



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE AGRICULTURA, PESCA
Y ALIMENTACIÓN



Fondos Europeos



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



Fundación Biodiversidad



Pleamar



UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Una guía para la restauración de *Cymodocea nodosa* en la costa norte del mar de Alborán

África Núñez García de la Morena
Liam Morrison
Ignacio Moreu Badía
Sara Haro Páez
Juan Lugilde Yáñez
Antonio Áviles Benítez
Nathalie Korbee Peinado
Ricardo Bermejo Lacida

Esta guía se deriva del proyecto RECOMAR (Bases para la REstauración y COnservación de praderas MARinas en la provincia de Málaga: *Cymodocea nodosa*), que 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)

Introducción

La guía para la restauración de *Cymodocea nodosa* que se presenta aquí (Figura 1) ofrece una visión general de los elementos técnicos clave que deben tenerse en cuenta a la hora de planificar o implementar una iniciativa de restauración de praderas marinas. Su objetivo no es sustituir las directrices o protocolos generales existentes para la restauración de angiospermas marinas, sino complementarlos, sirviendo tanto de introducción como de reflexión práctica sobre las lecciones aprendidas de nuestras experiencias en el sur de España durante el desarrollo del proyecto RECOMAR. Al compartir esta perspectiva, pretendemos contribuir al diálogo más amplio sobre las mejores prácticas en la restauración de angiospermas marinas en diversos contextos ambientales y socioecológicos.

Aunque el marco aquí esbozado pueda parecer general o conceptual, esto es intencionado. La restauración ecológica, por su propia naturaleza, debe diseñarse y ejecutarse de forma *ad hoc*, respondiendo a las condiciones ambientales, sociales y logísticas únicas de cada lugar. Aunque se pueden extraer valiosas conclusiones de experiencias de restauración anteriores, el éxito de cualquier proyecto depende en última instancia de un profundo conocimiento del ecosistema local (es decir, sus características físicas, químicas, biológicas y socioeconómicas) así como de la identificación de los factores específicos del lugar que pueden influir en los resultados. Estos pueden incluir las condiciones hidrodinámicas, la composición de los sedimentos, la calidad del agua, las perturbaciones históricas y el grado de participación de las partes interesadas, entre otros.

No es viable ni deseable elaborar directrices de restauración exhaustivas y válidas para todos los casos. En cambio, esta guía pretende ser un marco flexible y adaptable que sirva de guía a los recién llegados, los profesionales y los responsables de la toma de decisiones a lo largo de las primeras etapas técnicas y conceptuales necesarias para el diseño y la ejecución de un proyecto de restauración de praderas de *Cymodocea nodosa*. Al hacerlo, hacemos hincapié en la importancia de comprender cómo las acciones de restauración contribuyen no solo a la recuperación ecológica, sino también a la mejora de servicios ecosistémicos clave, como la captura de carbono, el ciclo de nutrientes, la protección del litoral y la provisión de hábitats de alevinaje y reproducción para especies de interés pesquero. En última instancia, nuestro objetivo es promover esfuerzos de restauración que aporten beneficios ecológicos y sociales tangibles, garantizando que la restauración de las praderas marinas contribuya de manera significativa tanto a la sostenibilidad medioambiental como a la resiliencia de las comunidades.

En este sentido, recomendamos la lectura de «Diez reglas de oro para la restauración con el fin de garantizar sistemas socioecológicos de praderas marinas resilientes y justos», de Unsworth et al. (2025). A continuación, presentamos estas reglas con ligeras adaptaciones basadas en nuestra experiencia:

1. **Proteger primero las praderas marinas existentes:** antes de proponer cualquier medida de restauración, dar prioridad a la conservación de las praderas existentes.
2. **Trabajar en colaboración con las partes interesadas:** reconocer la importancia de involucrar a múltiples y diversas partes interesadas a lo largo de todo el proceso.
3. **La restauración ecológica no debe ser jardinería:** centrarse en los servicios ecosistémicos, el funcionamiento y la autosostenibilidad a largo plazo.
4. **Seleccionar cuidadosamente los sitios:** tener en cuenta los factores ambientales, ecológicos y socioeconómicos para identificar las áreas adecuadas para la restauración.
5. **Elegir los métodos adecuados:** seleccionar las técnicas de restauración más adecuadas para cada contexto específico, teniendo en cuenta la eficiencia y la escalabilidad.
6. **Utilizar material vegetal resistente:** tener en cuenta la genética de las poblaciones para evitar problemas relacionados con la baja diversidad genética y la posible contaminación genética.
7. **Maximizar la conectividad:** mejorar el éxito de la restauración teniendo en cuenta la dinámica de las metapoblaciones y mejorando la conectividad ecológica.
8. **Planificar con antelación:** contar con la infraestructura adecuada, la capacidad técnica y la disponibilidad de material de restauración antes de comenzar.
9. **Establecer objetivos realistas y fundamentados:** establecer objetivos medibles y garantizar la transparencia en la comunicación de los progresos y los resultados.
10. **Hacer que sea rentable:** reconocer la restauración ecológica como una inversión en lugar de un coste, haciendo hincapié en sus beneficios medioambientales y sociales a largo plazo.

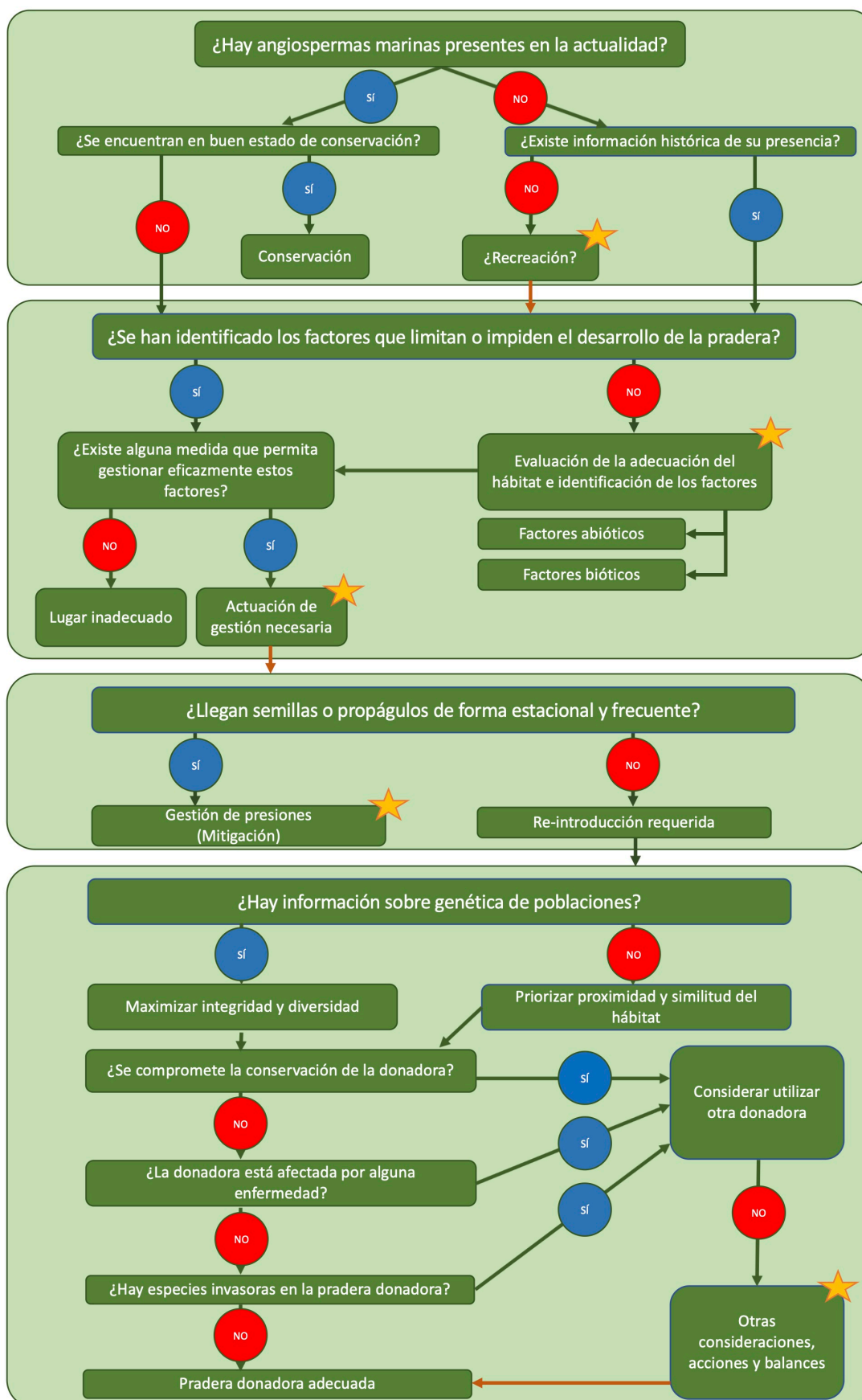


Figura 1. Guía para la restauración de praderas marinas. La información complementaria se detalla en los recuadros señalizados con una estrella.

★ Recreación ecológica

La restauración ecológica abarca una serie de intervenciones, entre ellas, la restauración, la rehabilitación, la mitigación y la recreación, que difieren en sus objetivos, desde el restablecimiento completo de las condiciones originales del ecosistema hasta la creación de nuevos ecosistemas funcionales o la compensación de las pérdidas ecológicas, pero que a menudo se solapan en la práctica (McDonald et al., 2016). La recreación ecológica se refiere a la creación de un nuevo ecosistema en una zona donde antes no existía, o donde el tipo de ecosistema original ya no es recuperable. En el otro extremo del espectro, la restauración ecológica consiste en ayudar activamente a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, con el objetivo de devolverlo lo más cerca posible a su condición original (antes de la perturbación). Aunque las distinciones teóricas entre estas intervenciones están bien reconocidas, sus límites prácticos suelen ser difusos debido al limitado conocimiento local de ecología del lugar, los cortos períodos de seguimiento, la variación en las condiciones iniciales del hábitat y la naturaleza intrínsecamente dinámica de los ecosistemas (Knowlton, 2004; Pauly, 1995).

Esta perspectiva subraya la visión de la restauración como un proceso continuo en lugar de un conjunto de acciones discretas: un espectro de enfoques de recuperación ecológica que se adaptan a las condiciones específicas del lugar, los objetivos de restauración y el estado cambiante de los ecosistemas (Chazdon et al., 2024). Independientemente del enfoque específico, la premisa subyacente de cualquier esfuerzo de restauración debe ser minimizar la manipulación del medio ambiente y centrarse en la recuperación de la integridad ecológica y los servicios ecosistémicos de manera autosostenible.

Incluso cuando hay pruebas claras de que una zona ha albergado históricamente praderas de pastos marinos extensas y productivas, esto no significa necesariamente que pueda, o deba, volver a hacerlo (Unsworth et al., 2025). Los cambios ambientales y socioeconómicos pueden alterar el equilibrio socioecológico del sistema, lo que podría bloquearlo en un estado estable alternativo (Unsworth et al., 2015), a menudo mantenido por retroalimentaciones ecológicas que impiden el retorno a una condición dominada por las praderas marinas (Maxwell et al., 2017). Por lo tanto, si es evidente que no es factible lograr un ecosistema resiliente y autosostenible con funcionalidad a largo plazo (SER International Science & Policy Working Group, 2004), no deben iniciarse acciones de restauración.

Debido a la falta de referencias ecológicas históricas, a menudo es imposible determinar si anteriormente existían praderas marinas en una zona concreta. En tales casos, la aplicación de modelos de idoneidad del hábitat cobra una importancia fundamental. La modelización es una herramienta esencial para orientar el proceso de restauración, ya que ayuda a priorizar los esfuerzos y a establecer estrategias para maximizar la eficiencia. Aunque los modelos de idoneidad del hábitat suelen estar limitados por la resolución espacial o temporal de los datos medioambientales, su precisión puede mejorarse mediante un proceso iterativo que combine la recopilación de datos medioambientales de alta resolución con ensayos de restauración a pequeña escala (Unsworth et al., 2025). En general, el movimiento de sedimentos, la hidrodinámica, la disponibilidad de luz y los nutrientes son los principales factores físico-químicos que se tienen en cuenta para evaluar la idoneidad del lugar, junto con parámetros biológicos como la densidad de bioturbadores, algas y herbívoros (Suykerbuyk et al., 2016).

★ Evaluación de la idoneidad del sitio receptor

Dada la urgencia de afrontar los retos medioambientales derivados del cambio global, la conservación y la gestión del medio ambiente se apoyan, con mayor frecuencia de la deseable, en suposiciones, ideas preconcebidas u opiniones de expertos. Este enfoque incrementa el riesgo de incurrir en razonamientos circulares o de formular diagnósticos erróneos basados en apelaciones a la autoridad o en nociones preconcebidas, en lugar de sustentarse en evidencias empíricas.

En este contexto, el desarrollo de ensayos y experimentos a pequeña escala, acompañados de un seguimiento adecuado, resulta esencial para comprender los mecanismos que determinan el éxito o el fracaso de las acciones de restauración. Estos ensayos experimentales ofrecen una oportunidad idónea para evaluar distintos métodos de restauración, tanto basados en plantas como en semillas, antes de su aplicación a gran escala, lo que permite reducir los riesgos asociados a las intervenciones de restauración. Asimismo, la combinación de actividades de trasplante en praderas donantes (empleadas como una suerte de control positivo) y en sitios receptores, junto con un seguimiento riguroso, puede aportar información valiosa para identificar los factores físico-químicos, biológicos y antropogénicos que dificultan o favorecen el establecimiento de praderas marinas en el área objetivo.

★ Gestión

Las medidas de gestión destinadas a promover la colonización o recolonización de las praderas marinas pueden ser diversas y deben adaptarse a las

condiciones locales y a las características específicas del lugar. En general, se prefieren los enfoques de restauración que implican una manipulación mínima del medio ambiente y se basan en procesos naturales para impulsar la recuperación. Sin embargo, cuando la recuperación natural es poco probable o se produce demasiado lentamente, pueden ser necesarias medidas más intervencionistas, como la reintroducción de especies de angiospermas marinas, la estabilización de sedimentos o la modificación del medio ambiente.

Es importante tener en cuenta que, incluso después de mitigar o eliminar las presiones responsables del declive de las praderas marinas, las condiciones ambientales pueden diferir sustancialmente de las que favorecieron el desarrollo inicial de la pradera. Factores como los desequilibrios tróficos, la alteración de las características de los sedimentos o la ausencia de semillas o propágulos entrantes pueden impedir la regeneración pasiva y requerir medidas de restauración más intervencionistas.

★ Mitigación

La mitigación ecológica abarca todas las medidas destinadas a reducir o compensar los efectos adversos sobre los ecosistemas y la biodiversidad derivados del desarrollo, la contaminación, la extracción de recursos u otras presiones antropogénicas. Los factores que limitan el asentamiento y el desarrollo de las praderas marinas suelen ser múltiples y diversos. Una vez identificados estos factores limitantes (preferiblemente a través de datos empíricos derivados de programas de seguimiento o ensayos experimentales), se pueden aplicar medidas de mitigación adecuadas para reducir o eliminar sus efectos negativos. Estas medidas deben ir acompañadas de un seguimiento riguroso para evaluar su eficacia.

Si el éxito de dichas medidas resulta limitado o insignificante, deben reevaluarse y pueden diseñarse nuevos experimentos para evaluar la idoneidad del hábitat e identificar los factores ambientales o antropogénicos que limitan el desarrollo de las praderas marinas. Las medidas de mitigación suelen requerir la restricción de determinadas actividades, la limitación del uso de zonas específicas o la consideración de intervenciones de ingeniería pesada (por ejemplo, el recubrimiento con arena). En tales casos, es muy conveniente combinar enfoques experimentales con marcos de seguimiento sólidos para evaluar los resultados de las estrategias de conservación o mitigación. Es esencial comunicar los principales resultados de estos experimentos de

forma clara y accesible a las partes interesadas, especialmente cuando las medidas de gestión pueden imponer restricciones al uso de las zonas costeras o marinas.

Para evaluar la eficacia de las medidas de mitigación, los diseños experimentales Antes–Después–Control–Impacto (BACI, por sus siglas en inglés) proporcionan un marco sólido y una valiosa orientación metodológica. Numerosos informes técnicos y estudios científicos han empleado enfoques BACI para evaluar el éxito de diversas estrategias de mitigación, como la sustitución de los fondeos tradicionales de amarre oscilante por sistemas de amarre ecológicos (Unsworth et al., 2017), las iniciativas de reducción de la contaminación (Facca et al., 2014; Santos et al., 2019), la modificación del sedimento mediante el recubrimiento con arena (sand capping; Flindt et al., 2022), la exclusión de determinados artes de pesca (Orth et al., 2006) y la conservación o restitución de redes tróficas (Heithaus et al., 2014).

★ Reintroducción

Una vez que han cesado las presiones responsables de la desaparición de una pradera marina y se han abordado otros desequilibrios o compensaciones resultantes de la alteración del ecosistema, se puede considerar la reintroducción si la llegada natural de semillas o propágulos es insignificante o inexistente. En tales casos, deben tenerse en cuenta dos puntos clave: (i) la selección de la pradera donante más adecuada para maximizar la diversidad genética y la integridad, y (ii) la identificación de la técnica de reintroducción más adecuada, teniendo en cuenta la eficacia y la escalabilidad.

Tener en cuenta la diversidad genética y la conectividad entre las poblaciones es fundamental para garantizar el éxito y la sostenibilidad a largo plazo de los esfuerzos de restauración (por ejemplo, el efecto de rescate, o la hipótesis del seguro biológico). La diversidad genética mejora el potencial de supervivencia y aclimatación al aumentar la probabilidad de incluir genotipos preadaptados a las condiciones locales (Ehlers et al., 2008; Reynolds et al., 2012). Proporciona un amortiguador genético que favorece la resiliencia de la población ante las fluctuaciones ambientales y los factores de estrés antropogénicos (Tanaka et al., 2011). Por el contrario, una baja diversidad genética aumenta el riesgo de depresión por endogamia, lo que reduce la heterocigosidad, la aptitud y la supervivencia de las plantas.

Sin embargo, aumentar la diversidad genética sin tener en cuenta la estructura natural de la población o la integridad genética puede provocar contaminación genética, erosionando las adaptaciones locales que son fundamentales para la persistencia a largo plazo (Hofmann et al., 2025). Por lo tanto, integrar los principios genéticos y de metapoblación en la planificación de la restauración, combinando análisis genéticos de

la población con modelos de idoneidad del hábitat, puede ser fundamental para garantizar el éxito ecológico a largo plazo y maximizar la eficacia de los esfuerzos de restauración (de la Morena, en revisión).

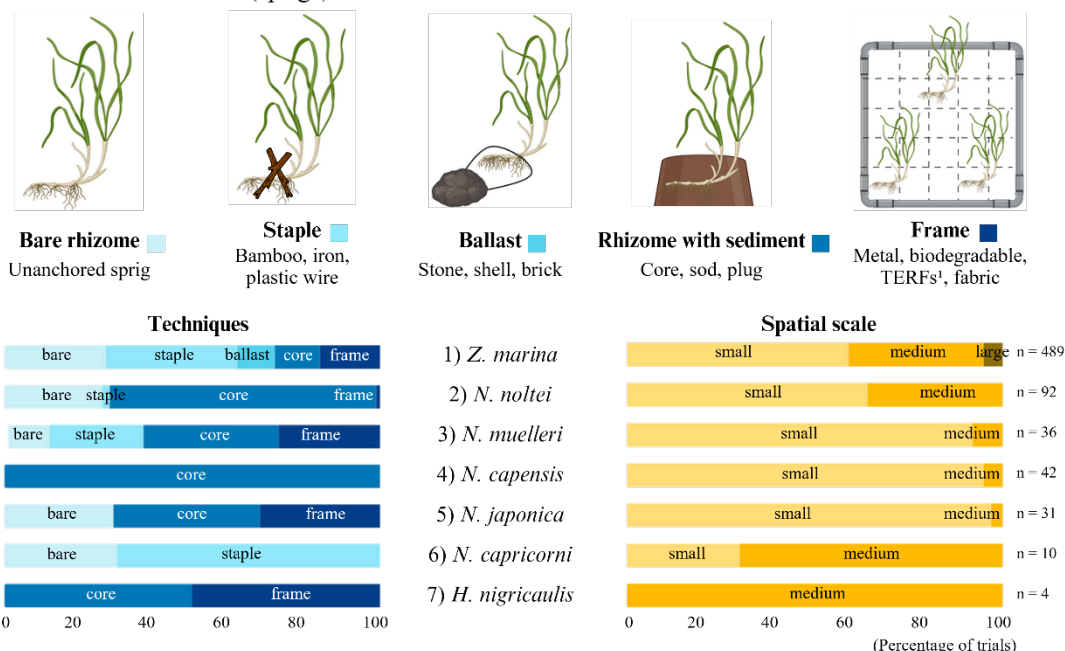
Cuando no se dispone de estudios genéticos de población, se debe adoptar un enfoque preventivo. En este contexto, generalmente se prefiere utilizar la población geográficamente más cercana, ya que la distancia genética suele estar autocorrelacionada espacialmente, siempre que no se conozca la existencia de barreras biogeográficas o ecológicas significativas.

La elección de la técnica puede depender de la disponibilidad de material donante y de la rentabilidad del método a la escala deseada. En zonas donde los prados donantes son escasos o de difícil acceso, se puede dar prioridad a la eficiencia sobre el coste, y se debe tener especial cuidado para garantizar que el uso de plantas donantes no afecte negativamente a las praderas marinas donadoras, ya que esto puede convertirse en un obstáculo para la restauración. Por el contrario, en las zonas donde el material donante es abundante, las limitaciones laborales y económicas pueden determinar la escala viable de la restauración, y en tales casos, puede prevalecer la rentabilidad.

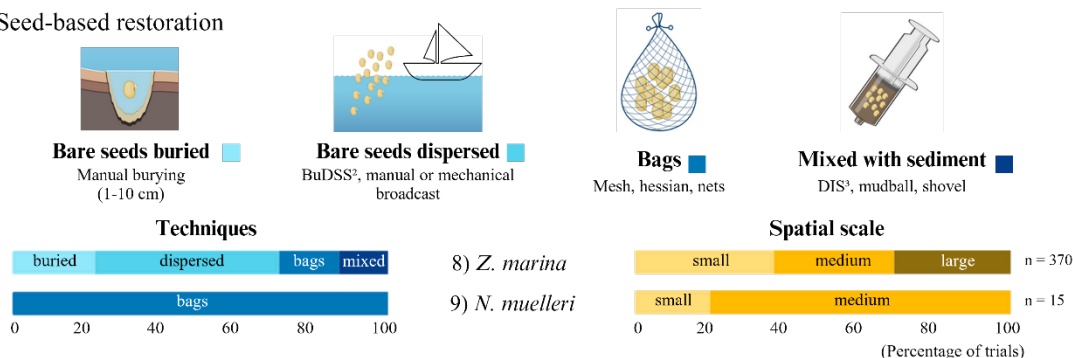
Un análisis global de la literatura científica sobre todas las especies de la familia *Zosteraceae* (excluyendo el género *Phyllospadix*) identificó nueve familias de técnicas de restauración (Figura 2; de la Morena et al., en revisión): cinco basadas en esquejes y cuatro basadas en semillas. Las principales diferencias entre estas técnicas se refieren al tipo de anclaje utilizado y a si el material puede esparcirse a mano o de forma modular, lo que puede influir en la escalabilidad. En todos los casos, la selección de la técnica más adecuada probablemente sea específica para cada lugar y, en el mejor de los casos, debería basarse en ensayos experimentales a pequeña escala. Las técnicas identificadas en este análisis para el género *Zostera sensu stricto* son fácilmente transferibles a muchas especies del género *Cymodocea*, dado que ambos géneros presentan numerosas similitudes morfológicas, fisiológicas y ecológicas. En este sentido, los resultados preliminares del proyecto RECOMAR respaldan esta premisa.

Small-scale (<10m²) Medium-scale (10-1000m²) Large-scale (>1000m²)

A) Shoot-based restoration (sprigs)



B) Seed-based restoration



¹TERFs: Transplanting Eelgrass with Remote Frame System; ²BuDSS: Buoy Deployed Seeding System; ³DIS: Dispenser Injection Seeding

Figura 2. Técnicas y escalas espaciales utilizadas para cada especie de *Heterozostera*, *Nanozostera* o *Zostera*, según se recoge en los artículos de investigación originales extraídos de las bases de datos Scopus y Web of Knowledge. Las escalas espaciales se clasifican en pequeñas (<10 m²), medianas (10-1000 m²) y grandes (>1000 m²), dependiendo de la parte de la planta utilizada: fragmentos de rizoma (A) o semillas (B). El número de ensayos (n) se indica para cada barra en el lado derecho. Extraído de De la Morena et al. (en revisión en *Journal of Environmental Management*).

★ Otras consideraciones

La posible introducción de especies exóticas, enfermedades y plagas que puedan amenazar a las especies autóctonas o comprometer las praderas marinas plantea importantes cuestiones éticas y ecológicas que deben evaluarse caso por caso. Las medidas de restauración deben diseñarse para prevenir la contaminación biológica, incluida la transferencia involuntaria de especies invasoras, parásitos o patógenos.

Antes de cualquier traslado o reintroducción, es esencial realizar una evaluación exhaustiva de los riesgos para la bioseguridad, teniendo en cuenta tanto la probabilidad de introducir taxones exóticos como la gravedad potencial de sus impactos. Si la introducción de especies no autóctonas, patógenos o plagas es inevitable, es fundamental determinar si ya están presentes en la zona receptora; en caso afirmativo, los riesgos se reducen, pero no se eliminan. Por el contrario, si no están presentes, los riesgos pueden superar los posibles beneficios, y la restauración debe reconsiderarse o llevarse a cabo bajo estricta cuarentena, supervisión o cultivo “ex situ” para garantizar que el material reintroducido esté limpio.

Las actividades de restauración también deben evitar comprometer la viabilidad de las praderas marinas existentes. Para ello, es fundamental evaluar la autosostenibilidad natural de las poblaciones donantes, ya que la recolección de plantas y/o semillas, así como la alteración de las condiciones ambientales que puedan suponer una amenaza para estas poblaciones, contradice los principios básicos de la conservación. Cuando las praderas marinas existentes se ven amenazadas por desarrollos a gran escala u obras de ingeniería, la obtención de material donante puede resultar éticamente cuestionable e incluso constituir lo que en la terminología anglosajona se denomina “greenwashing”, es decir, el uso de iniciativas de restauración para justificar proyectos perjudiciales para el medio ambiente. En última instancia, la conservación debe tener prioridad sobre la restauración o la recreación. La restauración nunca debe servir de excusa para destruir hábitats funcionales, y la toma de decisiones éticas debe equilibrar la viabilidad ecológica, la integridad genética, la bioseguridad y las prioridades de conservación en un sentido más amplio.

REFERENCIAS

- Chazdon, R.L., Falk, D.A., Banin, L.F., Wagner, M., J. Wilson, S., Grabowski, R.C., Suding, K.N., 2024. The intervention continuum in restoration ecology: rethinking the active–passive dichotomy. *Restor. Ecol.* 32, 1–13. doi:10.1111/rec.13535
- De la Morena, A.N.G., Morrison, L., Haro, S., Lugilde-Yáñez, J., Korbee, N., Pansini, A., Cid-Iturbe, A., Beca-Carretero, P., Bermejo, R., en revisión. Unlocking seagrass recovery: a global meta-analysis for scalable and successful *Zostera* restoration.
- 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

- Facca, C., Ceoldo, S., Pellegrino, N., Sfriso, A., 2014. Natural Recovery and Planned Intervention in Coastal Wetlands: Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy) as a Case Study. *Sci. World J.* 2014. doi:10.1155/2014/968618
- Flindt, M.R., Oncken, N.S., Kuusemäe, K., Lange, T., Aaskoven, N., Winter, S., Sousa, A.I., Rasmussen, E.K., Canal-Verges, P., Connolly, R.M., Kristensen, E., 2022. Sand-capping stabilizes muddy sediment and improves benthic light conditions in eutrophic estuaries: Laboratory verification and the potential for recovery of eelgrass (*Zostera marina*). *J. Sea Res.* 181. doi:10.1016/j.seares.2022.102177
- Heithaus, M.R., Alcoverro, T., Arthur, R., Burkholder, D.A., Coates, K.A., Christianen, M.J.A., Kelkar, N., Manuel, S.A., Wirsing, A.J., Kenworthy, W.J., Fourqurean, J.W., 2014. Seagrasses in the age of sea turtle conservation and shark overfishing. *Front. Mar. Sci.* 1, 1–6. doi:10.3389/fmars.2014.00028
- 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
- Knowlton, N., 2004. Multiple “stable” states and the conservation of marine ecosystems. *Prog. Oceanogr.* 60, 387–396. doi:10.1016/j.pocean.2004.02.011
- 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
- McDonald, T., Jonson, J., Dixon, K.W., 2016. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restor. Ecol.* 24, S4–S32. doi:10.1111/rec.12359
- Orth, R.J., Luckenbach, M.L., Marion, S.R., Moore, K.A., Wilcox, D.J., 2006. Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. *Aquat. Bot.* 84, 26–36. doi:10.1016/j.aquabot.2005.07.007



- Pauly, D., 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 10, 430. doi:10.1016/S0169-5347(00)89171-5
- Reynolds, L.K., McGlathery, K.J., Waycott, M., 2012. Genetic diversity enhances restoration success by augmenting ecosystem services. *PLoS One* 7, 1–7. doi:10.1371/journal.pone.0038397
- Santos, C.B.D.L., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C.M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Jankowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayter, G., Seglar Arañó, X., Jong, D.J. De, Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Vergara, J.J., Santos, R., 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nat. Commun.* 1–8. doi:10.1038/s41467-019-11340-4
- SER International Science & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Suykerbuyk, W., Govers, L.L., Bouma, T.J., Giesen, W.B.J.T., de Jong, D.J., van de Voort, R., Giesen, K., Giesen, P.T., van Katwijk, M.M., 2016. Unpredictability in seagrass restoration: analysing the role of positive feedback and environmental stress on *Zostera noltii* transplants. *J. Appl. Ecol.* 53, 774–784. doi:10.1111/1365-2664.12614
- Tanaka, N., Demise, T., Ishii, M., Shoji, Y., Nakaoka, M., 2011. Genetic structure and gene flow of eelgrass *Zostera marina* populations in Tokyo Bay, Japan: Implications for their restoration. *Mar. Biol.* 158, 871–882. doi:10.1007/s00227-010-1614-2
- Unsworth, R.K.F., Collier, C.J., Waycott, M., McKenzie, L.J., Cullen-Unsworth, L.C., 2015. A framework for the resilience of seagrass ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 100, 34–46. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.08.016
- 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
- Unsworth, R.K.F., Williams, B., Jones, B.L., Cullen-Unsworth, L.C., 2017. Rocking the boat: Damage to eelgrass by swinging boat moorings. *Front. Plant Sci.* 8, 1–11. doi:10.3389/fpls.2017.01309

“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)”.