracteriza por presentar rizomas horizontales más delgados (2 mm de grosor) con entrenudos de longitud variable entre 4-35 mm. De los nudos nacen dorsalmente los haces y ventralmente raíces finas. Los haces están formados con 4-5 hojas acintadas con el ápice bilobulado. Las hojas son de longitud variable entre 6-30 cm y muy estrechas (de 0,5 hasta 1,5 mm). (Pérez-Llorens 2004b).

Distribución y biología de las praderas de *Zostera*

Un total de 22 sectores del litoral gallego poseen praderas de fanerógamas marinas. Están presentes en todas las rías gallegas y en las ensenadas de San Cibrao, Baiona y A Guarda (Figura 2). Las praderas de *Zostera* en Galicia ocupan un área total de 31,3 km², 23,5 km² pertenecientes a praderas de *Z. noltei*, 5,8 km² de praderas de *Z. marina* y 2,0 km² de praderas mixtas de *Z. noltei* y *Z. marina* (Cacabelos et al. 2015; García-Redondo et al. 2019). Por

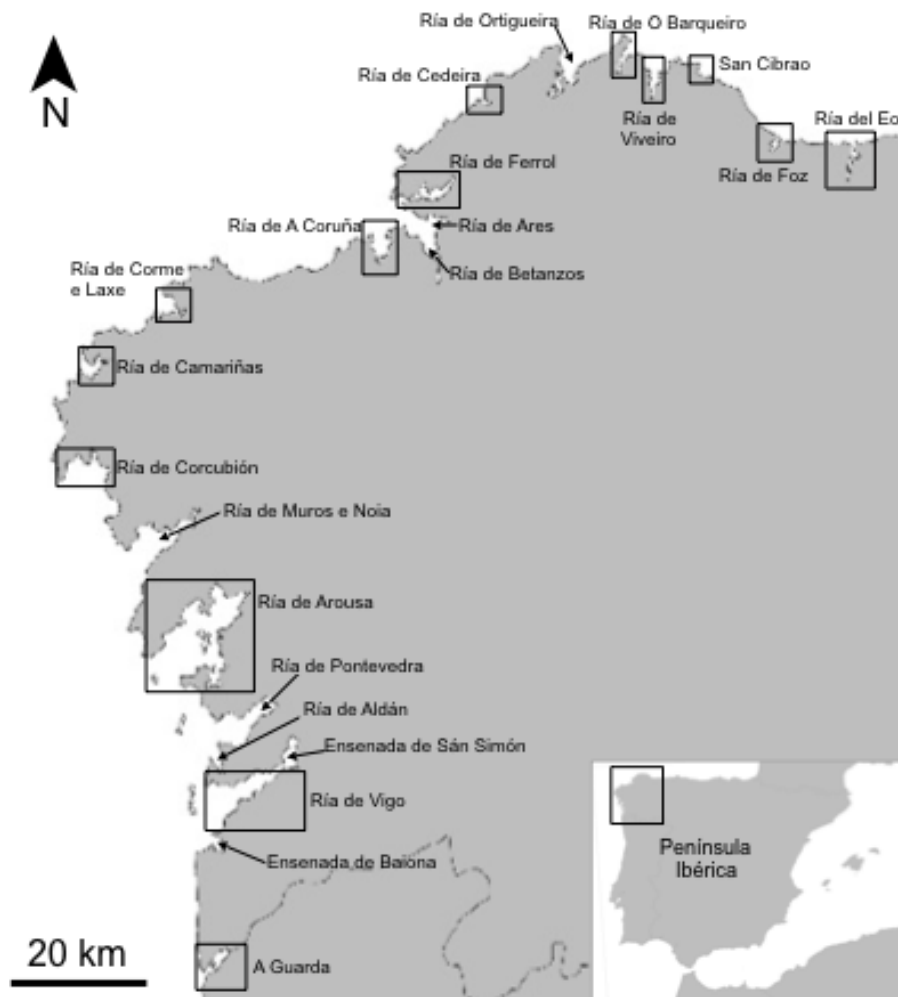


Figura 2. Distribución de las praderas de *Zostera* en Galicia.

lo tanto, Galicia alberga el 53 % del total de la extensión conocida en España de praderas de *Zostera noltei* y el 62 % del total de la extensión conocida en la península ibérica de *Z. marina*.

Existe una elevada variabilidad en la extensión ocupada por *Zostera* entre los diferentes sectores que está probablemente relacionada con las diferencias en las características geográficas de la costa. Se localizan praderas de mayor tamaño en los sectores del sur que en los del norte, probablemente porque las

rías y las ensenadas del sur son más amplias. Sin embargo, esta diferencia de extensiones es más acusada en *Z. marina* (0,25 km² vs. 5,55 km²) que en *Z. noltei* (10,30 km² vs. 13,25 km²). Las mayores extensiones de praderas de *Zostera* en Galicia se registran en la ría de Arousa (8,5 km² de *Z. noltei* y 4 km² de *Z. marina*) particularmente alrededor de la isla de A Toxa, la cual crea una amplia área protegida que proporciona las condiciones idóneas para el desarrollo de las plantas de *Zostera* (Quintas 2005; Cacabelos et al. 2015; García-Redondo et al. 2019).

Como se ha dicho al principio, los zosterales se localizan desde la parte interna hasta la parte media de las rías, donde encuentran la protección necesaria ante la acción del oleaje, permitiendo el anclaje y persistencia de los rizomas de *Zostera* en el sustrato. Las praderas de *Zostera noltei* se localizan en zonas intermareales con sustratos fangosos o fango arenosos (Figura 3A). Las praderas de *Z. marina* son principalmente submareales llegando hasta los 4

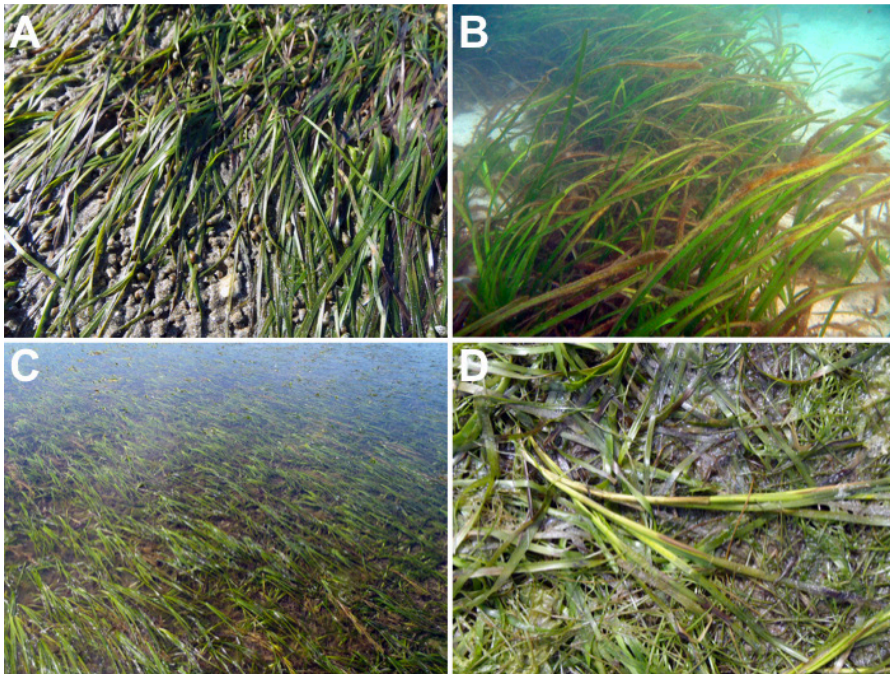


Figura 3. Hábitats de praderas marinas. A: Pradera intermareal de *Z. noltei* (Arousa); B: Pradera submareal de *Z. marina* (Ferrol); C: Pradera intermareal de *Z. marina* (Arousa); (D): Pradera mixta intermareal de *Zostera marina* y *Zostera noltei* (Ortigueira).

metros de profundidad y se localizan mayoritariamente en fondos arenosos (Figura 3B). Ocasionalmente son intermareales y se hallan en suelos fango arenosos (Figura 3C). Ambas especies pueden formar praderas mixtas (Figura 3D) como sucede en las rías de Ares, Betanzos y Ortigueira (García-Redondo et al. 2019), en la ría de Arousa (Quintas 2005) o en la ría de Pontevedra (Cochón & Sánchez 2005).

Cambios en la distribución de las praderas de *Zostera*

Los impactos antropogénicos negativos en las praderas de *Zostera* junto con los problemas asociados al cambio climático están causando la pérdida y reducción de la extensión de las praderas de *Zostera* a nivel global (Duarte 2002; Cunha et al. 2013; de los Santos et al. 2019). Las especies formadoras de praderas marinas están consideradas como bioindicadores ya que son organismos sésiles, perennes y sensibles a los cambios en su entorno, a la creciente presión antropogénica, así como a la calidad ambiental de los ecosistemas costeros (Orth et al. 2006).

Durante las últimas décadas, han quedado patentes los cambios en la distribución y la superficie de los zosterales en Galicia (ver por ejemplo Cochón & Sánchez 2005; de Paz et al. 2008; García-Redondo et al. 2019). Las praderas de *Zostera marina* han incrementado su extensión en unas zonas, como, por ejemplo, la ensenada de San Simón y han disminuido en otras, como en la ría de Ferrol. Estas variaciones en las extensiones de *Z. marina* pueden deberse a un aumento o disminución real de la extensión o a una errónea estimación previa de la superficie de las praderas. Por otro lado, hay praderas como las de la ría de Ortigueira, de las cuales se conocía su existencia, pero no la extensión que ocupaban (García-Redondo et al. 2019). Las praderas de *Z. noltei* han sufrido una reducción en rías como la de Pontevedra (Cochón & Sánchez 2005) o la de Ribadeo (De Paz et al. 2008) principalmente por actividades relacionadas con el marisqueo intensivo o el cultivo de bivalvos.

Se tiene constancia de la desaparición de siete praderas de *Zostera marina* en las últimas décadas (García-Redondo et al. 2019). El pequeño tamaño de estas praderas (32-100 m²) las convirtió en las candidatas idóneas para desaparecer. Las causas de su extinción difieren entre las siete praderas y probablemente estén relacionadas con procesos naturales o presiones antrópicas. Un ejemplo de esta extinción es la pradera de *Z. marina* que existía en

la playa de Lago en la ría de Camariñas (Figura 4). Se conocía la presencia de esta pradera desde 1998, sin embargo, posibles movimientos de arena relacionados con actividades de regeneración de playas cercanas podrían haber causado el enterramiento de la pradera (pescadores locales, com. pers.). En 2016 solo existía una planta de esta pradera (Figura 4).

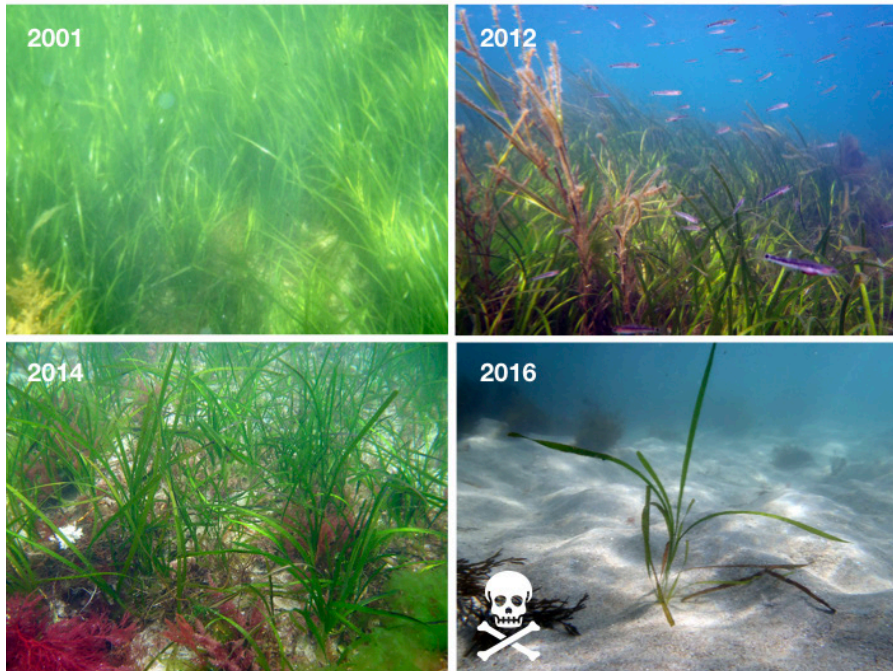


Figura 4. Evolución de la pradera de playa de Lago en Camariñas desde 2001 hasta 2016.

Lamentablemente, la pérdida de muchas praderas quedará posiblemente en el anonimato debido al escaso conocimiento que tenemos de ellas. Es por ello, que desde hace unos años se está incrementando la necesidad de ampliar el conocimiento y la distribución a nivel mundial de las praderas, así como la creación de programas de protección, seguimiento, manejo y restauración (ver ejemplos en los otros capítulos que se incluyen en este libro). Es necesaria la creación en Galicia de programas de seguimiento y protección de las praderas marinas para conocer su distribución y adelantarnos a posibles declives en la distribución y extensión de las especies.

Conservación y presiones de las praderas de *Zostera*

La mayoría de las praderas marinas de Galicia (el 98 % en el caso de *Zostera marina*) se localiza dentro de áreas marinas protegidas como la Red Natura 2000 o el Parque Nacional Islas Atlánticas de Galicia (García-Redondo et al. 2017). Sin embargo, esta protección no es ni efectiva ni real ya que las praderas marinas gallegas están sometidas a elevadas presiones antrópicas. La reducción de las praderas de *Zostera* es un fenómeno detectado a escala global (de los Santos et al. 2019) y está a menudo relacionada con actividades humanas como el calentamiento global, la eutrofización, las invasiones biológicas o los contaminantes (Duarte et al. 2004).



Figura 5. Marisqueo de almeja con raño sobre la pradera de *Zostera marina* de Piedra de la Reina (ría de Ferrol).

Además de las consecuencias generalmente observadas en la mayoría de las praderas marinas en todo el mundo, Galicia tiene la particularidad de ser un área con una elevada explotación de recursos marisqueros. La actividad marisquera es una fuente importante de presiones para las praderas marinas en Galicia (Barañano et al. 2017). La mayoría de ellas comparten emplaza-



Figura 6. Pradera de *Zostera noltei* arada mecánicamente con maquinaria pesada en Mañóns (ría de Arousa).

miento con áreas marisqueras (García-Redondo et al. 2019). Esta actividad requiere el uso de una variedad de herramientas (Figura 5) que retiran el sedimento donde los moluscos crecen, pero también causan la retirada de las fanerógamas marinas, incluyendo sus rizomas y raíces. Durante la extracción y el desarrollo de otras actividades relacionadas con la producción, las plantas son pisoteadas y los sedimentos son transportados para facilitar el crecimiento de los moluscos. Incluso, a veces, se utiliza maquinaria pesada durante esos trabajos (Figura 6). Además de los impactos directos sobre las praderas marinas, estas actividades incrementan la turbidez del agua y disminuyen la penetración de la luz, reduciendo la capacidad fotosintetizadora de las praderas (Duarte et al. 2004; Cacabelos et al. 2015; Barañano et al. 2017). Por ejemplo, las plantas de *Zostera marina* son retiradas durante la extracción de la almeja en las praderas de la isla de Cortegada, adyacente al Parque Nacional (García-Redondo et al. 2017). Se ha demostrado que estas actividades provocan la fragmentación de las manchas de *Z. noltei* y, en el

peor de los casos, su completa eliminación (Cochón & Sánchez 2005; de Paz et al. 2008). Seguramente estas actividades tienen efectos similares sobre las praderas de *Z. marina* (Barañano et al. 2017). También las actividades acuícolas, como las bateas de mejillón o las jaulas de peces, son otra fuente potencial de impactos para las praderas marinas ya que sus aportes orgánicos provocan el deterioro de los sedimentos (Duarte et al. 2004). En Portugal, de los Santos et al. (2020) han demostrado que las praderas marinas mejoran la calidad del agua de entrada en los estanques de acuicultura. A pesar de que la mayoría de las praderas marinas en Galicia están dentro de áreas protegidas, la consideración del marisqueo como una actividad tradicional y relevante en la economía regional provoca que la gestión actual de las praderas no garantice su conservación.

Otro impacto relevante es la construcción de nuevas infraestructuras portuarias que eliminan de forma directa las praderas y modifican la dinámica marina alterando los procesos de sedimentación. Sin embargo, esto no siempre ocasiona una reducción del área ocupada por la pradera tal y como ocurre con las praderas de *Zostera noltei* en la ría de Foz (Castellanos et al. 2003). Los dragados recurrentes para facilitar las actividades de una industria naval y la ampliación de un puerto de recreo en la ría del Eo, podrían ser una de las razones del mal estado de conservación de las praderas de dicha ría (de Paz et al. 2008).

Las praderas marinas dispersas, es decir, las que están formadas por pequeñas praderas espaciadas unas de las otras, con coberturas por debajo del 60 % son más vulnerables a sufrir mayores pérdidas de biomasa durante fuertes tempestades, puesto que una mayor cobertura confiere estabilidad y proporciona autoprotección a la pradera (Olesen & Sand-Jensen 1994; Krause-Jensen et al. 2004). Las praderas marinas de Galicia son especialmente relevantes para la conservación, ya que la mayoría de los zosterales gallegos tienen coberturas en torno al 50 %. En el caso concreto de las praderas de *Zostera marina*, la mayoría alcanza una cobertura entre el 26–50 % (García-Redondo et al. 2019), haciéndolas vulnerables a alteraciones físicas. La península ibérica es el límite de distribución biogeográfica meridional en Europa para *Z. marina* (Hily et al. 2003), por lo que esta especie tiene una mayor afinidad por las aguas más frías del Atlántico Norte europeo. Además, el calentamiento global está causando el desplazamiento de organismos marinos hacia latitudes más altas, que tienden a extinguirse en sus latitudes más bajas. Es por ello que las poblaciones de *Z. marina* de la península ibérica, y en concreto

de Galicia por ser la región con la mayor extensión, son las más susceptibles en Europa a la extinción local debido al calentamiento global. A pesar de esto, la península ibérica no fue incluida en el informe OSPAR sobre *Z. marina* (OSPAR 2009).

En conclusión, es necesario implementar regulaciones que compatibilicen una actividad tradicional como el marisqueo y la conservación de las praderas marinas gallegas. Estas regulaciones deberían incluir programas de monitorización de las praderas para valorar las tendencias de sus hábitats y asegurar su conservación. La protección efectiva de las praderas marinas en Galicia supondría una mejora de su estado de conservación y, por extensión, del hábitat circundante y de las especies que lo habitan.

Agradecimientos

La autora agradece a la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico por la financiación del Proyecto ZOSTERA, al CEIDA por llevar a cabo esta idea y a Ignacio Bárbara por las fotografías que ilustran este artículo.

Referencias bibliográficas

- Barañano, C., Fernández, E., Méndez, G., Troncoso, J. S. (2017). Resilience of *Zostera marina* habitats and response of the macroinvertebrate community to physical disturbance caused by clam harvesting. *Marine Biology Research*. 13: 955-966.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, P., Sánchez, J., Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J., Bárbara, I. (2015). Praderas de angiospermas marinas: Galicia. En: Ruiz, J. M., Guillén, J. E., Ramos Segura, A., Otero, M. M. (Eds.) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN. Murcia-Alicante-Málaga. 488-529.
- Castellanos, C., Hernández-Vega, S., Junoy, J. (2003). Cambios bentónicos en la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón. *Boletín Instituto Español de Oceanografía*. 19 (1-4): 205-217.
- Cochón, G., Sánchez, J. M. (2005). Variations of seagrass beds in Pontevedra (northwestern Spain): 1947-2001. *Thalassas*. 21: 9-19.
- Cunha, A. H., Assis, J. F., Serrao, E. (2013) Seagrasses in Portugal: a most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*. 104: 193-203.
- de los Santos, C. B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T. et al. (2019). Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communication*. 10: 3356. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>
- de los Santos, C. B., Olivé, I., Moreira, M. et al. (2020) Seagrass meadows improve inflowing water quality in aquaculture ponds. *Aquaculture*. 528: 735502. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735502>
- de Paz, L., Neto, J. M., Marques, J. C., Laborda, A. J. (2008) Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): implications for environmental management. *Marine Environmental Research*. 66: 288-299.
- Duarte, C. M. (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*. 29, 2:192-206.
- Duarte, C. M., Marbà, N., Santos, R. (2004) What may cause loss of seagrasses? En: Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., Greve, T. M. (Eds.) *European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The Monitoring and Managing of European Seagrass project*. 24-32.
- García-Redondo, V., Bárbara, I., Díaz-Tapia, P. (2019) *Zostera marina* meadows in the northwestern Spain: distribution, characteristics and anthropogenic pressures. *Biodiversity and Conservation*. 28: 1743-1757.
- García-Redondo, V., Bárbara, I., Díaz-Tapia, P. (2017) Las praderas de *Zostera marina* L. del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas

- de Galicia y territorios adyacentes: distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 24: 1-12.
- Hily, C., van Katwijk, M. M., den Hartog, C. (2003) Seagrass distribution in western Europe. En: Short, F., Green, E. (Eds.) *World atlas of seagrasses: present status and future conservation*. California University Press, Berkeley.
- Krause-Jensen, D., Almela, E. F., Cunha, A. H., Greve, T. M. (2004) Have seagrass distribution and abundance changed? En: Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., Greve, T. M. (Eds.) *European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The Monitoring and Managing of European Seagrass Project*. 33-40.
- Moore, K. A., Short, F. T. (2006) *Zostera: Biology, Ecology, and Management*. En: Larkum, A. W. D., Orth, R. J., Duarte, C. M (Eds.) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 361-386.
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*. 106: 147-156.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C. et al. (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*. 56: 987-996.
- OSPAR (2009) Background Document for *Zostera* beds. Seagrass beds. *Biodiversity series*.
- Pérez-Llorens, J. L. (2004a) Las praderas de *Zostera marina*. En: Luque, A. A. y Templado, J. (Eds.) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 157-172.
- Pérez-Llorens, J. L. (2004b) Las praderas de *Zostera noltii*. En: Luque, A. A. y Templado, J. (Eds.) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 174-177.
- Quinta, P. (2005) *Distribución espacial y temporal de los moluscos y anélidos poliquetos asociados a las praderas de Zostera marina L. y Zostera noltii Hornem en la ensenada de O Grove (Galicia, España)*. Universidad de Vigo.

La historia reciente de las praderas de *Zostera noltei* en los estuarios cantábricos: pasado, presente y futuro

Recent history of the Zostera noltei meadows in the Cantabrian estuaries: past, present and future

Bárbara Ondiviela, Cristina Galván, María Recio, Araceli Puente, José A. Juanes

Environmental Hydraulics Institute, Universidad de Cantabria

ondiviela@unican.es

Resumen

La presente contribución documenta las dinámicas espaciales y temporales (pasado, presente y futuro) de las praderas de *Zostera noltei* en los estuarios cantábricos. Los trabajos realizados indican que, aunque la tendencia general sigue siendo de pérdida de área ocupada, en ciertos estuarios de la costa central cantábrica esa tendencia empezó a revertir en la década de los 2000. Asimismo, se hace énfasis en la relevancia del papel que han jugado las praderas resilientes para la recuperación y recolonización de ciertos estuarios cantábricos y en su capacidad para adaptarse a la subida del nivel del mar a corto y medio plazo (año 2050). Por último, se analiza el papel de las praderas de fanerógamas marinas en la protección costera y las consecuencias de su pérdida. Este trabajo pone en valor la teledetección y el modelado numérico como herramientas cartográficas para mejorar el conocimiento científico sobre un ecosistema costero sobre cuyas dinámicas queda todavía mucho por entender.

Palabras clave: Fanerógamas marinas, Teledetección, Hábitat 1140, Dinámicas espacio-temporales, bahía de Santander

Abstract

The present contribution documents the spatial and temporal dynamics (past, present and future) of *Zostera noltei* in the Cantabrian estuaries. Our results suggest that, although the current trend seems to be of loss, in certain estuaries on the central Cantabrian coast this trend began to reverse in the 2000s'. Likewise, the relevance of the role of resilient meadows for the recovery and recolonization of certain estuaries and their ability to adapt to rising sea levels in the short and medium term (year 2050) is highlighted. Finally, the role of seagrass beds in coastal protection and the consequences of their loss is analysed. This work emphasizes the value of remote sensing and numerical modelling as cartographic tools to improve scientific knowledge of a coastal ecosystem whose dynamics have yet to be understood.

Keywords: Seagrass, Remote sensing, Habitat 1140, Spatial and temporal dynamics, Santander Bay

Introducción

LA fanerógama marina *Zostera noltei* es la especie dominante del intermareal bajo de los estuarios cantábricos. En las costas del norte de España *Z. noltei* se desarrolla sobre sustratos arenosos y fangosos de estuarios y lagunas costeras. Al igual que el resto de fanerógamas marinas de módulos cortos, tiempo de vida breve y altas tasas de crecimiento, *Z. noltei* es una especie perenne que exhibe importantes fluctuaciones espaciales y temporales en respuesta a los cambios en la temperatura superficial del agua y de la luz (Borum et al. 2004). Esta especie puede ser muy persistente en entornos prístinos, pero ligeros cambios en las condiciones ambientales y/o el nivel del mar pueden desencadenar consecuencias importantes en su distribución. La evaluación de la magnitud de esos cambios y de los servicios ecosistémicos que proporcionan sigue siendo un desafío, y las evidencias sobre si las praderas marinas pueden realmente adaptarse a esos cambios son poco concluyentes y muy específicas de cada lugar (de los Santos et al. 2019; Kairis & Rybczyk 2010; Shaughnessy et al. 2012; Spalding et al. 2014; Valle et al. 2014).

En las últimas décadas el área de distribución de *Z. noltei* en los estuarios cantábricos ha experimentado un marcado retroceso. Esta tendencia, también observada en la bioregión templada del Atlántico Norte (Short et al. 2011) y a escala global (Tamaki et al. 2002; Waycott et al. 2007), representa una seria amenaza tanto para su conservación, como para el mantenimiento de los servicios prestados. De particular importancia es el impacto del aumento del nivel del mar en costas bajas, donde pequeños cambios en el nivel del mar pueden desencadenar importantes consecuencias en los ecosistemas marinos.

Entre los grandes desafíos a los que se enfrenta la ecología de la conservación se encuentra entender las dinámicas poblacionales pasadas, presentes y futuras de las especies. Tradicionalmente, el seguimiento de los hábitats se ha llevado a cabo a través de trabajos de campo. Si bien el trabajo de campo aporta datos de una fiabilidad difícil de alcanzar con otras aproximaciones, los muestreos in situ raramente se realizan con la frecuencia y la cobertura espacial necesaria para apoyar prácticas de gestión eficaces en zonas donde se requiere una supervisión más intensa. La teledetección es una herramienta cada día más utilizada en análisis cartográficos, cuyas principales ventajas radican en la posibilidad de observar grandes extensiones del territorio de forma periódica, en la homogeneidad de los datos y en la gran oferta de imágenes

disponibles. El uso de los sensores remotos como herramienta cartográfica ha permitido “viajar al pasado” y reconstruir el comportamiento de cierto tipo de hábitats. Los resultados obtenidos a través de estas técnicas, sin embargo, son aproximaciones a la realidad y, en el cantábrico, llevan asociados incertidumbres relacionadas con la interferencia óptica con otras especies, con la resolución espacial, y/o con el nivel de la marea en el momento de obtención de la imagen. Esta incertidumbre no debe obviarse y es preciso tenerla muy presente en la interpretación de los resultados.

Al objeto de arrojar luz sobre las dinámicas poblacionales de esta especie, la presente recopilación narra la historia pasada, presente y futura de *Z. noltei* en el cantábrico, a partir de las contribuciones aportadas por distintos trabajos realizados en los últimos años por el Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria

PASADO: Análisis retrospectivo de las dinámicas espaciales y temporales de las praderas cantábricas

En el cantábrico el hábitat 1140 “Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja” constituye el hábitat potencial de *Z. noltei*. El estudio retrospectivo de las dinámicas de las praderas cantábricas de *Z. noltei* (período 2000-2018) requirió el análisis de imágenes de los satélites Landsat y Sentinel 2 para identificar las superficies ocupadas por la formación vegetal dominante del hábitat 1140. El estudio efectuado en 27 estuarios cantábricos puso en evidencia que la mayor parte de las praderas de *Z. noltei* están en regresión (Figura 1). La pérdida de superficie intermareal ocupada es desigual en los distintos estuarios, siendo particularmente significativa en los estuarios gallegos del Eo, O Barqueiro y Ferrol (costa norte). Sin embargo, desde al año 2000, un grupo de estuarios localizados en su mayor parte en la costa central cantábrica (Oriñón, Santoña, Joyel, bahía de Santander, Mogro, Oyambre y Pontevedra) empezaron a mostrar signos de recuperación y algunos, incluso, evidencian un notable incremento en la superficie ocupada (Figura 2).

Para entender el porqué de los cambios en las dinámicas se ha utilizado como ejemplo la bahía de Santander. La reducción de las praderas documentada por Calleja et al. (2017) hasta el año 2000, fue sucedida por una rápida recuperación, caracterizada por el desarrollo de pequeños parches de vegetación,

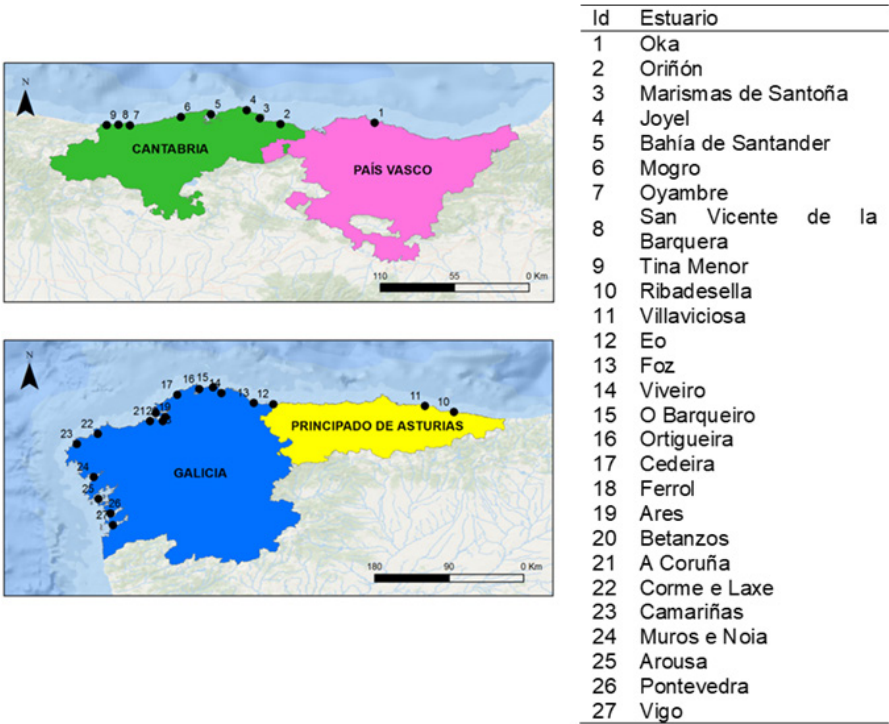


Figura 1. Localización de los estuarios atlánticos del Norte de España con praderas de *Zostera noltei* (Fuente: Proyecto Pradera).

alternos en el espacio y en el tiempo. La recuperación observada sugiere que las praderas que resistieron durante el período de regresión, pudieron jugar un papel importante en el proceso de recolonización, funcionando como fuentes de semillas y favoreciendo la recuperación de zonas adyacentes (Calleja et al. 2017). La pradera de La Barquería fue una de estas praderas resilientes. Contrariamente a lo observado en otras praderas de la bahía de Santander, durante el declive que se produjo entre 1984 y principios de la década de 2000, esta pradera mantuvo importantes poblaciones de *Z. noltei*.

Al considerar la resistencia y recuperación de las praderas, se admite que cuanto mayor es la variabilidad de los factores ambientales, más probable es que el sistema sobreviva a períodos de estrés (Maxwell et al. 2014). La Barquería es una pradera intermareal (73,5 ha), ubicada en la confluencia entre el río Miera, principal fuente de agua dulce de la bahía de Santander

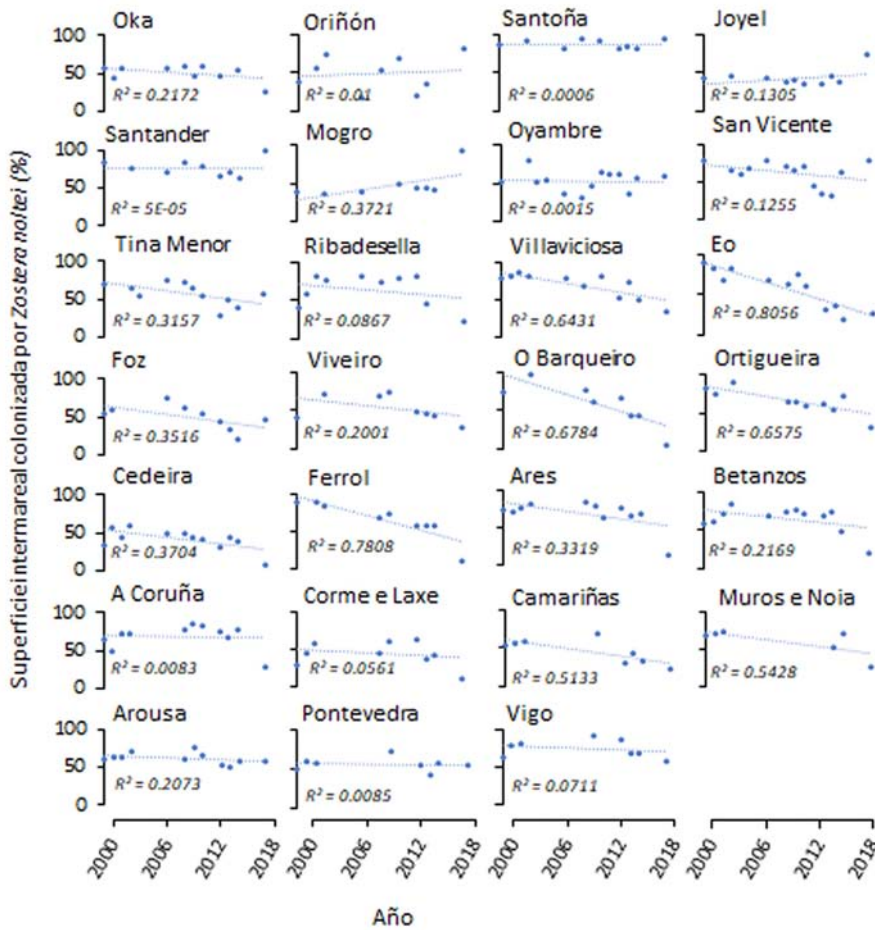


Figura 2. Tendencia de la evolución de superficie intermareal cubierta por *Zostera noltei* en los estuarios cantábricos desde el año 2000. Los datos se han ajustado a una recta de regresión y se ha calculado el coeficiente de determinación (R^2) (Fuente: proyecto Pradera).

($8,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y las aguas marinas del estuario. El estuario se renueva completamente dos veces al día y entre sus principales fuentes de estrés se encuentra la entrada de sedimentos procedentes del río Miera. La cuenca de este río, altamente deforestada, se caracteriza por su corta longitud y alta pendiente.

Estas características favorecen que, tras episodios de lluvias intensas en la parte alta de la cuenca, se desencadenen fuertes procesos erosivos en sus márgenes, y la llegada al estuario en régimen torrencial de grandes cantidades de sólidos en suspensión, que súbitamente alteran las características físicas y químicas del medio (Ondiviela et al. 2018). La adaptación de las poblaciones de *Z. noltei* de La Barquería a estas periódicas condiciones cambiantes podría haber sido uno de los factores que han contribuido a que la pradera resistiera durante el período de regresión, y posteriormente, apoyara la recuperación del resto de praderas.

PRESENTE: Estado actual de las praderas cantábricas

A lo largo de la costa cantábrica *Z. noltei* está presente en un importante número de estuarios (Figura 3). Su presencia es notable en la costa central (Asturias y Cantabria), donde se localiza en el 75 % de los estuarios y se reduce considerablemente en la zona más oriental, y cálida, donde está presente en 3 estuarios vascos (21 %) (Ruiz et al. 2015).

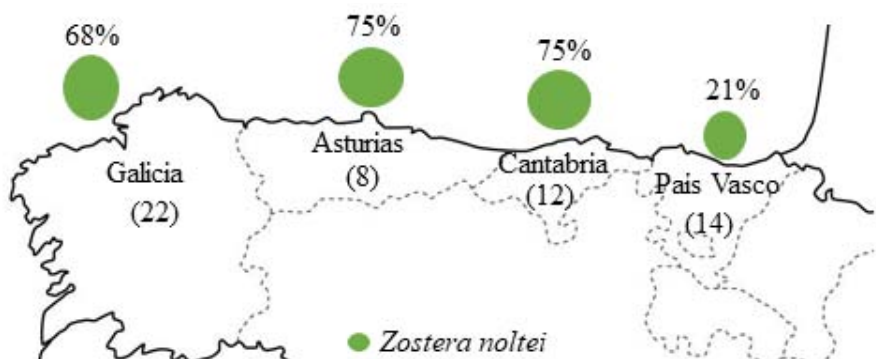


Figura 3. Estuarios con presencia de comunidades de *Zostera noltei* en las CCAA del norte de España (%). El número total de estuarios se indica entre paréntesis (Modificado de Ruiz et al. 2015).

La información cartográfica del hábitat 1140 obtenida a través de sensores remotos muestra que la extensión ocupada actualmente (año 2018) por *Z. noltei* en los estuarios cantábricos analizados en el proyecto Pradera (Figura 1) es de aproximadamente 3845 ha (38,45 km²), con valores de superficie que varían entre 881 ha en Arousa, hasta 4,5 ha en Oriñón (Tabla 1). No obstante,

cuando este valor se relativiza con respecto a la superficie intermareal disponible, la ocupación oscila entre valores superiores al 95 % en la bahía de Santander y las marismas de Santoña, e inferiores al 10 % en los estuarios de O Barqueiro y Cedeira. Destacan los 21 estuarios en los que las praderas de *Z. noltei* ocupan más del 20 % de la superficie intermareal disponible.

Tabla 1. Superficie estimada de *Zostera noltei* (ha). Superficie total de los páramos intermareales (ha) y relación de superficie intermareal cubierta por *Zostera noltei* (%) en los 27 estuarios cantábricos de la región biogeográfica atlántica. Datos calculados (certidumbre alta y media) a partir de la interpretación de las imágenes del satélite Sentinel 2 (año 2018) (Fuente: Proyecto Pradera).

ID	Estuario	Superficie de <i>Z. noltei</i> (ha)	Superficie intermareal (ha)	Recubrimiento (%)
1	Oka	122,6	475,0	25,8
2	Oriñón	4,5	5,4	82,5
3	Marismas de Santoña	682,0	712,0	95,7
4	Joyel	10,5	14,1	74,4
5	Bahía de Santander	325	329,3	98,6
6	Mogro	17,6	18,7	93,7
7	Oyambre	5,2	8,82	59,8
8	San Vicente de la Barquera	192,3	244,1	78,7
9	Tina Menor	28,5	49,7	57,2
10	Ribadesella	14,7	70,8	20,8
11	Villaviciosa	133,0	384,8	34,5
12	Eo	138,6	506,9	27,3
13	Foz	119,0	253,7	46,9
14	Viveiro	21,8	82,0	26,6
15	O Barqueiro	5,4	151,0	3,6
16	Ortigueira	368,8	1154,7	31,9
17	Cedeira	12,5	183,3	6,8
18	Ferrol	45,9	393,1	11,6
19	Ares	20,0	151,2	13,2
20	Betanzos	74,1	390,5	18,9
21	A Coruña	27,7	96,8	28,6

22	Corme e Laxe	45,1	397,5	11,3
23	Camariñas	32,5	145,0	22,4
24	Muros e Noia	95,4	358,8	26,6
25	Arousa-O Grove	881,8	1515,0	58,2
26	Pontevedra	119,4	214,6	55,6
27	Vigo-Arcade	301,1	531,3	56,6

FUTURO: Respuestas de las praderas frente a la subida del nivel del mar

A pesar del conocimiento adquirido hasta ahora, las respuestas de las fanerógamas marinas al cambio climático siguen siendo un desafío y la literatura científica no ofrece evidencias concluyentes sobre los mecanismos de adaptación a los cambios asociados al aumento del nivel del mar ni como esto afectará a la provisión de servicios ecosistémicos. Lo que sí parece claro es que dicha adaptación estará estrechamente relacionada con las condiciones ambientales a escala local y con las características intrínsecas de las propias especies (Spalding et al. 2014).

A priori, las especies como *Z. noltei* de pequeño tamaño, crecimiento rápido, altas tasas de reclutamiento y mortalidad y marcados cambios en las dinámicas poblacionales, serán naturalmente más vulnerables a la subida del nivel del mar.

Estudios realizados en la bahía de Santander sobre las respuestas de esta especie a la subida del nivel del mar en el medio (2040-2069) y largo (2070-2100) plazo indican que la distribución de *Z. noltei* experimentará importantes variaciones espaciales y temporales, principalmente en las áreas más profundas, donde subidas moderadas del nivel del mar reducirán la disponibilidad de hábitat adecuado para la especie (Ondiviela et al. 2020). Este proceso se intensificará con el tiempo y, previsiblemente, en el largo plazo las praderas se verán gravemente afectadas (Figura 4). Para el año 2100 un aumento del nivel del mar de 0,63 m (escenario RCP 8.5) resultaría en una reducción del 14,2 % de los hábitats adecuados. Los resultados obtenidos indican que con el aumento del nivel del mar se perderán grandes áreas de fanerógamas marinas, especialmente en ausencia de cambios significativos

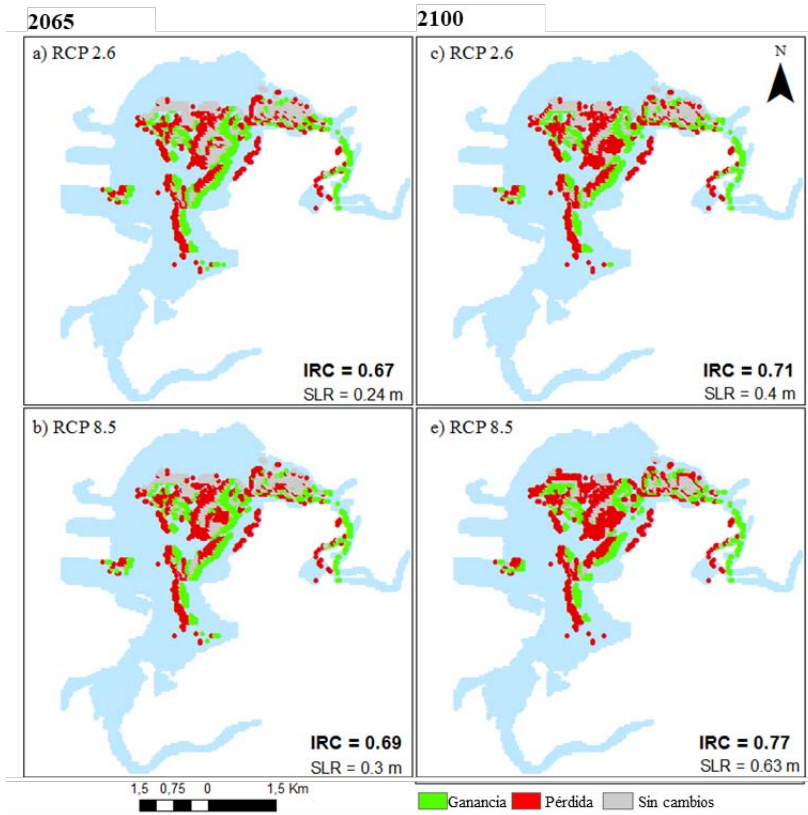


Figura 4. Vulnerabilidad de *Zostera noltei* en la bahía de Santander, expresada a través del índice de Cambio relativo, IRC (Frederiksen et al. 2004; ganancia, pérdida y sin variación) para proyecciones de 2065 a 2100. a) Aumento del nivel del mar (ANM) en 2065 en el RCP2.6 (0,24 m); b) ANM a 2065 en el RCP8.5 (0,3 m); c) ANM al 2100 en el RCP2.6 (0,4 m); d) ANM al 2100 en el RCP8.5 (0,63 m) (Fuente: Ondiviela et al. 2020).

en la dinámica de los sedimentos. En estas escalas espaciales, las respuestas de los ecosistemas costeros son altamente dependientes de los procesos hidro-geomorfológicos locales y de las tasas locales de aumento del nivel del mar. Sin embargo, la revisión de las respuestas y de los mecanismos de adaptación que mostraron las praderas de la bahía de Santander ante condiciones adversas previas (período 1984-2000), permite tener confianza en la capacidad de *Z. noltei* para adaptarse a las condiciones cambiantes en el corto y medio plazo.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: El papel de las praderas de fanerógamas marinas en la protección costera en un clima cambiante

Entre los servicios ecosistémicos que podrían verse más afectados por el cambio climático, y por la subida del nivel del mar, se encuentra el de protección costera. Las fanerógamas marinas se pueden relacionar con numerosos servicios ecosistémicos, incluidos servicios relacionados con la adaptación y mitigación de los efectos del cambio climático (Barbier et al. 2011; Orth et al. 2006). Entre ellos, la protección costera ha adquirido un gran interés durante la última década debido a la necesidad de alternativas ‘verdes’ basadas en ecosistemas (*Nature-based solutions*), que minimicen los impactos de las estructuras antrópicas o ‘grises’ (Borsje et al. 2011).

No obstante, la protección de estos ecosistemas está muy ligada a sus dinámicas espacio-temporales y las praderas de fanerógamas marinas no deberían plantearse como alternativa para la protección de todas las costas, ni todos los escenarios. La mejor protección la proporcionarían especies de gran porte, longevas y de crecimiento lento, cuyos valores máximos de biomasa y densidad coinciden con los períodos en los que las fuerzas hidrodinámicas son mayores (por ejemplo, invierno en la costa cantábrica), y son independientes de los cambios estacionales de luz y temperatura. Las condiciones óptimas para mejorar la protección se alcanzarían en aguas poco profundas, ambientes de baja energía del oleaje y con una alta superficie de interacción en la dimensión vertical y horizontal, entre el flujo de agua y las plantas (Ondiviela et al. 2015). La protección costera que ofrecen las fanerógamas marinas depende de su capacidad para atenuar los procesos de inundación, disminuyendo la intensidad de la energía entrante, y la erosión costera (Borsje et al. 2011; Granek et al. 2009). La vegetación interactúa y modifica tanto la corriente (flujo unidireccional), como la acción del oleaje (flujo oscilatorio). En el caso del flujo unidireccional, la vegetación desvía el flujo de agua y reduce la velocidad de la corriente sobre el dosel vegetal, al tiempo que la fricción de la vegetación produce una pérdida de momento dentro del dosel (Fonseca 1982; Koch et al. 2006). En el flujo oscilatorio, las velocidades orbitales en la parte superior del dosel se modifican debido a la fuerza de arrastre, en la dirección de las olas, al tiempo que el dosel vegetal mejora la penetración vertical de las velocidades orbitales. La estabilización del sedimento, por su parte, constitu-

ye un mecanismo indirecto para la protección costera dado que, al reducir la velocidad de la corriente y atenuar el oleaje, la vegetación no solo aumenta las tasas de sedimentación dentro de las praderas, sino que también disminuye la posible resuspensión (Bouma et al. 2005).

Retomando el ejemplo de la bahía de Santander, la conclusión que se alcanza tras esta revisión es que la protección ofrecida por las praderas de *Z. noltei* sería limitada. En el cantábrico, esta especie de pequeño porte, crecimiento rápido, tiempo de vida corto y muy flexible, está sujeta a marcadas fluctuaciones estacionales de biomasa y densidad. La eficacia de la protección costera que proporcionan las praderas marinas está fuertemente limitada por los cambios en la escala temporal. En las regiones templadas los principales factores ambientales que regulan la dinámica de las praderas marinas (por ejemplo, luz y temperatura), están sujetos a regímenes estacionales bien definidos cuyas variaciones pueden desencadenar cambios directos en la estructura del ecosistema (como biomasa, densidad de pies, etc.) y cambios indirectos en la capacidad de atenuación del oleaje. La atenuación suele aumentar con la biomasa aérea, la densidad de pies y la longitud de las hojas (Bouma et al. 2005). Sin embargo, los valores observados en Santander para *Z. noltei* muestran picos máximos durante el verano y mínimos durante el invierno, coincidiendo con el período de vientos más fuertes, olas más altas y mayores tormentas. Por tanto, en las regiones templadas, la protección de las praderas de *Z. noltei* no es constante en el tiempo y fluctúa espacial, estacional e interanualmente (Borum et al. 2004).

Del mismo modo, su uso como medida de adaptación frente al cambio climático se vería comprometida dado que, tal y como se ha mostrado, la subida del nivel del mar previsiblemente reducirá de forma significativa la superficie que *Z. noltei* ocupa actualmente en la bahía de Santander. Aunque la ciencia sigue avanzando para evaluar los procesos, la eficiencia y los parámetros que afectan al servicio de protección costera, existen todavía muchas incertidumbres en la caracterización y cuantificación de la protección costera, lo que en el corto y medio plazo va a exigir una mayor atención por parte de la ciencia si se quiere aplicar como una verdadera solución de adaptación al cambio climático.

Conclusiones

El presente trabajo documenta las dinámicas en el espacio y en el tiempo que han experimentado las praderas de *Zostera noltei* en los estuarios cantábricos, analiza la respuesta de este ecosistema frente a la subida del nivel del mar y el papel de las praderas de fanerógamas marinas en la protección costera. En el artículo se muestra que, aunque la tendencia actual parece seguir siendo de pérdida de área de distribución, en ciertos estuarios de la costa central cantábrica esa tendencia empezó a revertir en la década de los 2000. Se incide en que la subida del nivel del mar es una amenaza real para el hábitat de la especie, y a largo plazo su presencia en muchos estuarios cantábricos puede verse comprometida. Esta pérdida conllevará, entre otras consecuencias, la pérdida de los servicios ecosistémicos de adaptación y mitigación al cambio climático y, particularmente, del servicio de protección costera. No obstante, en el caso concreto de la bahía de Santander, la revisión de las respuestas y de los mecanismos de adaptación mostrados por las praderas de la bahía de Santander en el período de declive (1984-2000), permite tener confianza en la capacidad de *Z. noltei* para adaptarse a las condiciones cambiantes en el corto y medio plazo.

Agradecimientos

Los trabajos que apoyan esta contribución (proyectos Nano y Pradera) han sido desarrollados con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Referencias bibliográficas

- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C. J., Koch, E. W., Stier, A. C. and Silliman, B. R., (2011). The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services. *Ecological Monographs*. 81, 2: 169-193.
- Borsje, B. W., van Wesenbeeck, B. K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T. J., van Katwijk, M. M. and de Vries, M. B. (2011). How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*. 37: 113-122.
- Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D. and Greve, T. M. (2004). European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project. *Monitoring and Managing of European Seagrasses* EVK3-CT-2000-00044.
- Bouma, T. J., De Vries, M. B., Low, E., Peralta, G., Tanczos, I. C., van de Koppel, J. and Herman, P. M. J. (2005). Trade-offs Related to Ecosystem Engineering: A Case Study on Stiffness of Emerging Macrophytes. *Ecology*. 86, 8: 2187-2199.
- Calleja, F., Galván, C., Silió-Calzada, A., Juanes, J. A., Ondiviela, B. (2017). Long-term analysis of *Zostera noltei*: A retrospective approach for understanding seagrasses' dynamics. *Marine Environmental Research*. 130: 3-105.
- de los Santos, C. B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C.M., van Katwijk, M. M., & 21 autores más. (2019) Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communication*. 10: 3356. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>
- Frederiksen, M. D. Krause-Jensen, M. Holmer & J. S. Laursen. (2004). Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: Influence of physical setting. *Aquatic Botany*. 78: 147-165.
- Fonseca, M. S., Fisher, J. S., Zieman, J. C. & Thayer, G. W. (1982). Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 15: 351-364.
- Granek, E. F., Polasky, S., Kappel, C. V., Reed, D. J., Stoms, D. M., Koch, E. W., Kennedy, C. J., Cramer, L. A., Hacker, S. D., Barbier, E. B., Aswani, S., Ruckelshaus, M., Perillo, G. M. E., Silliman, B. R., Muthiga, N., Bael, D. & Wolanski, E. (2009). Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conservation Biology*. 24, 1: 207-216.

- Kairis, Peter A. & Rybczyk, John M. (2010). "Sea level rise and eelgrass (*Zostera marina*) production: A spatially explicit relative elevation model for Padilla Bay, WA, *Ecological Modelling*. 221, 7: 1005-1016.
- Koch, E. W., Sanford, L. P., Chen, S.-N., Shafer, D. J. & Smith, J. M. (2006). *Waves in Seagrass Systems: Review and Technical Recommendations*. U.S. Army Corps of Engineers. Washington, DC.
- Maxwell, P. S., Pitt, K. A., Burfeind, D. D., Olds, A. D., Babcock, R. C. & Connolly, R. M. (2014). Phenotypic plasticity promotes persistence following severe events: physiological and morphological responses of seagrass to flooding. *Journal of Ecology*. 102: 54-64.
- Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J. & van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering*. 87: 158-168.
- Ondiviela B., Fernández L., Puente A., García-Castrillo G. & Juanes J. A. (2018). Characterization of a resilient seagrass meadow during a decline period. *Scientia Marina* 82, 1.
- Ondiviela, B., Galván, C., Recio, M., Jiménez, M., Juanes, J. A., Puente, A & Losada. I. I. (2020). Vulnerability of *Zostera noltei* to Sea Level Rise: The Use of Clustering Techniques in Climate Change Studies. *Estuaries and Coasts*.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M. & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*. 56, 12: 987-996.
- Ruiz, J. M., Guillén, J. E., Ramos Segura, A. & Otero, M. M. (Eds.). (2015). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- Shaughnessy, F. J., Gilkerson, W., Black, J. M., Ward, D. H., Petrie, M. (2012). Predicted eelgrass response to sea level rise and its availability to foraging Black Brant in Pacific coast estuaries. *Ecological Applications*. 22, 6: 1743-61.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E. & 22 autores más (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*. 144, 7: 1961-1971.
- Spalding, M. D., Ruffo, S., Lacambra, C., Meliane, I., Hale, L. Z., Shepard, C. C. & Beck, M. W. (2014). The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*. 90: 50-57.

- Unsworth R. K. F., Collier C. J., Waycott M. et al. (2015). A framework for the resilience of seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. 100: 34-46.
- Valle, M., Chust, G., del Campo, A., Wisz, M. S., Olsen, S. M., Garmendia, J. M. & Borja, A. (2014). Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biological Conservation*. 170: 74-85.
- Waycott, M., Collier, C., McMahon, K., Ralph, P., McKenzie, L., Udy, J. & Grech, A. (2007). Vulnerability of seagrasses in the Great Barrier Reef to climate change. En: Great Barrier Reef Marine Park Authority (Eds.). *Climate change and the Great Barrier Reef: A vulnerability assessment*. Townsville, QLD: Great Barrier Reef Marine Park Authority.

Restauración de praderas marinas: estuarios vascos

Restoration of seagrasses: Basque estuaries

Joxe Mikel Garmendia

AZTI, Marine Research, Basque Research and Technology Alliance (BRTA)

jgarmendia@azti.es

Resumen

La restauración es una estrategia muy extendida en todo el mundo que, desde sus primeros intentos a mediados del siglo XX, pretende recuperar zonas de praderas marinas. Es un proceso complejo cuyo objetivo general es retornar a una situación preexistente y en el que participan muchos aspectos que se deben ir acotando: especie implicada, población donante, metodología, seguimiento posterior, etc. En las revisiones y guías metodológicas publicadas durante los últimos años se proponen recomendaciones para conservar las praderas marinas existentes y aumentar el nivel de éxito en actuaciones futuras de restauración. Las más recurrentes son la adecuada selección de los lugares a restaurar y la información/concienciación ciudadana sobre los valores de las praderas. Los trasplantes y la siembra de semillas son los métodos más comunes utilizados en la restauración de las praderas marinas. Las pruebas a pequeña escala realizadas con trasplantes y semillas en los estuarios del País Vasco (Butroe y Oria) ofrecen resultados esperanzadores tras 11 y 5 años de seguimiento respectivamente.

Palabras clave: *Zostera noltei*, intermareal, trasplantes, semillas, País Vasco

Abstract

Restoration is a widespread strategy around the world that, from its first attempts in the mid-20th century, aims to reclaim areas of seagrass. It is a complex process whose general objective is to return to a pre-existing situation and where many aspects must be decided: species involved, donor population, methodology, subsequent monitoring, etc. The methodological reviews and guides published in recent years propose recommendations to conserve existing seagrasses and increase the level of success in future restoration actions. The most recurrent are the correct selection of restoration places and the awareness campaigns with information about the values of these meadows. Transplants and seed planting are the most common methods used in seagrass restorations. Small-scale tests carried out with transplants and seeds in the estuaries of the Basque Country (Butroe and Oria) offer hopeful results after, respectively, 11 and 5 years of monitoring.

Keywords: *Zostera noltei*, intertidal, restoration, transplants, seeds, Basque Country

Introducción

DURANTE el siglo XX las praderas marinas mostraron un importante declive en su distribución a nivel mundial. Amplias extensiones de este hábitat vieron diezmadadas sus superficies por diversos motivos: enfermedades, ocupación y alteración de su hábitat natural, contaminación, etc. Ante esta negativa dinámica que conducía hacia una situación preocupante de este productivo y valioso ecosistema, la restauración se presentó como una posible alternativa para frenar dicho declive. Por ello, en la segunda mitad del siglo XX comenzaron a ejecutarse una serie de actuaciones de restauración obteniéndose resultados inicialmente positivos, y su aplicación se extendió por todo el mundo.

¿En qué consiste la restauración de las praderas marinas?

En general, la restauración se refiere al retorno a unas condiciones preexistentes (Fonseca et al. 1998). Se han propuesto muchas definiciones para la restauración (Thayer et al. 2003), pero en el presente contexto se trata del conjunto de acciones realizadas para recuperar una zona (o pradera) que ha sido alterada (normalmente, dañada) por distintas actuaciones, en su mayoría, de origen humano. O, de una manera algo más compleja, tal y como lo consideraron Turner y Streever 2002 y Thayer et al. 2003, se podría definir como el proceso de restablecimiento de un hábitat autosostenible que ofrezca unas condiciones naturales en lo que a estructura y funciones se refiere.

¿Por qué restaurar las praderas marinas?

Los hábitats costeros, donde se incluyen las praderas marinas, han sufrido una fuerte alteración y destrucción relacionadas con el crecimiento de la población en las cuencas costeras. Inundaciones, dragados, rellenos, construcciones, diques y derrames de aguas residuales u otros contaminantes han estresado severamente muchos hábitats costeros (Dahl 1990). En la década de 1960, cuando la contaminación se convirtió en un tema social y político relevante, se llevaron a cabo intentos coordinados para restaurar a su estado previo ecosistemas costeros dañados.

Los hábitats costeros aportan, por un lado, valor ecológico, ya que actúan como hábitat fundamental para miles de especies ofreciendo refugio, zonas de puesta y alimento; también actúan como zonas de amortiguación filtrando el sedimento y la contaminación que procede del drenaje terrestre, y mejorando la calidad del agua, recargando los acuíferos, reduciendo los efectos de las inundaciones y aluviones de tormentas, y evitando la erosión. Por otro lado, los hábitats costeros aportan valor cultural, incluyendo recreo (navegación, pesca, natación, surf y observación de aves), zona de morada, conocimiento científico y disfrute paisajístico. Y, además, el turismo, la pesca comercial y recreativa, y el transporte son algunos ejemplos de servicios que contribuyen a la economía humana, tanto de manera local como a nivel nacional. Por tanto, debido a sus abundantes valores ecológicos, culturales y económicos, los hábitats costeros deberían ser cuidadosamente gestionados por el beneficio mutuo de todos (Thayer et al. 2003).

Los numerosos beneficios aportados por las praderas marinas están reconocidos por la comunidad científica y se piensa que representan uno de los hábitats costeros más productivos del mundo (Short & Wyllie-Echeverria 1996), por tanto, se considera completamente justificado todo esfuerzo dirigido, en primer lugar, a la protección y conservación de las praderas existentes y, en segundo lugar, a la recuperación de las praderas alteradas o desaparecidas. Dentro de esta estrategia se encuentra la restauración de las praderas en los estuarios del País Vasco, donde se han realizado pruebas de trasplante y siembra de semillas cuyos resultados se expondrán más adelante.

Restauración de praderas

El primer trasplante registrado se llevó a cabo en Europa en 1939 (Reigersman et al. 1939; Paling et al. 2009). Desde entonces, el movimiento para restaurar y crear humedales costeros se extendió a lo largo de todo el mundo, convirtiéndose en una actividad bastante común en los distintos países. De esta manera, cada país aplicó de manera individual sus respuestas a los problemas causados por las políticas inapropiadas de relleno o de ganar terreno al mar llevadas a cabo en el pasado (APB Southampton 1998).

En este contexto, la continua pérdida de praderas marinas ha potenciado la relevancia de una investigación enfocada hacia la restauración y mitigación. La capacidad de mitigar satisfactoriamente la pérdida de praderas por medio

de la restauración y/o trasplantes es fundamental desde el punto de vista ecológico y económico, ya que las praderas proporcionan numerosos servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997; Duarte et al. 2008). La preocupación sobre la tendencia negativa en la cobertura y distribución del hábitat de pradera marina en los países europeos así como en el resto del mundo (Duarte 2009; Waycott et al. 2009; Cunha et al. 2011) contribuyó en el desarrollo de numerosos programas de restauración en las costas europeas. La restauración de praderas está considerada como una estrategia importante para recuperar áreas dañadas o alteradas, por ello ha sido el foco de muchos grupos de investigación de Portugal, España, Holanda, Francia... Como consecuencia de ello se han publicado numerosos trabajos sobre este tema, pero, de todos modos, mucha información permanece en la literatura gris de difícil acceso. Recientemente se están promocionando intentos internacionales para recopilar dicha información sobre los métodos y objetivos de los esfuerzos realizados (APB Southampton, 1998).

Recomendaciones generales

Aunque la restauración de las praderas marinas requiere una gran inversión económica e históricamente han fracasado muchos intentos (Wear 2006; Cunha et al. 2012), en la última década se han usado nuevas técnicas que han mostrado resultados favorables con un coste viable (van Katwijk et al. 2016).

En este contexto, ante la situación actual de las praderas marinas a escala global, se proponen las siguientes recomendaciones generales (Cunha et al. 2012; Unsworth et al. 2019):

1. Aumentar la concienciación y preocupación ciudadana sobre las praderas marinas en toda Europa por medio de esfuerzos en educación para los ciudadanos, políticos, gestores y legisladores; promoción de campañas de concienciación, cooperación y ayudas a ONG, estudiantes, pescadores...
2. Determinar la distribución, la cobertura y el estado de conservación de las praderas marinas en cada estado miembro de la UE para hacer posible una protección y gestión eficaz.
3. Exigir a los gestores, legisladores, y políticos que protejan las praderas existentes hasta donde las leyes actuales lo permitan. Hay varios regla-

mentos sobre hábitats marinos que se pueden aplicar: deben darse a conocer. En caso necesario, modificar las actuales normas para proteger mejor las praderas y desarrollar nuevos reglamentos para la protección, por ejemplo, frente a la actividad pesquera.

Recomendaciones técnicas para la restauración de las praderas marinas

Se recomiendan las siguientes acciones para antes del inicio de un proyecto de restauración (Cunha et al. 2012):

1. Establecer objetivos claros.
2. Definir los métodos de seguimiento y los criterios de éxito, y preparar un seguimiento a largo plazo (5-10 años).
3. Incluir el seguimiento de la población donante.
4. Asegurarse de que se conocen bien todas las amenazas locales para las praderas marinas (bioturbación, herbívoros, hidrología, movimientos de sedimento, impactos humanos, etc.). Analizar todo posible impacto basado en una revisión bibliográfica, en la medida de las condiciones físicas, en la evaluación de las condiciones generales del ecosistema (Fonseca 2011) y comenzar solo cuando todas las amenazas que provocan la regresión de la pradera han sido controladas o eliminadas.
5. Antes de abordar un proyecto a gran escala, iniciar el proceso con una prueba de restauración a pequeña escala.
6. Consultar con agentes y pescadores locales para adquirir un mayor conocimiento de la zona implicada puede ser de gran ayuda.
7. Distribuir los ensayos en diferentes lugares y con distintos métodos.
8. Predisposición para aprender frente a amenazas inusuales y estar dispuesto a cambiar los planes basado en los resultados obtenidos. La gestión adaptativa debe ser la base de un proyecto de restauración (Restauración Adaptativa, Fonseca 2011).
9. Aprender de la experiencia de otros investigadores y usar la información para mejorar la metodología en lugares específicos. A pesar de que ocurran casos de éxito momentáneos, parece que se requieren más de 5-10 años para comenzar a emitir conclusiones con cierto peso.

10. Publicar los resultados (a pesar de que sean negativos) y aumentar el intercambio de experiencias.
11. Identificar todas las limitaciones o alteraciones procedentes de otros usos (arrastres, recolección de marisco y cebo vivo, actividades turísticas) así como su magnitud y frecuencia. Estas actividades pueden afectar directamente en el resultado de la restauración.

Recomendaciones para la conservación de las praderas marinas

A pesar de todo, en general, la conservación de las praderas marinas como productivos y extensos ambientes naturales se presenta como una alternativa más razonable, eficiente y fiable que la restauración o la rehabilitación (van Katwijk et al. 2016; Unsworth et al. 2018). Por ello:

1. La conservación de las praderas marinas existentes y los esfuerzos realizados con ese objetivo deberían ser una prioridad europea. Cada ambiente es único por sí mismo y la conservación de todas las praderas marinas actuales es esencial para mantener y restaurar los océanos.
2. En ningún caso la restauración debería ser considerada como primera alternativa en la planificación para la mitigación de los impactos generados por proyectos de desarrollo costero. El éxito de la restauración es generalmente demasiado bajo para justificarla como medida de compensación frente a actividades económicas. Al trabajar en zonas con praderas, los gestores deberían seguir una secuencia adecuada de mitigación. En el caso de llegarse a la compensación, el objetivo que siempre debe guiar en toda restauración debería ser la “No pérdida neta”. En el caso de la compensación, la restauración debería tener en cuenta el siguiente orden: “misma especie en el mismo lugar”, “otra especie en el mismo lugar”, “otra especie en otro lugar”.
3. Dar prioridad al potencial de la restauración natural.
4. Presionar a los gobiernos para catalogar las especies de las praderas marinas como especies prioritarias o protegidas. Toda actividad humana que provoque un impacto sobre los ecosistemas marinos debería estar condicionada por la preservación de la biodiversidad.
5. Dado que la mayoría de las entidades que trabajan en la implementación de proyectos de conservación de praderas (institutos de investigación,

departamentos oficiales, ONG) habitualmente realizan una insuficiente inversión en acciones de educación y comunicación pública, se recomienda que consideren la contratación de especialistas en relaciones públicas o marketing para ayudar a mejorar dicha comunicación.

6. Incluir ONG locales o nacionales en los proyectos.
7. Para verificar la magnitud real del esfuerzo, éxito y progreso de la restauración de praderas marinas es importante animar a los investigadores a compartir esta información y, a los editores, a publicarla, sean éxitos o sean fracasos.

Métodos de restauración de praderas marinas

En la actualidad hay distintos métodos para abordar la restauración de una pradera marina y la elección de uno de ellos dependerá de muchos factores que han de analizarse antes de iniciar ninguna actuación. A la hora de decidir la metodología adecuada es relevante entre otras cosas: (1) conocer la(s) especie(s) implicada(s); (2) si se trata de una zona intermareal o submareal; (3) si es una zona fangosa o arenosa; (4) disponer de una población donante; (5) disponer de medios económicos y humanos; (6) disponer de un seguimiento posterior prolongado. La lectura de la bibliografía sobre experiencias previas y las conversaciones con investigadores y/o agentes participantes en actuaciones previas ayudarán sin duda en la toma de esta decisión. De todos modos, hay que ser conscientes de la especificidad de cada zona: no hay dos zonas iguales. Por tanto, no es extraño que un método que ha mostrado resultados positivos en una zona no sirva para otra: se debe estar preparado para incorporar modificaciones, adaptaciones o ajustes en cada lugar.

Entre los métodos más habituales para acometer una restauración se encuentran el trasplante y la siembra de semillas (Wear 2006). El trasplante consiste en trasladar una planta concreta de un lugar a otro. Para ello se dispone de una población donante de la mencionada planta y de una zona receptora que se pretende restaurar. Dentro de este esquema básico, se pueden encontrar muchas variantes en función de cómo se obtienen los ejemplares en la zona donante y de cómo se plantan o fijan en la zona receptora. En la zona donante se pueden extraer las plantas desnudas (libres de sedimento) o se puede cavar y extraer bloques de sedimento con las plantas enraizadas en su interior. Por otro lado, en la zona receptora, la forma de la fijación de la planta puede



Figura 1. Métodos de trasplante. Plantas desnudas fijadas con (a) grapas/ganchos o (b) atadas a rejillas. (c) Bolsa de red con hojas reproductoras portadoras de semillas sujeta a boyas. (d) Bloques del fondo de pradera donante (sedimento con plantas) para ser introducidos en el fondo de la zona receptora. Imágenes tomadas de Erftemeijer (2020).

hacerse mediante grapas o rejillas clavadas en el fondo, de manera individual o agrupada, sujetas a una especie de lastre, introduciendo en el fondo las plantas desnudas o con sedimento, etc. (Figura 1). El uso de una técnica u otra afectará en el impacto generado en la zona donante. En el caso de la siembra de semillas, es necesario conocer el ciclo reproductivo de la planta, su desarrollo en la población donante y la recolección de un elevado número de semillas. La combinación de todas estas variantes ofrece una amplia gama de posibilidades, y cada tipología presenta sus ventajas e inconvenientes.

Actuaciones en estuarios del País Vasco

En el año 2008 tres de los doce estuarios del País Vasco presentaban praderas marinas (Garmendia et al. 2013); en concreto, formadas por la especie *Zostera noltei* en la zona intermareal de los estuarios del Oka, Lea y Bidasoa (Figura 2). Teniendo en cuenta los bienes y servicios aportados por las praderas marinas, y de acuerdo con el movimiento europeo que propugnaba la restauración de las praderas marinas, el Centro Tecnológico de Investigación Marina AZTI analizó la situación de los estuarios del País Vasco en lo que a su idoneidad de hábitat se refiere, y elaboró un orden de posibles estuarios candidatos para ser restaurados (Garmendia et al. 2010).



Figura 2. Estuarios de la costa vasca en 2008. Estrella verde: presencia de praderas marinas. Círculo azul: ausencia de praderas marinas.

Pruebas de trasplantes

Tomando como población donante la presente en el estuario del Oka, se llevaron a cabo unos trasplantes al estuario del Butroe, donde no había conocimiento de la existencia previa de pradera marina (Figura 3). En el año 2009 se trasplantaron 0,48 m², en 2011 1,23 m² y en 2012 3,08 m².

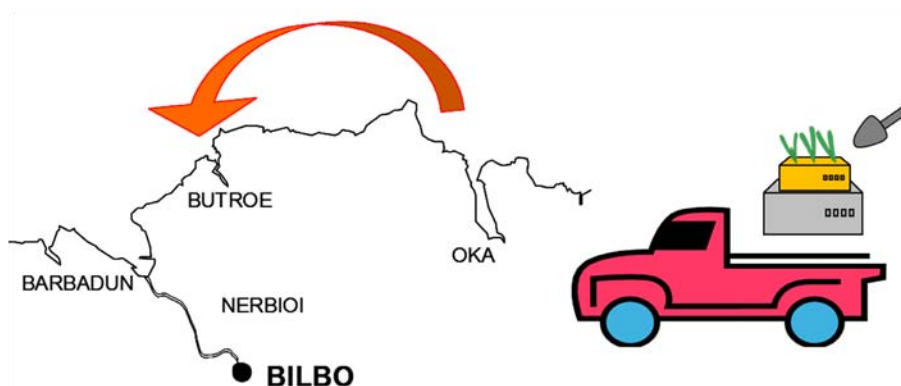


Figura 3. Trasplante. Transporte de ejemplares de *Zostera noltei* del estuario del Oka al estuario del Butroe.

En total se trasplantaron 4,79 m² (Figura 4) distribuidos en cinco manchas. En julio de 2020 la superficie ocupada por la especie *Zostera noltei* era de 40,41 m²; es decir, después de 8-11 años y, tras presentar una variabilidad interanual bastante acusada, la pradera había aumentado más de 8 veces su superficie inicial (Figura 5).

En el transcurso del seguimiento posterior a los trasplantes, se han observado fuertes altibajos de la superficie de ocupación (Figura 5) sin motivo aparente (por ejemplo, en los años 2016, 2017 y 2020), por lo que se entiende que en esta zona esta especie presenta una gran variabilidad interanual. Por otro lado, en todos estos años se ha presenciado un comportamiento desigual entre las distintas manchas trasplantadas, llegando a desaparecer algunas de ellas. No obstante, han aparecido nuevas manchas en otros puntos del estuario que han contribuido a la supervivencia de la pradera y al aumento de su superficie de ocupación. En definitiva, a pesar del buen resultado del último año de seguimiento (2020) así como de la tendencia ascendente presentada en la superficie de ocupación, aún hay que ser precavidos y continuar con el seguimiento en vista de la fuerte variabilidad interanual mencionada anteriormente.

También se debe mencionar que no todos los intentos resultan satisfactorios: algunos trasplantes que se han llevado a cabo han fracasado. Por ejemplo, los realizados en una zona más arenosa y cercana al canal principal del río en el mismo estuario del Butroe; y los ejecutados, también en sedimento arenoso, en el estuario del Urola. En ambos casos los malos resultados son



Figura 4. Traslante. (1, 2) Extracción de plantas en la población donante; (3) impacto generado en la extracción; (4) unidad de trasplante; (5) zona receptora; (6, 7) agujero e inserción de la unidad de trasplante; (8) unidades trasplantadas en la zona receptora.

achacables a una inadecuada elección, no del estuario, sino de la zona receptora. Estos fracasos o resultados no deseados forman parte del proceso de aprendizaje que lleva implícita la investigación, y sirven para avanzar en los estudios mediante la inclusión de adaptaciones en posteriores pruebas, por lo que también deben ser divulgados.

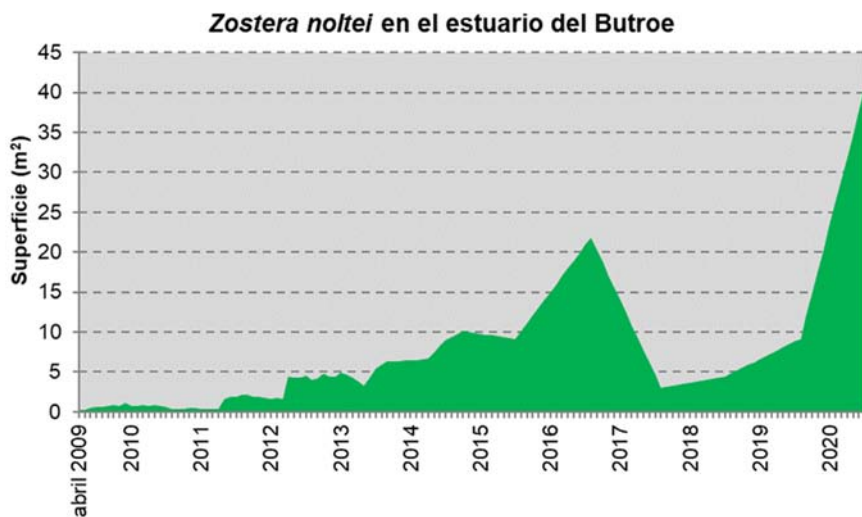


Figura 5. Evolución de la superficie ocupada por pradera marina (*Zostera noltei*) en el estuario del Butroe. Pradera trasplantada.

Pruebas con semillas

Se han realizado pruebas con semillas en distintos estuarios, con diferente resultado (Garmendia 2015). Las siembras efectuadas en los estuarios del Butroe, del Urumea y del Bidasoa no han sido satisfactorias. Por el contrario, en el estuario del Oria se han obtenido resultados esperanzadores.

Las semillas utilizadas en las siembras fueron recolectadas en las praderas del Bidasoa y del Oka (Garmendia 2015). Estas semillas fueron introducidas en el sedimento del estuario del Oria, aproximadamente a 1 cm de profundidad, en los años 2015 y 2016, en 20 cuadrados de 25 x 25 cm; en algunos cuadrados 5 semillas y en otros 25. En las visitas anuales posteriores se observó el desarrollo de la planta en cada uno de los cuadrados (Figura 6).

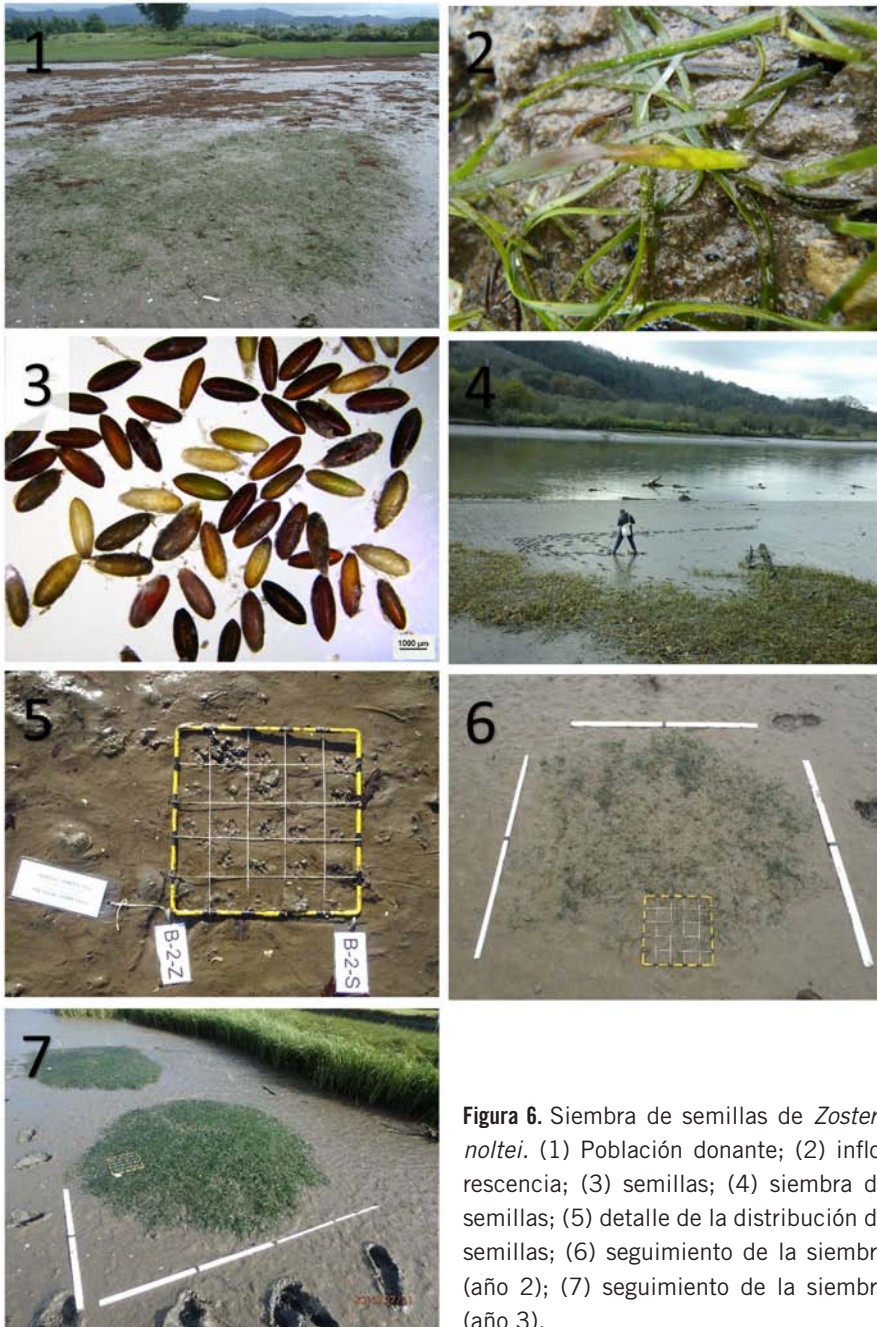


Figura 6. Siembra de semillas de *Zostera noltei*. (1) Población donante; (2) inflorescencia; (3) semillas; (4) siembra de semillas; (5) detalle de la distribución de semillas; (6) seguimiento de la siembra (año 2); (7) seguimiento de la siembra (año 3).

Cuatro de los 20 cuadrados sembrados reflejaron el desarrollo de la planta, es decir, el 20 % de los cuadrados sembrados resultaron productivos, mostrando una respuesta distinta en función del número de semillas utilizadas y la procedencia de dichas semillas. Por un lado, parece que la siembra de 25 semillas por cuadrado ofrece mejores resultados que 5 semillas por cuadrado; por otro lado, las semillas del Oka se desarrollan mejor que las del Bidasoa (Figura 7). En general son buenos resultados, no obstante, deben considerarse resultados preliminares, ya que aún se debe continuar con el seguimiento y esperar un tiempo prudencial más largo (5-10 años).

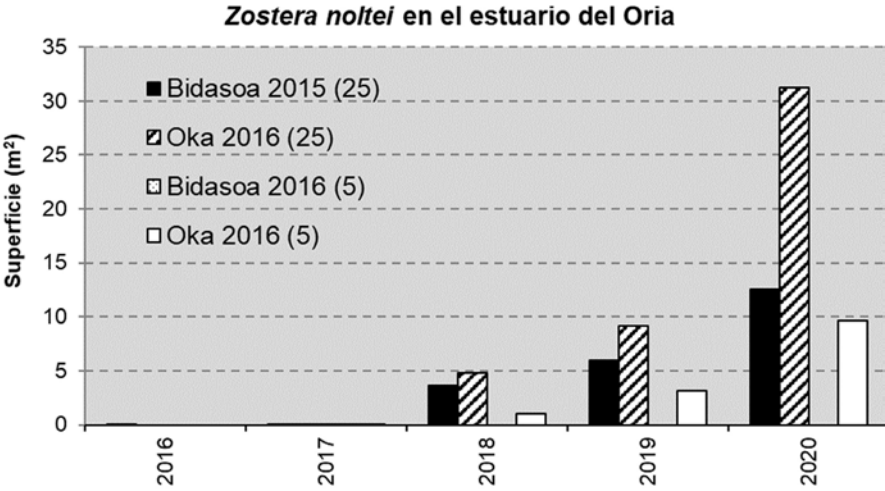


Figura 7. Evolución de la superficie ocupada por pradera marina (*Zostera noltei*) en el estuario del Oria. Pradera sembrada. Procedencia de las semillas: Bidasoa, Oka. Año de siembra: 2015, 2016. Número de semillas sembradas en cuadrado de 25 x 25 cm: 5, 25.

Conclusiones

- Es preferible esforzarse en conservar los ecosistemas costeros existentes, incluidas las praderas marinas, que tener que recurrir a cualquier actuación de recuperación, incluida la restauración.

- En ningún caso debería considerarse la restauración como primera alternativa en la planificación para la mitigación de los impactos generados por proyectos de desarrollo costero.
- Se debe aumentar la concienciación y preocupación ciudadana sobre las praderas marinas, mediante acciones de educación y comunicación pública.
- Antes de iniciar la restauración, se deben conocer bien todas las amenazas locales para las praderas marinas y otros usuarios de la zona.
- Durante la restauración se debe aprender con los imprevistos y dificultades y reconducir el plan si es necesario (Restauración Adaptativa).
- Se deben publicar los resultados de todas las actuaciones de restauración (a pesar de que sean negativos) y aumentar el intercambio de experiencias.
- Se debe seleccionar adecuadamente la zona receptora de la actuación.
- Es imprescindible llevar a cabo un seguimiento a largo plazo posterior a la actuación de restauración, mínimo de 10 años.
- Tanto los trasplantes como la siembra de semillas llevados a cabo en los estuarios vascos del Butroe y Oria están resultando satisfactorios.
- En base a las pruebas realizadas con trasplantes y semillas, los estuarios del Butroe y del Oria parecen adecuados para recibir actuaciones de restauración a gran escala.
- En los estuarios vascos, parece que la siembra de semillas da un mejor resultado que los trasplantes.

Agradecimientos

Parte del contenido del presente trabajo corresponde al proyecto “Trabajos de restauración de *Zostera noltii*”, realizado en el marco del convenio de colaboración entre la Agencia Vasca del Agua URA y la Fundación AZTI. Quisiera agradecer a Txingudi Ekoetxea y al Patronato de la Reserva de la Biosfera Urdaibai por autorizar y facilitar las tareas en las marismas de Txingudi (Bidasoa) y en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, respectivamente. Esta es la contribución n.º 1004 de la Unidad de Investigación Marina de AZTI (Basque Research and Technology Alliance, BRTA).

Referencias bibliográficas

- ABP Southampton (1998). *Review of coastal habitat creation, restoration and recharge schemes. Report N.º R. 909*. ABP Research & Consultancy Ltd., Southampton.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M. Hannon, B., Limburg, K., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.
- Cunha, A. H., Assis, J. & Serrao, E. A. (2011). Seagrasses in Portugal: a most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*. 104: 193-203.
- Cunha, A. H., Marbá, N. N., van Katwijk, M. M., Pickerell, C., Henriques, M., Bernard, G., Ferreira, M. A., Garcia, S., Garmendia, J. M. & Manent, P. (2012). Changing paradigms in seagrass restoration. *Restoration Ecology*. 20, 4: 427-430.
- Dahl, T. E. (1990). *Wetland loss in the United States 1780's to 1980's*. United States Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Duarte, C. M., Borum, J., Short, F. & Walker, D. (2008). Seagrass ecosystems: their global status and prospects. En: Poluin, N. (Ed.) *Aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Foundation for Environmental Conservation. 281-294 pp.
- Duarte, C. M. (2009). *Global loss of coastal habitats: rates, causes and consequences*. FBBVA, Madrid, Spain.
- Erftemeijer, P. L. A. (2020). *Seagrass Ecosystem Restoration Guidelines for the Western Indian Ocean Region*. Informe de WIOSAP (Strategic Action Programme for the protection of the Western Indian Ocean), financiado por las Naciones Unidas (Nairobi Convention), 52 pp.
- Fonseca, M. S. (2011). Addy revisited: what has changed with seagrass restoration in the last 64 years? *Restoration Ecology*. 29: 73-81.
- Fonseca, M. S., Kenworthy, W. J. & Thayer, G. W. (1998). *Guidelines for the Conservation and Restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters*. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series N.º 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD.
- Garmendia, J. M. (2015). Primeros datos sobre producción, fenología y viabilidad de semillas de la fanerógama marina *Zostera noltei* en los estuarios del País Vasco. *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*. 22, 2: 15-32.

- Garmendia, J. M., Rodríguez, Borja, Á. & Franco, J. (2010). Clasificación de los estuarios del País Vasco como zonas potenciales para la restauración de praderas intermareales de *Zostera noltii*. *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*. 17, 4: 40-61.
- Garmendia, J. M., Valle, M., Borja, Á., Chust, G. & Franco, J. (2013). Cartografía de *Zostera noltii* en la costa vasca: cambios recientes en su distribución (2008-2012). *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*. 20, 1: 1-22.
- Paling, E. I., Fonseca, M. S., van Katwijk, M. M. & van Keulen, M. (2009). Seagrass restoration. En: Perillo, G. M. E. et al. (Eds.). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Amsterdam, Elsevier: 687-713.
- Reigersman, C. J. A., Houben, G. F. H. & Havinga, B. (1939). *Rapport omtrent den invloed van de wierziekte op den achteruitgang van de wierbedrijven, met Bijlagen*. Provinciale Waterstaat in Noord-Holland, Haarlem.
- Short, F. T. & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbances of seagrasses. *Environmental Conservation*. 23: 17-27.
- Thayer, G. W., McTigue, T. A., Bellmer, R. J., Burrows, F. M., Merkey, D. H., Nickens, A. D., Lozano, S. J., Gayaldo, P. F., Polmateer, P. J. & Pinit, P. T. (2003). *Science-Based Restoration Monitoring of Coastal Habitats. Volume One: A Framework for Monitoring Plans under the Estuaries and Clean Waters Act of 2000 (Public Law 160-457)*. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 23. Volume 1. NOAA National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 35 pp. plus appendices.
- Turner, R. E. & Streever, B. (2002). *Approaches to Coastal Wetland Restoration: Northern Gulf of Mexico*. SPB Academic Publishing, The Hage, The Netherlands.
- Unsworth, K. F., McKenzie, L. J., Nordlund, L. M. & Cullen-Unsworth, L. C. (2018). A changing climate for seagrass conservation? *Current Biology*. 28: R1229-R1232.
- Unsworth, R. K. F., McKenzie, L. J., Collier, C. J., Cullen-Unsworth, L. C., Duarte, C. M., Eklof, J. S., Jarvis, J. C., Jones, B. L. & Nordlund, L. M. (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*. 48: 801-815.
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., Althuisen, I. H. J., Balestri, E., Bernard, G., Cambridge, M. L., Cunha, A., Durance, C., Giesen, W., Han, Q., Hosokawa, S., Kiswara, W., Komatsu, T., Lardicci, C., Kun-Seop Lee, K. S., Meinesz, A., Nakaoka, M., O'Brien, K. R., Paling, E. I., Pickerell, C., Ransijn, A. M. A. & Verduin, J. J. A. (2016). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*. 53: 567-578.

- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L. Jr., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T. & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA (PNAS)*. 106: 12377-12381.
- Wear, R. J. (2006). *Recent advances in research into seagrass restoration*. Prepared for the Coastal Protection Branch, Department for Environment and Heritage. SARDI Aquatic Sciences Publication No. RD04/0038-4. SARDIO- Aquatic Sciences, Adelaide.

El valor ecológico, social y económico de las fanerógamas marinas

The ecological, social and economical value of seagrasses

Miguel Ángel Mateo^{1,2}, Verónica García-Redondo³, Carmen Leiva-Dueñas¹, Oscar Serrano^{2,1}, Elena Díaz-Almela¹

1 Centro de Estudios Avanzados de Blanes, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

2 School of Sciences and Centre for Marine Ecosystems Research, Edith Cowan University.

3 Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia

mateo@ceab.csic.es

Resumen

El debate sobre el valor, la importancia, o el precio de un ecosistema es secular y sin duda prevalecerá mientras el ser humano siga existiendo. Los esfuerzos que reivindican un valor relacional o intrínseco para los ecosistemas han demostrado ser poco o nada útiles para su conservación. El valor instrumental, es decir, aquel que puede convertirse fácil y directamente en divisa, parece ser el único que provoca una respuesta efectiva en la sociedad cuando se plantea salvaguardar la integridad total o la sostenibilidad en la explotación de un recurso natural.

Las praderas de fanerógamas marinas proporcionan una inmensa variedad de servicios con un potencial de monetización también muy amplio, desde su valor como bioindicadoras del estado de salud pasado, presente y futuro de nuestras costas, hasta el más reciente como sumideros y reservorios de carbono. Paradójicamente, el primero sería de un valor incalculable pero casi imposible de cotizar, mientras que el último tendría un valor discreto pero fácil de monetizar en los mercados voluntarios de carbono.

Este capítulo visita algunos de los servicios más relevantes de las praderas marinas incluyendo aquellos derivados de su función como creadoras de estructura, como base de cadenas tróficas, o como archivos de información ambiental.

Palabras clave: Servicios de ecosistema, valor instrumental, valor intrínseco, fanerógamas marinas, resiliencia.

Abstract

The debate about the value, importance, or price of an ecosystem is secular and will certainly prevail as long as human beings continue to exist. Efforts that claim a relational or intrinsic value for ecosystems have proven to be little or of no use for their conservation. The instrumental value, that is, one that can be converted easily and directly into currency, seems to be the only one that provokes an effective response in society when it comes to safeguard total integrity or sustainability in the exploitation of a natural resource.

Seagrass meadows provide an immense variety of services with an also very broad monetization potential, from their value as bioindicators of the past, present and future health status of our coasts, to the most recent as sinks and carbon reservoirs. Paradoxically, the former would be invaluable but almost impossible to price, while the latter would have a discreet value but very easy to monetize in the voluntary carbon markets.

This chapter visits some of the most relevant services of seagrass meadows including those derived from their role as builders of structure, as foundations for trophic chains, or as environmental information archives.

Keywords: Ecosystem services, instrumental value, intrinsic value, marine phanerogams, resilience.

Introducción

SE ha escrito mucho sobre las funciones que desempeñan las fanerógamas marinas en las costas del planeta, mayoritariamente enfatizando en su valor instrumental (Justus et al. 2009; Figura 1). A través de estas funciones o servicios, el ser humano recibiría unos beneficios convertibles en divisa. Si bien se viene demostrando que poner precio al valor instrumental de los ecosistemas puede ser efectivo para su conservación en algunos casos (riqueza pesquera, madera, energía, materiales, fijación de carbono, atractivo turístico, etc.), esa conversión no siempre es directa, dejando a muchos ecosistemas desprovistos de esa vacuna que les salvaría de ser considerados ‘prescindibles’. El problema es de base.



Figura 1. Clasificación ‘clásica’ de los servicios de ecosistema prestados por los ecosistemas. Las praderas de fanerógamas marinas proveen de productos para la alimentación (pesca) y para otros usos menores (agricultura, ganadería, construcción), contribuyen a la regulación de dinámicas y procesos (estabilización de sedimentos, acumulación de carbono), son la base de cadenas tróficas costeras y probablemente de zonas profundas (apoyo), y proporcionan información sobre el estado de los ecosistemas costeros y terrestre adyacentes (función bioindicadora y paleoecológica), calidad para las aguas que habitan y bienestar inmaterial.

El papel de muchos ecosistemas en el funcionamiento global de nuestro planeta es desconocido o poco evidente. La ciencia avanza pero tiene sus ritmos y limitaciones. Hace poco más de una década, nadie había prestado atención al papel como reservorio de carbono que desempeñan los ecosistemas de grandes productores primarios de nuestros mares. Hoy, ese papel sitúa a los bosques de manglar, las marismas y las praderas de fanerógamas marinas como zonas sensibles a proteger para evitar empeorar el calentamiento global, la erosión de nuestras costas y la pérdida de biodiversidad (Spivak et al. 2019). Así, con independencia del valor económico que se les pueda asignar, ahora vemos con mayor claridad que nos interesa conservar las praderas marinas porque intuimos mejor que forman parte de la armonía de un todo y que por tanto contribuyen a la resiliencia de nuestra propia especie (Grumbach & Hamant 2020).

Veamos algunas de esas contribuciones que actualmente ocupan a la comunidad científica experta.

Derivadas de su función estructural

Tema de debate en parte de la comunidad de expertos en ecología de fanerógamas marinas es la naturaleza del sustrato en que arraigan y crecen (Kristensen & Rabenhorst 2015). Si bien algunas lo pueden hacer sobre roca o sustratos de grano muy grueso (desde arenas gruesas a guijarros) como *Posidonia oceanica*, la mayoría lo hacen preferentemente sobre lodos y arenas finas. La inmensa mayoría de investigadores se refiere al sustrato bajo las praderas marinas como “sedimentos”. Solo recientemente se ha iniciado una corriente para reivindicar su posible naturaleza de “suelo”. Las implicaciones no son pocas. De entrada, redirigen la noción y concepción de estos sustratos desde una de movilidad, inestabilidad, e inmadurez (un sedimento), hacia otra de mayor estabilidad y riqueza (un suelo). El mero hecho de reflexionar sobre este cambio de paradigma, hace aflorar una serie de funciones que nunca hubiéramos atribuido a un sedimento pero sí a un suelo.

Un suelo es un sustrato mineral transformado química y físicamente por la acción de la vegetación y de otros seres vivos que arraigan y habitan en él. El establecimiento de una rizosfera bien desarrollada aporta estabilidad y estructura tridimensional a un sedimento. De estas dos propiedades emanan funciones clave.

- **Estabilización del suelo.** Todos hemos oído hablar del grave problema de desertificación que sufre el planeta (Burrell et al. 2020). En ecosistemas continentales, la pérdida de la cubierta vegetal supone la pérdida de la capacidad de fijación del suelo lo que, a su vez, puede venir acompañado de la erosión del suelo y la consiguiente pérdida de la fertilidad y del potencial de regeneración del ecosistema. El sustrato de aquellas zonas costeras que han perdido su cubierta vegetal presentará una mayor susceptibilidad a la resuspensión, transporte y erosión, que hará imposible el establecimiento de cualquier comunidad madura y diversa (ver por ejemplo Walter et al. 2020 y las referencias que allí se citan).
- **Resiliencia de la línea de costa.** La previsible continuación y posible aceleración de la elevación del nivel del mar así como el aumento en la intensidad y frecuencia de los temporales costeros extremos, se deben a una mayor energía disponible en la atmósfera atribuibles al calentamiento del planeta. La presencia de praderas marinas y otros ecosistemas costeros saludables flanqueando nuestro litoral atenúa los efectos de estas consecuencias del cambio global (Guannel et al. 2016; Nardin et al. 2018). Por un lado, las largas hojas acintadas de las fanerógamas marinas (de más de 1 metro de longitud en *P. oceanica* y superiores a 70 cm en *Zostera marina*), disipan de forma efectiva el hidrodinamismo generado por el oleaje, que llega a la orilla amortecido. Por otro, el crecimiento de algunas fanerógamas marinas conlleva la elevación del suelo marino lo que junto a su capacidad colonizadora, puede acompasarse al ritmo de elevación del nivel medio del mar, aumentando la eficacia y resiliencia de aquel efecto atenuador. En su conjunto, el resultado es una mayor estabilidad del trazado de la línea de costa y la disminución de su susceptibilidad a la erosión ante temporales extremos.
- **Creación de hábitat.** La estructura tridimensional en los ecosistemas está relacionada positivamente con su biodiversidad. Si además esta estructura es irregular, es decir, si presenta anfractuosidades (surcos, depresiones, cavidades, etc.), la diversidad alcanza valores máximos (Serrano et al. 2017; Pygas et al. 2020; Torres-Pulliza et al. 2020). Recordemos aquí que la biodiversidad en el planeta constituye un seguro de resiliencia, es decir, la multiplicidad de funciones que desempeñan las diferentes especies, y las redundancias y solapamientos entre esas funciones, aseguran la estabilidad de las *constantes vitales* de nuestros ecosistemas (Hyman et al. 2019; Biggs et al. 2020). Y es de esa diversidad de donde

se deriva la riqueza de recursos naturales que podemos disfrutar los seres humanos.

Las praderas de fanerógamas marinas ofrecen multitud de micro-hábitats que sirven de residencia, refugio, criadero, y fuente de alimentación a multitud de especies, muchas de ellas de elevado valor comercial (Unsworth et al. 2019). No olvidemos que aunque muchas de las especies que habitan las praderas no sean un recurso directamente explotado, pueden ser fuente de alimento o de apoyo para las que sí lo son. Así, por ejemplo, la abundancia de moluscos en praderas que forma *Zostera* spp. en el intermareal no solo es elevada si no que su presencia es en gran medida responsable de la abundancia que encontramos en áreas sin pradera (ver, por ejemplo, Lohrer et al. 2016). El que habitualmente la talla de, por ejemplo, los berberechos que crecen en la pradera, sea algo inferior a la de los que crecen fuera de ella, indica que la pradera está desempeñando el papel de guardería para las larvas de los berberechos, es decir, de zona de reclutamiento estable (Lundquist et al. 2004), protegida de pequeños depredadores (Hines et al. 1997), y proveedora de abundante materia orgánica (partículas finas de materia orgánica procedente de la propia fanerógama o de las partículas que atrapan sus hojas; González-Ortiz et al. 2014).

- **Creación de sumideros geoquímicos.** Valga el recurso literario de equiparar a las praderas marinas con *alfombras biológicas* en que quedan atrapadas, ya entre sus fibras o bajo la propia alfombra, todo tipo de partículas y sustancias. Por un lado, la atenuación del hidrodinamismo como consecuencia de la fricción del agua con el dosel foliar de las praderas referido con anterioridad, favorece la sedimentación de partículas, su atrapamiento entre las hojas y, eventualmente, su enterramiento durante décadas, siglos o milenios (Serrano et al. 2012, 2020). Por otro, la eficiencia en la bio-acumulación de multitud de sustancias por parte la vegetación acuática es conocida desde hace décadas y su potencial en estrategias de fitoremediación, muy apreciado (ver por ejemplo Lee et al. 2019). Así, las praderas marinas reducen el tiempo de enterramiento de partículas muy finas en suspensión (lodos) contribuyendo de forma notable a la transparencia del agua en que habitan (tanto más cuanto más densa y saludable sea la pradera) o, por poner un ejemplo de moda, de micro-plásticos (Huang et al. 2020). En este punto, se debe destacar la importancia capital que, desde el punto de vista del atractivo turístico de una costa, tiene la transparencia de sus aguas. Las aguas de las playas de

las islas Baleares o los intermareales de muchas zonas del Cantábrico y del Atlántico no serían tan cristalinas sin la presencia de una abundante cubierta vegetal submarina (Moore 2004).

Además, muchas de estas partículas finas llevan adsorbidos elementos químicos como metales potencialmente contaminantes (aluminio, cadmio, arsénico, cromo, plomo), actuando de vehículos hacia el almacén seguro y natural que representan los suelos de las praderas marinas (Serrano et al. 2011).

Por otro lado, hasta ciertos umbrales, las fanerógamas marinas son capaces de incorporar fisiológicamente el exceso de nutrientes en las aguas (controlando así los niveles de eutrofia) y de sustancias contaminantes tanto orgánicas como inorgánicas (desarrollando una acción de descontaminación de las aguas; ver por ejemplo Serrano et al. 2020, y las referencias que ahí se citan). La eutrofia y la contaminación en general son las amenazas más temibles para la prevalencia de la vida en nuestras aguas costeras. Un exceso de nutrientes en la columna de agua favorecerá el desarrollo del fitoplancton que, por un lado reducirá la cantidad de luz que llega a la vegetación del suelo marino y, por otro aumentará la entrada de materia orgánica lábil (fácilmente degradable) al sedimento. Este exceso puede provocar el agotamiento del oxígeno al potenciar la respiración bacteriana. La anoxia de los sedimentos marinos tiene como consecuencia última la práctica desaparición de la vida en los fondos, a menudo implicando la muerte masiva de los moluscos que los habitan (ver por ejemplo Tyson & Pearson 1991). A su vez, la presencia en el agua de contaminantes orgánicos libres (como por ejemplo, pesticidas o sus derivados; Haynes et al. 2000) puede provocar la muerte de numerosas especies por toxicidad o hacerlas inexplorables por la toxicidad que puedan presentar para quienes las consuman.

A pesar de que ha adquirido su propia entidad y de que está y seguirá estando en boga durante mucho tiempo, el papel de las praderas marinas en la filtración, fijación y almacenamiento de carbono se conoce desde hace ya más de treinta años (ver por ejemplo, Smith 1981; Mateo et al. 1997; Fourqurean et al. 2012; Serrano et al. 2019) y formaría parte de las virtudes de esta *bio-alfombra* marina. Al emplear las palabras filtración, fijación y almacenamiento, no se está empleando el recurso de la sinonimia para consolidar una idea sino para diferenciar tres fenómenos. Ya se ha visto cómo la atenuación del hidrodinamismo potencia la sedimentación de todo tipo de partículas conte-

nidas en la columna de agua sobre la pradera (seston), como si de un filtro se tratase.

Por otro lado, como cualquier productor primario, las fanerógamas marinas fijan la energía del sol en moléculas orgánicas que fabrican a partir del CO_2 disuelto (fotosíntesis). Cada gramo de carbono contenido en los tejidos de las fanerógamas marinas proviene, por balance químico, de 3,67 gramos de CO_2 , la mayoría del cual provendrá de la atmósfera llegando a los centros de carboxilación de la planta por difusión.

Entre el 30 y el 40 % del peso de los tejidos de las fanerógamas marinas es carbono. Una gran parte de estos tejidos, tanto como el 60 %, se descompone (se *respira*) en pocos meses o durante los primeros años de tal manera que las bacterias devuelven a la atmósfera el CO_2 que contenían. El 10 % y el 5 % son exportados o consumidos por los herbívoros, respectivamente (Mateo et al. 2006). El 20-25 % restantes, quedan enterrados en los suelos de las praderas, y de aquí el término “almacenamiento”, durante décadas, siglos o milenios (Mateo et al. 1997; Mateo & Serrano 2012), dependiendo de la mayor o menor recalcitrancia de los tejidos propia de cada especie, así como de otros innumerables factores (Belshe et al. 2017). El resultado de este enterramiento mantenido en el tiempo, es la formación de un stock de carbono que, en algunas especies y lugares, puede llegar a equipararse al que forman las turberas terrestres (ver Mateo et al. 2006 para revisión de lo expuesto arriba; Figura 2).

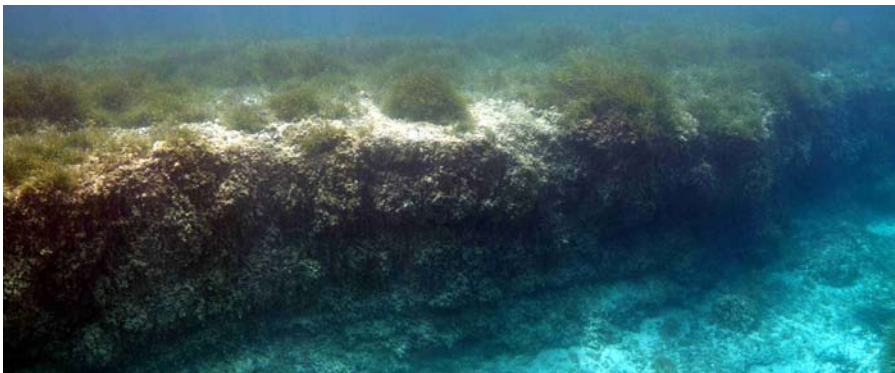


Figura 2. Este imponente arrecife barrera de *Posidonia oceanica*, de unos 2,5 metros de altura, es fruto de al menos 3000 años de acumulación continuada de materia orgánica y sedimentos. En todo ese tiempo, ha podido acumular hasta 4000 toneladas de CO_2 equivalente por hectárea. Formentera. Autor: Miguel A. Mateo, Grupo de Ecología de Macrófitos Acuáticos.

El ritmo de adición de carbono (o CO_2) a este stock es lento. Una pradera saludable de *P. oceanica* a profundidades inferiores a los 15 metros y otra de *Z. marina* acumularían CO_2 a razón de 2,7 y 0,1 toneladas de CO_2 por hectárea y año, respectivamente (Mateo et al. 2018). Este flujo representa bastante bien el rango de entradas de CO_2 a los sumideros de carbono asociados a la mayoría de praderas marinas conocidas. Si lo aplicamos a la extensión estimada de praderas marinas del planeta, el enterramiento anual global de CO_2 bajo esta alfombra verde submarina representa una proporción muy modesta, en torno al 0,4 % de las emisiones anuales de CO_2 a la atmósfera (que se estima en diez mil millones de toneladas). Por tanto, el valor que de manera sorprendentemente generalizada se está pretendiendo atribuir a la función de las praderas marinas como sumideros de carbono, no parece justificado (Mateo et al. 2017; Vanderklift et al. 2019).

No obstante, al igual que ocurre con las turberas terrestres y el permafrost (suelos que permanecen helados todo el año), el stock de CO_2 acumulado durante miles de años puede llegar a ser sustancial. Su eventual degradación podría liberar cantidades importantes de CO_2 de vuelta a la atmósfera. A pesar de la limitada extensión de praderas marinas en el planeta (el 0,2 % de la superficie total de los océanos), la liberación de todo el stock de CO_2 enterrado por las praderas del planeta durante miles de años, equivaldría a dos años de emisiones globales de CO_2 (Mateo et al. 2017).

Aunque quizá alejado de los objetivos de este capítulo, no queríamos dejar pasar la oportunidad de recordar que la naturaleza no tiene recursos milagrosos e ilimitados para contrarrestar las consecuencias derivadas del exceso de emisiones. La solución más realista es evidente: disminuir el consumo y crecimiento exacerbados de la sociedad (Johansen & Støa 2014).

Subsidio a otras comunidades y ecosistemas

Se ha mencionado que una cantidad importante de la producción primaria de las praderas marinas, en torno al 10 %, es exportada fuera de la pradera. El destino de esta producción puede ser muy variado (Duarte 2017), desde zonas emergidas (como playas; Colombini & Chelazzi 2003), la columna de agua de la costa adyacente (Thresher et al. 1992) o hasta zonas del océano profundo (Wolff 1976; Krause-Jensen & Duarte 2016). La transferencia de materia orgánica y, por tanto, energía, carbono y nutrientes desde zonas cos-

teras productivas se conoce como *subsidio costero*. Aunque por la dificultad técnica en su investigación la magnitud de este subsidio se desconoce en detalle, la gran cantidad de material transportado hace pensar que la dependencia de muchas comunidades heterótrofas (suspensívoros, detritívoros) o productoras (plancton, plantas de duna) ha ser considerable o crítica.

Función bioindicadora del estado presente, pasado y futuro del ecosistema

Las praderas marinas y las comunidades que albergan constituyen un ecosistema robusto pero escasamente resiliente (Connolly et al. 2018). El ecosistema es sensible y vulnerable al ensombrecimiento del agua, al enterramiento, a las agresiones mecánicas, a invasiones de especies alóctonas y a las temperaturas extremas. Los desequilibrios ambientales son fielmente reflejados,



Figura 3. Hojarasca, rizomas y aegagropilas o ‘pelotas’ de *Posidonia oceanica* en las costas de Andalucía. Lejos de considerarse una molestia o muestras de suciedad en nuestras playas, la presencia de restos de fanerógamas marinas debe interpretarse como garantía de un ecosistema costero saludable y productivo. Autor: Diego Moreno.

primero por cambios en parámetros químicos y fisiológicos de la planta (balance de carbono, composición isotópica del carbono y del azufre, contenido en metales pesados, etc.), seguido de parámetros morfológicos y estructurales (fenología foliar, densidad de haces, cobertura, profundidad máxima, etc.). El seguimiento regular de estos parámetros y su valoración dentro de un rango empírico de calidad ambiental del ecosistema, permite por un lado valorar el estado del mismo y, por otro, alertar sobre estados previos a la degradación grave o irreversible (Romero et al. 2007; Montefalcone 2009). Esta función bioindicadora de las praderas de fanerógamas marinas se viene empleando



Figura 4. Este plafón indicador puede verse en algunas playas y calas a lo largo del popular camino de ronda entre L'Ametlla de Mar y La Ampolla, en Tarragona. Junto con algunas normativas y características de la cala, se muestran las dos 'cualidades verdes' de la misma: estar en posesión de la bandera verde de calidad ambiental y ser una de las 'platges amb posidònia' (playas con *Posidonia*), lo que certifica el buen estado de salud del ecosistema. Es una muestra evidente de que los esfuerzos de sensibilización para dar a conocer a la sociedad los beneficios de tener praderas saludables están dando resultado.

desde hace tiempo con éxito en varios países del Mediterráneo (España, Francia, Italia) y de otras partes del mundo (Estados Unidos, Australia). Esta práctica es extremadamente ventajosa en términos de coste-beneficio. La alternativa representaría la realización de innumerables mediciones de parámetros físico-químicos del agua y las conclusiones que se obtendrían no reflejarían tan fielmente la salud global del ecosistema.

Algunos municipios del levante español han entendido perfectamente que la presencia de abundantes praderas de *Posidonia oceanica* en sus costas así como de sus restos vegetales sobre la arena de sus playas y calas (hojarasca, rizomas, aegagrópilas; Figura 3), son la evidencia de una buena salud ambiental del ecosistema. Así, junto a la bandera distintiva que otorga garantía de servicios y calidad medioambiental, los plafones informativos de algunas de estas calas y playas exhiben el icono “playas con *Posidonia*” en reconocimiento al servicio que están prestando y como reclamo turístico (Figura 4).

Pero la función bioindicadora de las praderas de *P. oceanica* va mucho más allá de proporcionar una imagen estática del estado de salud actual del ecosistema. Los sedimentos que subyacen a las praderas marinas pueden registrar décadas, siglos o milenios de información medioambiental (ver, por ejemplo, Mateo 1996; Mateo et al. 2002; Serrano et al. 2011; Leiva-Dueñas et al. 2018). Gracias a la estabilidad que proporciona la presencia de las praderas, la alteración de la secuencia cronológica de deposición del sedimento puede llegar a ser mínima dando lugar a una estratigrafía bien ordenada que, debidamente datada (mediante carbono 14 o plomo 210), puede representar un archivo medioambiental cargado de información detallada de la evolución del ecosistema.

El sedimento retiene restos de la fanerógama, de organismos que la habitan (moluscos, crustáceos, equinodermos, foraminíferos, etc.), granos de polen de la vegetación terrestre, pigmentos fotosintéticos, la composición granulométrica, información magnética y radioactiva, microplásticos, restos de incendios, contaminantes, y un sinnúmero de lo que conocemos como “proxies” paleoambientales. El estudio combinado de una selección de estos indicadores paleoambientales presta dos servicios de valor incalculable: el establecimiento de valores de referencia y la identificación de patrones y tendencias en las *constantes vitales* del ecosistema. La única manera de conocer los valores de cualquier parámetro de un ecosistema antes de que se iniciase el proceso de humanización intensa del mismo es recurriendo a información del pasado.

Solo de esta manera se puede responder a preguntas tan sencillas pero tan fundamentales como ¿este nivel de contaminación, esta temperatura, esta presencia o abundancia de tal o cual organismo es... normal? ¿los parámetros del ecosistema presentan ciclos plurianuales? ¿qué factores determinan estos ciclos? ¿a qué ritmo aumenta/disminuye este parámetro? ¿cuál es la proyección futura de este parámetro? La información paleoambiental proporcionada por el registro sedimentario de las fanerógamas marinas puede responder a estas preguntas proporcionando el marco de referencia dentro del cual establecer los objetivos de conservación o restauración ambiental en los planes de gestión a largo plazo de nuestros recursos naturales (paleobiología de la conservación; Dietl 2016).

Conclusiones

En todo lo expuesto hasta aquí hemos hablado de los servicios que un ecosistema natural presta a los seres humanos. En su conjunto, el valor instrumental o precio de las praderas en base a los servicios mencionados debe cifrarse en miles, cientos de miles, o millones de euros por cada hectárea y año, dependiendo de la especie, de su densidad y de su ubicación (ver por ejemplo Vassallo et al. 2013 y las referencias que ahí se citan). Pero deberíamos acabar con una reflexión retomando la idea con que se iniciaba este capítulo, que trasciende a ese valor instrumental. El mayor de los valores que la vida de nuestro planeta nos proporciona no es el económico. El valor de nuestros ecosistemas es inherente a su mera existencia (O'Connor & Kenter 2019; Ye et al. 2020). Para quienes esto no fuera suficiente, que piense en el inmenso bienestar que provoca la simple contemplación de la naturaleza en todo su esplendor (Stålhammar & Thorén 2019) y, si incluso esto falla, que tengan la certeza de que estamos obligados a preservar su integridad por el simple hecho de que, en mayor o menor medida, de manera más o menos directa, nuestra propia integridad depende de ello. Sería útil centrar los esfuerzos futuros de investigación en el campo de los servicios ecosistémicos en dos líneas paralelas: 1) el establecimiento de relaciones precisas entre la riqueza y/o el ahorro para la sociedad que las praderas marinas saludables llevan asociados y, 2) dar visibilidad a estos beneficios mediante estrategias de sensibilización multisectorial.

Referencias bibliográficas

- Belshe, E. F., Mateo, M. A., Gillis, L., Zimmer, M. & Teichberg, M. (2017). Muddy Waters: Unintentional Consequences of Blue Carbon Research Obscure Our Understanding of Organic Carbon Dynamics in Seagrass Ecosystems. *Frontiers in Marine Science*. 4: 125.
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., Keyser, S. R., Khursigara, A. J., Lu, K., Muth, A. F., Negrete, B. & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*. 11, 7: e03184.
- Burrell, A. L., Evans, J. P. & De Kauwe, M. G. (2020). Anthropogenic climate change has driven over 5 million km² of drylands towards desertification. *Nature Communications*. 11, 1: 1–11.
- Hyman, A., Frazer, T. K., Jacoby, C. A., Frost, J. R. & Kowalewski, M. (2019). Long-term persistence of structured habitats: Seagrass meadows as enduring hotspots of biodiversity and faunal stability. *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences*. 286: 20191861.
- Colombini, I. & Chelazzi, L. (2003). Influence of marine allochthonous input on sandy beach assemblages. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 41: 115-159.
- Connolly, R. M., Jackson, E. L., Macreadie, P. I., Maxwell, P. S. & O'Brien, K. R. (2018). Seagrass Dynamics and Resilience. En: A. W. D. Larkum, G. Kendrick, & P. Ralph (Eds.). *Seagrasses of Australia: Structure, Ecology and Conservation*. Springer International Publishing: 197-212.
- Dietl, G. P. (2016). Brave new world of conservation paleobiology. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 4, 21: 10-12.
- Duarte, C. M. (2017). Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. *Biogeosciences*. 14, 2: 301-310.
- 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. *Nature Geoscience*. 5, 7: 505-509.
- González-Ortiz, V., Egea, L. G., Jiménez-Ramos, R., Moreno-Marín, F., Pérez-Lloréns, J. L., Bouma, T. J. & Brun, F. G. (2014). Interactions between seagrass complexity, hydrodynamic flow and bioturbation alter food availability for associated filter-feeding organisms. *PLoS ONE*. 9, 8: e104949.
- Grumbach, S. & Hamant, O. (2020). How humans may co-exist with Earth? The case for suboptimal systems. *Anthropocene*. 30: 100245.

- Guannel, G., Arkema, K., Ruggiero, P. & Verutes, G. (2016). The power of three: Coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PLoS ONE*. 11, 7: 1-22.
- Haynes, D., Müller, J. & Carter, S. (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage Area and Queensland Coast. *Marine Pollution Bulletin*. 41: 279-287.
- Hines, A. H., Whitlatch, R. B., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K. & Legendre, P. (1997). Nonlinear foraging response of a large marine predator to benthic prey: Eagle ray pits and bivalves in a New Zealand sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 216: 191-210.
- Huang, Y., Xiao, X., Xu, C., Perianen, Y. D., Hu, J. & Holmer, M. (2020). Seagrass beds acting as a trap of microplastics - Emerging hotspot in the coastal region? *Environmental Pollution*. 257: 113450.
- Johansen, I. & Støa, P. (2014). Ethical challenges in reducing global greenhouse gas emission. *IEEE International Symposium on Ethics in Science, Technology and Engineering*. Chicago.1-5. doi: 10.1109/ETHICS.2014.6893455.
- Justus, J., Colyvan, M., Regan, H. & Maguire, L. (2009). Buying into conservation: intrinsic versus instrumental value. *Trends in Ecology and Evolution*. 24, 4: 187-191.
- Krause-Jensen, D. & Duarte, C. M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*. 9: 737-743.
- Kristensen, E. & Rabenhorst, M. C. (2015). Do marine rooted plants grow in sediment or soil? A critical appraisal on definitions, methodology and communication. *Earth-Science Reviews*. 145: 1-8.
- Lee, G., Suonan, Z., Kim, S. H., Hwang, D.-W. & Lee, K. S. (2019). Heavy metal accumulation and phytoremediation potential by transplants of the seagrass *Zostera marina* in the polluted bay systems. *Marine Pollution Bulletin*. 149: 110509.
- Leiva-Dueñas, C., López-Merino, L., Serrano, O., Martínez Cortizas, A. & Mateo, M. A. (2018). Millennial-scale trends and controls in *Posidonia oceanica* (L. Delile) ecosystem productivity. *Global and Planetary Change*. 169: 92-104.
- Lohrer, A. M., Townsend, M., Hailes, S. F., Rodil, I. F., Cartner, K., Pratt, D. R. & Hewitt, J. E. (2016). Influence of New Zealand cockles (*Austrovenus stutchburyi*) on primary productivity in sandflat-seagrass (*Zostera muelleri*) ecotones. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 181: 238-248.

- Lundquist, C. J., Pilditch, C. A. & Cummings, V. J. (2004). Behavior controls post-settlement dispersal by the juvenile bivalves *Austrovenus stutchburyi* and *Macomona liliana*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 306. 1: 51-74.
- Mateo, M. A., Julià, R., Romero, J. & Michener, R. H. (2002). An unexplored sedimentary record for the study of environmental change in Mediterranean coastal environments: *Posidonia oceanica* (L.) Delile peats. *International Atomic Energy Agency. CS Paper Series – IAEA-CN 80/11*: 163-173.
- Mateo, M. A., Serrano, O., Lavery, P. S., Belshe, F. E., Piñeiro-Juncal, N., Leiva-Dueñas, C. & Martínez-Cortizas, A. (2017). *Concepts and Reflections on Seagrass Blue Carbon: the Posidonia oceanica paradigm*. Oral Presentation. ASLO 2017: Mountains to the Sea. Honolulu, USA, 26 February – 3 March 2017.
- Mateo, M. A., Cebrián, J., Dunton, K. & Mutchler, T. (2006). Carbon flux in seagrass ecosystems. En: A. W. D. Larkum, et al. (Eds.). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer. 159-192.
- 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. Project Report. *LIFE Blue Natura* (LIFE 14CCM/ES/000957).
- 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*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44: 103-110.
- Mateo, M. A. & Serrano, O. (2012). Carbon sinks associated with *Posidonia oceanica* meadows. En: G. Pergent et al. (Eds.). *Mediterranean Seagrass Meadows: Resilience and Contribution to Climate Change Mitigation*. IUCN. pp. 31-34.
- Mateo, Miguel Angel. (1996). Els arxius històrics de la praderia. *L'Atzavara*. 10: 63-70.
- Montefalcone, M. (2009). Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators*. 9, 4: 595-604.
- Moore, K. A. (2004). Influence of seagrasses on water quality in shallow regions of the lower Chesapeake Bay. *Journal of Coastal Research*. 20, 45: 162-178.

- Nardin, W., Larsen, L., Fagherazzi, S. & Wiberg, P. (2018). Tradeoffs among hydrodynamics, sediment fluxes and vegetation community in the Virginia Coast Reserve, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 210: 98-108.
- O'Connor, S. & Kenter, J. O. (2019). Making intrinsic values work; integrating intrinsic values of the more-than-human world through the Life Framework of Values. *Sustainability Science*. 14: 1247-1265.
- Pygas, D. R., Ferrari, R., & Figueira, W. F. (2020). Review and meta-analysis of the importance of remotely sensed habitat structural complexity in marine ecology. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 235: 106468.
- Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T. & Pérez, M. (2007). A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin*. 55: 196-204.
- Serrano, O., Mateo, M. A., Renom, P. & Julià, R. (2012). Characterization of soils beneath a *Posidonia oceanica* meadow. *Geoderma*. 185-186: 26-36.
- Serrano, O., Mateo, M. A., Dueñas-Bohórquez, A., Renom, P., López-Sáez, J. A. & Martínez Cortizas, A. (2011). The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Science of the Total Environment*. 409: 4831-4840.
- Serrano, O., Lavery, P. S., Bongiovanni, J. & Duarte, C. M. (2020). Impact of seagrass establishment, industrialization and coastal infrastructure on seagrass biogeochemical sinks. *Marine Environmental Research*. 160: 104990.
- Serrano, O., Lovelock, C. E., B. Atwood, T., Macreadie, P. I., Canto, R., Phinn, S., Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., Bedulli, C., Carnell, P., Connolly, R. M., Donaldson, P., Esteban, A., Ewers Lewis, C. J., Eyre, B. D., Hayes, M. A., Horwitz, P., Hutley, L. B., ... Duarte, C. M. (2019). Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*. 10: 1-10.
- Serrano, O., Serrano, E., Inostroza, K., Lavery, P. S., Mateo, M. A. & Ballesteros, E. (2017). Seagrass Meadows Provide 3D Habitat for Reef Fish. *Frontiers in Marine Science*. 4: 54.
- Smith, S. V. (1981). Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science*, 211: 838-840.
- Spivak, A. C., Sanderman, J., Bowen, J. L., Canuel, E. A. & Hopkinson, C. S. (2019). Global-change controls on soil-carbon accumulation and loss in coastal vegetated ecosystems. *Nature Geoscience*. 12: 685-692.
- Stålhammar, S. & Thorén, H. (2019). Three perspectives on relational values of nature. *Sustainability Science*. 14: 1201-1212.

- Thresher, R. E., Nichols, P. D., Gunn, J. S., Bruce, B. D. & Furlani, D. M. (1992). Seagrass detritus as the basis of a coastal planktonic food chain. *Limnology and Oceanography*. 37: 1754-1758.
- Torres-Pulliza, D., Dornelas, M., Pizarro, O., Bewley, M., Blowes, S., Boutsos, N., Brambilla, V., Chase, T., Frank, G., Friedman, A., Hoogenboom, M., Williams, S., Zawada, K. & Madin, J. (2020). A geometric basis for surface habitat complexity and biodiversity. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1101/2020.02.03.929521>
- Tyson, R. V. & Pearson, T. H. (1991). Modern and ancient continental shelf anoxia. *Geological Society*. 58, 1: 1-24.
- Unsworth, R. K. F., Nordlund, L. M. & Cullen-Unsworth, L. C. (2019). Seagrass meadows support global fisheries production. *Conservation Letters*. 12: 1-8.
- Vanderklift, M. A., Marcos-Martinez, R., Butler, J. R. A., Coleman, M., Lawrence, A., Prislán, H., Steven, A. D. L. & Thomas, S. (2019). Constraints and opportunities for market-based finance for the restoration and protection of blue carbon ecosystems. *Marine Policy*. 107: 103429.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*. 75: 157-167.
- Walter, R. K., O'Leary, J. K., Vitousek, S., Taherkhani, M., Geraghty, C. & Kitajima, A. (2020). Large-scale erosion driven by intertidal eelgrass loss in an estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 243: 106910.
- Wolff, T. (1976). Utilization of seagrass in the deep sea. *Aquatic Botany*, 2: 161-174.
- Ye, S., Zhang, L. & Feng, H. (2020). Ecosystem intrinsic value and its evaluation. *Ecological Modelling*. 430: 109131.

