



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



Impacto de la restauración y conservación de praderas marinas en el cumplimiento de las directivas 2000/60/CE y 2008/56/CE

Autores:

Ricardo Bermejo Lacida
Ana Navarro Campoy
Guillermo Monescillo Aragón
José Luis Ferrés García
África Núñez García de la Morena
Ignacio Moreu Badía
Nathalie Korbee Peinado
Antonio Avilés Benítez

La gestión ecosistémica de las aguas en la Unión Europea

La protección de los ecosistemas acuáticos constituye uno de los pilares fundamentales de la política ambiental de la Unión Europea. Durante las últimas décadas se ha producido un profundo cambio en la forma de entender la gestión del medio acuático, pasando de un modelo centrado casi exclusivamente en el seguimiento y control de la contaminación mediante parámetros físico-químicos a otro basado en el funcionamiento de los ecosistemas y en la conservación de su integridad ecológica (Hering et al., 2010). Este cambio responde al reconocimiento de que la calidad físico-química del agua no refleja por sí sola el impacto de la contaminación en el funcionamiento de los ecosistemas ni la conservación de la biodiversidad, que es lo que en la mayor parte de los casos queremos conocer. Además, desde un punto de vista operativo, el uso de indicadores biológicos presentan una serie de ventajas sobre los indicadores físico-químicos relacionados con la mayor integración de los efectos de la contaminación a una mayor escala espacial y temporal (Bermejo et al., 2012).

Los ecosistemas acuáticos están sometidos simultáneamente a numerosas presiones de origen antrópico, como la contaminación, la alteración hidromorfológica, la sobrepesca, el desarrollo costero, la introducción de especies invasoras o los efectos derivados del cambio climático (Airoldi and Beck, 2007; Coll et al., 2010). Estas presiones no actúan de forma aislada, sino que generan efectos acumulativos que modifican la estructura y el funcionamiento de las comunidades biológicas. En consecuencia, la respuesta de los organismos vivos constituye un reflejo mucho más completo del estado ecológico del ecosistema que la simple medición de variables ambientales puntuales (Licata et al., 2004).

Bajo esta premisa e inspirada en el “US Clean Water Act”, la Unión Europea desarrolló dos instrumentos legislativos complementarios que constituyen actualmente el marco de referencia para la gestión de las aguas continentales y marinas: la Directiva Marco del Agua (DMA) y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DEM). Ambas directivas comparten una filosofía basada en el enfoque ecosistémico, considerando que la

evaluación del estado de conservación de las comunidades biológicas es un indicador necesario para la evaluación de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos.

La Directiva Marco del Agua

La Directiva Marco del Agua supuso un cambio sustancial respecto a la legislación previa sobre aguas al establecer un marco común para la protección de todas las masas de agua superficiales, subterráneas, de transición y costeras de la Unión Europea. Su principal objetivo consiste en prevenir el deterioro adicional de las masas de agua, proteger y mejorar su estado ecológico y promover un uso sostenible del recurso hídrico (Hering et al., 2010).

Una de las principales innovaciones introducidas por la DMA fue sustituir el concepto tradicional de calidad del agua por el concepto de estado ecológico. Este término no hace referencia únicamente a la calidad química del agua, sino al grado en que la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas se aproximan a unas condiciones de referencia con escasa o nula alteración humana.

Para evaluar dicho estado ecológico, la Directiva establece que la valoración debe realizarse prioritariamente mediante los elementos de calidad biológica, mientras que los parámetros físico-químicos e hidromorfológicos actúan como elementos de apoyo. Entre los elementos biológicos considerados se encuentran el fitoplancton, las comunidades de macroalgas, las angiospermas marinas, los macroinvertebrados bentónicos y las comunidades de peces. Dependiendo de la tipología de masa de agua algunos de los elementos biológicos se consideran y otros pueden llegar a excluirse.

Esta aproximación representa una diferencia fundamental respecto a sistemas de evaluación anteriores. Los parámetros físico-químicos ofrecen únicamente una fotografía instantánea de las condiciones ambientales, pudiendo presentar importantes variaciones temporales. En cambio, las comunidades biológicas integran el efecto acumulado de las perturbaciones durante largos periodos de tiempo, proporcionando una visión mucho más representativa del funcionamiento ecológico del ecosistema (Bermejo et al., 2013; Licata et al., 2004).

La Directiva establece además una clasificación del estado ecológico en cinco categorías (muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo), siendo el objetivo que todas las masas de agua alcancen, al menos, el buen estado ecológico. Para ello, los Estados miembros deben desarrollar programas de seguimiento continuado, identificar las principales presiones que afectan a cada masa de agua y elaborar planes hidrológicos de cuenca acompañados de programas de medidas dirigidos a corregir dichas presiones.

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina extiende esta filosofía de gestión ecosistémica al medio marino, donde las características ecológicas y las presiones ambientales presentan una complejidad considerablemente mayor.

Su objetivo principal consiste en lograr o mantener el **Buen Estado Ambiental (BEA)** de las aguas marinas mediante un enfoque integrado que considere simultáneamente la biodiversidad, la funcionalidad de los ecosistemas y el uso sostenible de los recursos marinos.

Para ello, la Directiva establece un conjunto de descriptores cualitativos que permiten evaluar el estado ambiental de los ecosistemas marinos. Estos incluyen aspectos relacionados con la biodiversidad, las especies explotadas comercialmente, las redes tróficas, la integridad de los fondos marinos, la eutrofización, los contaminantes, la basura marina o el ruido submarino (Borja et al., 2009; European Environment Agency, 2010).

Aunque algunos de estos descriptores incorporan variables físico-químicas, el núcleo de la evaluación continúa sustentándose sobre indicadores biológicos. El estado de los hábitats bentónicos, la diversidad de especies, la extensión y estado de conservación de determinados ecosistemas o la estructura de las comunidades constituyen algunos de los principales elementos utilizados para determinar el grado de conservación del medio marino.

Este enfoque reconoce que los ecosistemas marinos funcionan como sistemas complejos en los que pequeñas alteraciones pueden desencadenar cambios importantes en su estructura y funcionamiento. Por ello, la evaluación basada



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICIPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



exclusivamente en variables químicas sería insuficiente para detectar procesos de degradación ecológica.

Compromiso de los Estados miembros y programas de medidas

Tanto la DMA como la DEM establecen obligaciones legales para todos los Estados miembros de la Unión Europea, entre ellos España.

En ambos casos, los países deben desarrollar programas permanentes de seguimiento ambiental, evaluar periódicamente el estado de sus aguas y elaborar planes de gestión adaptativa basados en la información obtenida durante dichos seguimientos.

Cuando las evaluaciones muestran que una masa de agua no alcanza el buen estado ecológico o el buen estado ambiental, las administraciones competentes tienen la obligación de identificar las causas responsables del deterioro y diseñar programas específicos de medidas encaminados a revertir dicha situación.

Estas medidas pueden incluir actuaciones muy diversas, como la reducción de vertidos contaminantes, la mejora del tratamiento de aguas residuales, la regulación de actividades pesqueras, la restauración hidromorfológica, la limitación del fondeo de embarcaciones, la creación de áreas marinas protegidas o la restauración activa de hábitats degradados.

La restauración ecológica adquiere así un papel especialmente relevante, ya que permite acelerar la recuperación de ecosistemas cuya regeneración natural resulta demasiado lenta o se encuentra limitada por procesos de degradación históricos.

Las praderas de angiospermas marinas como indicadores ecológicos

Entre todos los elementos biológicos considerados por ambas directivas, las praderas de angiospermas marinas ocupan una posición especialmente relevante.

Las especies de angiospermas marinas presentes en Europa, como *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* o *Zostera noltei*, forman ecosistemas altamente productivos que desempeñan funciones ecológicas esenciales para el funcionamiento del medio costero.



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Estas praderas contribuyen a la estabilización de los sedimentos, reducen la erosión litoral, mejoran la transparencia del agua al disminuir la resuspensión de partículas, amortiguan el oleaje y constituyen áreas fundamentales de alimentación, refugio y reproducción para un elevado número de especies de interés ecológico y pesquero.

Asimismo, representan uno de los sumideros naturales de carbono más eficientes del planeta, almacenando grandes cantidades de carbono orgánico tanto en su biomasa como en los sedimentos asociados durante escalas temporales de siglos o incluso milenios (do Amaral Camara Lima et al., 2023; Greiner et al., 2013; Lovelock and Duarte, 2019; Nordlund et al., 2018).

Sin embargo, además de estos servicios ecosistémicos, las praderas presentan una extraordinaria utilidad como indicadores del estado ecológico (e.g. García-Marín et al., 2013; Oliva et al., 2012; Romero et al., 2007).

Su crecimiento depende estrechamente de la disponibilidad de luz, la calidad del agua, la estabilidad del sedimento y el nivel de perturbación ambiental. Como consecuencia, responden de forma relativamente rápida a procesos de eutrofización, incremento de turbidez, contaminación, alteraciones hidrodinámicas o daños físicos producidos por actividades humanas.

Por este motivo, numerosos índices ecológicos desarrollados en el marco de la DMA utilizan parámetros relacionados con las praderas marinas, como su profundidad máxima de distribución, cobertura, densidad de haces, biomasa, estructura del dosel o estado fisiológico (Schories et al., 2009).

En muchos casos, las praderas bien conservadas constituyen las condiciones de referencia frente a las cuales se comparan las masas de agua evaluadas. Su presencia indica ecosistemas funcionales, mientras que su regresión suele interpretarse como una señal temprana de deterioro ambiental.

La restauración ecológica como herramienta de gestión

La restauración ecológica ha pasado de considerarse una disciplina experimental a convertirse en una herramienta fundamental dentro de las políticas internacionales de conservación.



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



En el contexto de la DMA y la DEM, la restauración no debe entenderse como una alternativa a la reducción de presiones, sino como una actuación complementaria destinada a recuperar aquellos ecosistemas que, aun eliminadas las causas del deterioro, presentan dificultades para regenerarse de forma natural.

En el caso de las praderas marinas, numerosos factores limitan la recolonización espontánea. La baja producción de semillas viables en algunas especies, las reducidas tasas de dispersión, el lento crecimiento vegetativo o la pérdida de conectividad entre poblaciones hacen que la recuperación natural pueda requerir décadas (de la Morena et al., 2026).

La restauración activa permite acelerar estos procesos mediante técnicas como el trasplante de haces, la siembra de semillas, el cultivo previo en vivero o la combinación de diferentes metodologías adaptadas a las características de cada especie y del entorno receptor (de la Morena et al., 2026; Maxwell et al., 2017).

No obstante, la restauración únicamente resulta efectiva cuando las condiciones ambientales son compatibles con el desarrollo de la especie. Restaurar un hábitat sin haber identificado y eliminado previamente las presiones responsables de su degradación conduce, en la mayoría de los casos, al fracaso del proyecto.

Bases científicas necesarias para la restauración

El desarrollo de programas de restauración exitosos requiere una sólida base científica previa.

Uno de los aspectos más importantes consiste en identificar aquellas áreas donde la probabilidad de éxito sea elevada. Para ello resulta imprescindible disponer de modelos de idoneidad ambiental que integren variables como la profundidad, el régimen de oleaje, la hidrodinámica, el tipo de sedimento, la disponibilidad de luz, la temperatura, la salinidad, la calidad del agua y la presencia de perturbaciones antrópicas.

La incorporación de modelos predictivos permite optimizar la selección de emplazamientos y reducir considerablemente el riesgo de fracaso de las actuaciones.

Igualmente importante resulta conocer la conectividad entre poblaciones y la estructura genética de las especies objeto de restauración.

Las poblaciones naturales pueden presentar diferencias importantes como consecuencia de procesos evolutivos locales. La utilización indiscriminada de material vegetal procedente de poblaciones muy alejadas puede alterar la composición genética de las poblaciones receptoras o introducir genotipos poco adaptados a las condiciones ambientales locales.

Por ello, los estudios de genética de poblaciones constituyen una herramienta indispensable para seleccionar las praderas donadoras más adecuadas.

Idealmente, las poblaciones donadoras deben presentar una elevada diversidad genética, un buen estado de conservación y una proximidad genética suficiente con la población receptora (Hofmann et al., 2025).

Este enfoque permite minimizar problemas derivados de la endogamia cuando la diversidad genética es reducida, pero también evita procesos de contaminación genética o depresión por exogamia cuando se mezclan poblaciones excesivamente diferenciadas.

Además, una elevada diversidad genética incrementa la capacidad adaptativa de las praderas restauradas frente a perturbaciones futuras, favoreciendo su resiliencia frente al calentamiento global, enfermedades o eventos extremos (Ehlers et al., 2008).

Costes y riesgos asociados a la restauración

A pesar de su enorme potencial, la restauración de praderas marinas continúa siendo una actividad técnicamente compleja y económicamente costosa. Los costes no se limitan a las actuaciones de trasplante, sino que abarcan las campañas previas de cartografía y caracterización ambiental, los análisis genéticos, la obtención y producción del material vegetal, su transporte e instalación, así como el seguimiento ecológico durante varios años y la evaluación final del éxito de las actuaciones. Además, la necesidad de contar con personal altamente especializado, equipos de buceo científico, embarcaciones, instrumentación oceanográfica y técnicas avanzadas de monitorización incrementa notablemente los costes en comparación con otros proyectos de restauración de ecosistemas terrestres.

A estas dificultades económicas se suma que las tasas de éxito de los proyectos de restauración siguen siendo muy variables, dependiendo de la especie utilizada, las condiciones ambientales y la metodología empleada. Entre las principales causas de fracaso se encuentran una selección inadecuada del lugar de restauración, la persistencia de las presiones que originaron la degradación, los eventos meteorológicos extremos, la sedimentación excesiva, la herbivoría intensa, las enfermedades, la proliferación de especies invasoras o una elección inadecuada del material donador.

Desde una perspectiva económica, estos factores hacen imprescindible maximizar la probabilidad de éxito antes de iniciar cualquier actuación. Cada proyecto fallido supone una pérdida considerable de recursos económicos y puede generar, además, impactos adicionales sobre las poblaciones naturales utilizadas como fuente de material vegetal. A pesar de esta realidad, la información económica disponible sigue siendo escasa y muy heterogénea en la literatura científica. Con el objetivo de subsanar esta limitación, Bayraktarov et al. (2016) realizaron una síntesis global de 235 estudios de restauración costera, concluyendo que las praderas marinas constituyen uno de los hábitats costeros más costosos de restaurar. El coste mediano reportado para las actuaciones de restauración fue de aproximadamente 106.782 dólares estadounidenses por hectárea (valores de 2010; $n = 64$), mientras que la mediana de los costes totales —incluyendo tanto los gastos de capital como los operativos— alcanzó los 383.672 dólares estadounidenses por hectárea ($n = 22$). Esta diferencia sugiere que los costes reales pueden ser entre dos y cuatro veces superiores a las estimaciones parciales que habitualmente se publican.

Además, a estos elevados costes debe añadirse la incertidumbre asociada a la probabilidad de éxito de las actuaciones. Unsworth et al. (2025) estiman que, al incorporar el riesgo de fracaso, el coste efectivo de restaurar una hectárea de pradera marina puede superar ampliamente el millón de euros. Este hecho pone de manifiesto la necesidad de optimizar al máximo el diseño de los proyectos antes de su ejecución. En consecuencia, la restauración debe abordarse desde un enfoque de gestión adaptativa, en el que el conocimiento científico generado durante cada intervención permita perfeccionar progresivamente las metodologías empleadas, reducir la



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO
DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



incertidumbre y aumentar la eficiencia de futuras actuaciones, favoreciendo al mismo tiempo una disminución de los costes.

En este contexto, la integración de herramientas de modelización ecológica, estudios genéticos, programas de seguimiento a largo plazo y una evaluación continua de los resultados, junto con el desarrollo de técnicas de restauración eficientes, escalables y de bajo coste, constituye la base sobre la que debe sustentarse cualquier estrategia de restauración de praderas marinas orientada a contribuir de forma efectiva al cumplimiento de los objetivos establecidos por la Directiva Marco del Agua y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina.

En este sentido, los resultados obtenidos en el proyecto RECOMAR y la técnica desarrollada en colaboración con la empresa Todobarro representan un avance significativo para convertir la restauración de angiospermas marinas en una herramienta técnica y económicamente viable, capaz de facilitar la recuperación de estos ecosistemas y contribuir al cumplimiento de los objetivos ambientales establecidos por la normativa europea.



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICIPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Referencias

- Airoidi, L., Beck, M.W., 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr. Mar. Biol. An Annu. Rev.* 45, 345–405.
- Bayraktarov, E., Saunders, M.I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H.P., Mumby, P.J., Lovelock, C.E., 2015. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecol. Appl.* 26, 1055–1074. doi:10.1890/15-1077.1
- Bermejo, R., de la Fuente, G., Vergara, J.J., Hernández, I., 2013. Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). *Mar. Pollut. Bull.* 72, 107–118. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.04.011
- Bermejo, R., Vergara, J.J., Hernández, I., 2012. Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecol. Indic.* 12, 46–57. doi:10.1016/j.ecolind.2011.04.008
- Borja, A., Bald, J., Franco, J., Larreta, J., Muxika, I., Revilla, M., Rodríguez, J.G., Solaun, O., Uriarte, A., Valencia, V., 2009. Using multiple ecosystem components, in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. *Mar. Pollut. Bull.* 59, 54–64. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.010
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogia, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5, e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842
- de la Morena, N.G., Morrison, L., Haro, S., Y, J.L., Korbee, N., Pansini, A., Cid-iturbe, A., Beca-carretero, P., Bermejo, R., 2026. Unlocking seagrass recovery : a global review for scalable and successful *Zostera* restoration 410. doi:10.1016/j.jenvman.2026.130094
- do Amaral Camara Lima, M., Bergamo, T.F., Ward, R.D., Joyce, C.B., 2023. A review of



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



- seagrass ecosystem services: providing nature-based solutions for a changing world. *Hydrobiologia* 850, 2655–2670. doi:10.1007/s10750-023-05244-0
- Ehlers, A., Worm, B., Reusch, T.B.H., 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 355, 1–7. doi:10.3354/meps07369
- European Environment Agency, 2010. The European Environment. State and Outlook 2010: Marine and Coastal Environment, European Environment. doi:10.2800/58932
- García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, J., Santos, R., 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Mar. Pollut. Bull.* 68, 46–54. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.12.025
- Greiner, J.T., McGlathery, K.J., Gunnell, J., McKee, B.A., 2013. Seagrass Restoration Enhances “Blue Carbon” Sequestration in Coastal Waters. *PLoS One* 8, 1–8. doi:10.1371/journal.pone.0072469
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., de Bund, W. Van, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.05.031
- Hofmann, L.C., Brakel, J., Bartsch, I., Montecinos, G., Bermejo, R., Parente, M.I., Creis, E., Clerck, D., Jacquemin, B., Knoop, J., Lorenz, M., Machado, P., Martins, N., Orfanidis, S., Probert, I., Menendez, C.R., Ross, M., Rautenberger, R., Schiller, J., Serrao, E.A., Steinhagen, S., Sulpice, R., Valero, M., Hofmann, L.C., Brakel, J., Bartsch, I., Montecinos, G., Bermejo, R., Parente, M.I., Creis, E., Clerck, O. De, Knoop, J., Lorenz, M., Machado, L.P., Martins, N., Probert, I., Menendez, C.R., Ross, M., Rautenberger, R., Schiller, J., Serrao, E.A., Steinhagen, S., Sulpice, R., Valero, M., Wichard, T., 2025. A European biobanking strategy for safeguarding macroalgal genetic material to ensure food security , biosecurity and conservation of biodiversity. *Eur. J. Phycol.* 00, 1–24. doi:10.1080/09670262.2025.2480569
- Licata, P., Trombetta, D., Cristani, M., Martino, D., Naccari, F., 2004. Organochlorine



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



VICIPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



compounds and heavy metals in the soft tissue of the mussel *Mytilus galloprovincialis* collected from Lake Faro (Sicily, Italy). *Environ. Int.* 30, 805–810.

doi:10.1016/j.envint.2004.01.007

Lovelock, C.E., Duarte, C.M., 2019. Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. *Biol. Lett.* 15, 1–5. doi:10.1098/rsbl.2018.0781

Maxwell, P.S., Eklöf, J.S., van Katwijk, M.M., O'Brien, K.R., de la Torre-Castro, M., Boström, C., Bouma, T.J., Krause-Jensen, D., Unsworth, R.K.F., van Tussenbroek, B.I., van der Heide, T., 2017. The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biol. Rev.* 92, 1521–1538. doi:10.1111/brv.12294

Nordlund, L.M., Jackson, E.L., Nakaoka, M., Samper-Villarreal, J., Beca-Carretero, P., Creed, J.C., 2018. Seagrass ecosystem services – What's next? *Mar. Pollut. Bull.* 134, 145–151. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.09.014

Oliva, S., Mascaró, O., Llagostera, I., Pérez, M., Romero, J., 2012. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 114, 7–17. doi:10.1016/j.ecss.2011.08.022

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). *Mar. Pollut. Bull.* 55, 196–204. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.032

Schories, D., Pehlke, C., Selig, U., 2009. Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecol. Indic.* 9, 670–680. doi:10.1016/j.ecolind.2008.08.010

Unsworth, R.K.F., Jones, B.L.H., Bertelli, C.M., Coals, L., Cullen-Unsworth, L.C., Mendzil, A.F., Rees, S.C., Taylor, F., Walter, B., Evans, A.J., 2025. Ten golden rules for restoration to secure resilient and just seagrass social-ecological systems. *Plants People Planet* 7, 33–48. doi:10.1002/ppp3.10560



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

“Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad de la persona o personas que ostenten su autoría y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente el proyecto”.

“Este proyecto se desarrolla con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y se cofinancia por la Unión Europea por el FEMPA (Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura)”.