



for a living planet



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

**EFFECTIVIDAD DE LOS TRANSPLANTES DE *POSIDONIA OCEANICA*
EFECTUADOS EN EL ENTORNO DEL PUERTO DEPORTIVO LUIS
CAMPOMANES (ALTEA)**



Han intervenido en la elaboración de este informe:

Coordinación: José Luis Sánchez Lizaso, Profesor Titular Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante

Yolanda Fernández Torquemada, Investigadora, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante

José Miguel González Correa, Profesor asociado Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante

1. INTRODUCCIÓN

Posidonia oceanica es una fanerógama marina endémica del mar Mediterráneo, dónde ocupa los primeros metros de profundidad (0-50 m), quedando por tanto expuesta a un elevado número de impactos antrópicos (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990; Ruiz, 2000). Se trata de una especie de baja capacidad de recuperación (Marbá y Duarte, 1998; Gonzalez Correa *et al.*, 2005), pero de elevada importancia biológica y económica (Boudouresque y Meinesz, 1982), lo que ha propiciado que se halle protegida por una variada legislación vigente (Orden del 23 de enero de 1992 de la Generalitat de Valencia; Real Decreto del 7 de diciembre de 1995; Directiva comunitaria 97/62/CEE del 27 de octubre de 1997).

En la actualidad, y a pesar de dicho nivel de protección, *P. oceanica* continúa siendo objeto de considerables impactos que provocan la pérdida de superficies significativas de pradera. Como posible medida de recuperación de praderas degradadas áreas se han intentado desarrollar diversas técnicas de trasplante o reimplantación de esta especie.

Existen numerosas experiencias sobre el trasplante o restauración de fanerógamas marinas (Sheridan *et al.*, 1998; Gayaldo *et al.*, 2001; Paling *et al.* 2001a, 2001b; Bull *et al.*, 2004; Fishman *et al.*, 2004), generalmente de especies “colonizadoras”, con un crecimiento rápido y bajos requerimientos ecológicos (Sheridan *et al.*, 1998; Short *et al.*, 2002). Normalmente estos trasplantes se han realizado para pequeñas superficies debido a la dificultad que supone el restaurar grandes extensiones (Fishman *et al.*, 2004; Seddon, 2004). En todos estos estudios se ha podido observar que los resultados del trasplante son muy variables de unas especies a otras (Fonseca *et al.* 1998), o incluso dentro de cada una de ellas, dependiendo de las técnicas empleadas o de los factores ambientales existentes (profundidad, época del año, tipo de sustrato, etc.).

Los primeros trabajos sobre trasplante de *Posidonia oceanica* fueron realizados por la Asociación G. Cooper en Francia entre 1972 y 1981. Se trataba de estudios piloto en los que se transplantó un total de 70000 haces, de los cuales gran parte murieron a los pocos meses del trasplante (Cooper, 1982). En experiencias posteriores desarrolladas por la Universidad de Niza (Meinesz *et al.*, 1992; Molenaar y Meinesz,

1992; Meinesz *et al.*, 1993a, 1993b; Molenaar *et al.*, 1993; Genot *et al.*, 1994; Molenaar y Meinesz, 1995) la supervivencia de los distintos trasplantes resultó ser muy variable (0-96%). Estos resultados se volvieron a repetir en trabajos realizados por investigadores belgas (Vangeluwe *et al.*, 2004), en los que la tasa de supervivencia varió entre el 14 y el 84 %. Todos estos trabajos también han demostrado que existe una gran influencia de la época del año (Meinesz *et al.*, 1992), de la profundidad de origen y de destino de los trasplantes (Molenaar y Meinesz, 1992), de la procedencia de las plantas (Meinesz *et al.*, 1993a), de la morfología y separación entre haces (Molenaar *et al.*, 1993; Molenaar y Meinesz, 1995) así como del tipo de fondo en el que se realizan los trasplantes. Además, cabe destacar que estos estudios se han desarrollado a muy pequeña escala (entre 200 y 1000 haces transplantados en cada estudio) y los trasplantes se han realizado en zonas de pradera para asegurar que las condiciones eran óptimas para el crecimiento de la especie (Meinesz *com. pers.*).

En cualquier caso, en todos estos estudios el trasplante de fanerógamas marinas se suele realizar con fines de restauración o recuperación de las especies (Sheridan *et al.*, 1998; Procaccini y Piazzini, 2001; Seddon, 2004), y en muy pocas ocasiones como medida correctora para trasladar determinadas extensiones de pradera fuera del alcance de futuros impactos (Gayaldo *et al.*, 2001).

En Marzo del 2005 se comenzó a realizar la “Restauración ambiental de la pradera de *Posidonia oceanica* en relación al proyecto de ampliación del Puerto Deportivo Luis Campomanes (Altea, Alicante)”. La empresa encargada de dicho proyecto extrajo bloques cúbicos de aproximadamente 1 m² de superficie por unos 40 cm de profundidad de *Posidonia oceanica*, incluyendo rizoma y sedimentos, de una zona en la que se iba a realizar la ampliación del futuro puerto. Estos fragmentos fueron trasladados a “calvas”, manchas sin *Posidonia*, situadas en la pradera más cercana, a la misma profundidad y fuera de la zona de expansión del puerto.

En el presente trabajo se pretende evaluar la viabilidad de dicha actuación, estimando la vitalidad de las plantas transplantadas, mediante medidas de densidad y cobertura, y comparándola con la de las plantas de una pradera cercana y de condiciones similares.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y diseño experimental

En Octubre del 2005 se realizó una búsqueda mediante acuaplano en el área de estudio hasta encontrar las dos zonas en las que se había realizado el transplante. A su vez se seleccionaron otras dos zonas de características similares (igual profundidad y cercanía, pero fuera del posible impacto generado por las obras del puerto o del propio transplante) para que actuasen como zonas de referencia o control (Figura 1).

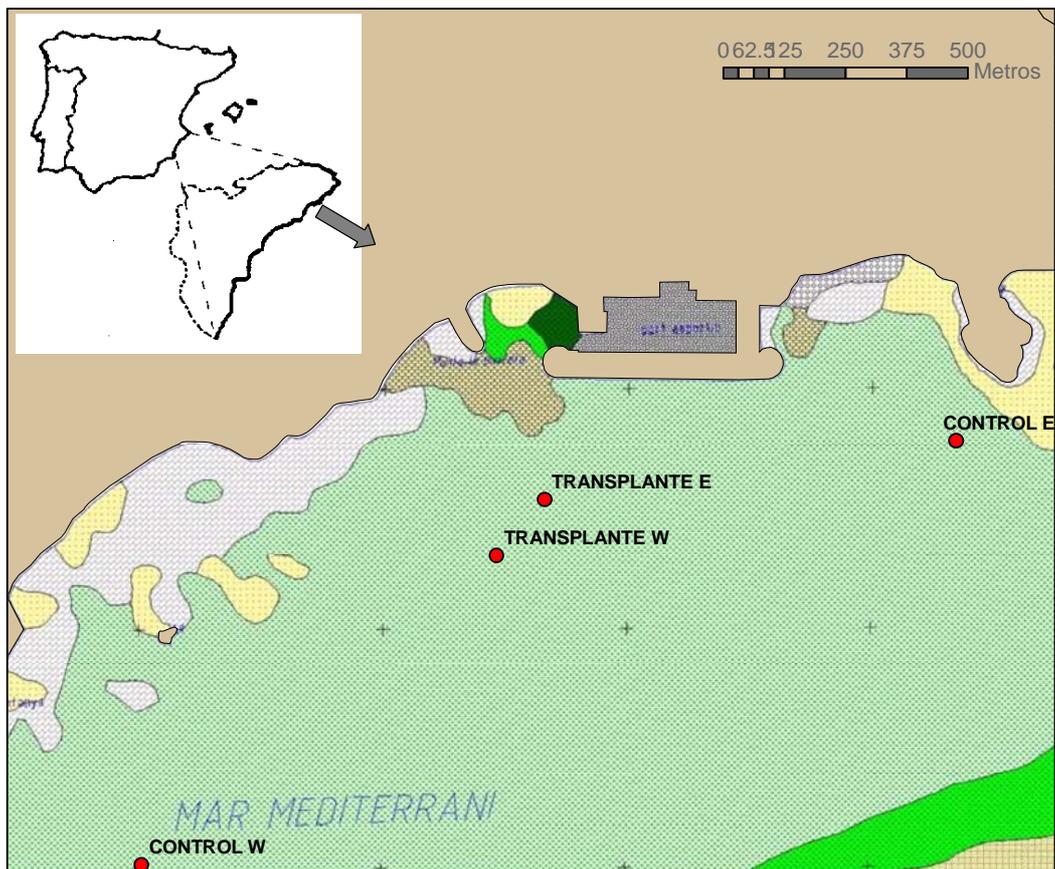


Figura 1. Localización de las zonas de estudio (Cartografía modificada de Sánchez Lizaso *et al.*, 2002).

Con el fin de caracterizar el estado de los transplantes de *P. oceanica*, en dichas zonas se tomaron datos de densidad de haces vivos y muertos y cobertura. Como los transplantes ocupaban aproximadamente una superficie de 10 m², el muestreo en todas las localidades siguió el mismo diseño (Figura 2). Dicho diseño estaba basado en tres transectos de cobertura de 10 m de longitud, a ambos lados de los cuales se tomaban los datos de densidad (a 0, 5 y 10 m). Se entiende como densidad el número de haces por metro cuadrado de pradera (Sánchez Lizaso, 1993). Para determinarla se empleó un cuadrado metálico de 40 x 40 cm que era arrojado aleatoriamente sobre las manchas de *Posidonia*. Se contó el número de haces existentes dentro de cada uno de los cuadrados, teniendo en cuenta si estaban vivos o muertos, y se extrapolaron hasta una unidad de 1 m² de superficie. La cobertura o porcentaje de la superficie del sustrato cubierta por pradera (Sánchez Lizaso, 1993) se estimó empleando una cinta métrica de 10 metros, mediante la que se registró la longitud cubierta por la pradera, así como el estado de ésta (mata muerta o en regresión), y la de otros sustratos o especies presentes (*Caulerpa prolifera*, etc.). Posteriormente los datos fueron expresados en porcentajes de recubrimiento.

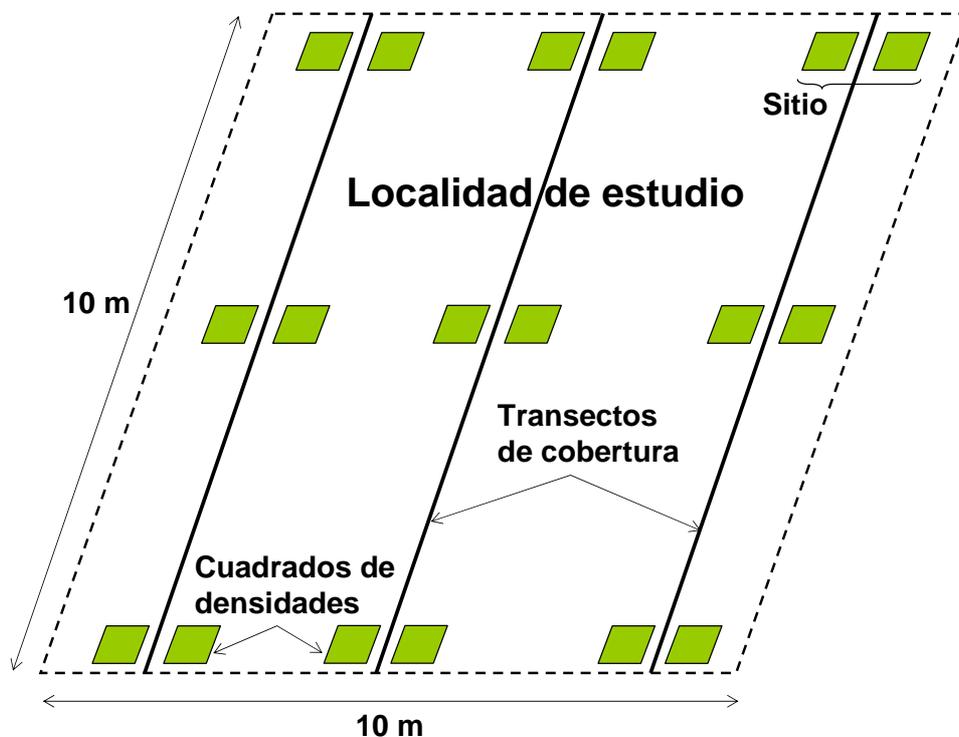


Figura 2. Diseño de la toma de datos dentro de cada uno de los sitios control y transplantados.

2.2. Análisis de datos

Los datos de densidad y cobertura fueron evaluados mediante un análisis de varianza (ANOVA), después de comprobar la homogeneidad de la varianza de los datos mediante el test de Cochran (Underwood, 1997). Para las densidades se empleó un ANOVA de tres factores (*transplantes vs controles, transectos y sitios*), que para las coberturas se redujeron a dos (*transplantes vs controles y transectos*). De este modo el modelo lineal empleado para estos análisis fue:

$$X_{ijkn} = \mu + C_i + T(C)_{j(i)} + S(T(C))_{k(j(i))} + \text{Residual}_{n(k(j(i)))} \quad (\text{densidades})$$

$$X_{ijkn} = \mu + C_i + T(C)_{j(i)} + \text{Residual}_{n(j(i))} \quad (\text{coberturas})$$

donde X_{ijkn} es cada variable dependiente, μ es la media total, C_i es el factor *praderas control vs transplantadas*, $T(C)_{j(i)}$ es el efecto del j enésimo *transecto* en cada nivel del factor *pradera* y $S(T(C))_{k(j(i))}$ es el efecto del k -ésimo *sitio* en cada tratamiento del factor *transecto* y estima la variabilidad en una escala espacial en el orden de metros. $\text{Residual}_{n(k(j(i)))}$ es el término que recoge la variabilidad entre muestras. C_i se consideró un factor fijo, y $T(C)_{j(i)}$ y $S(T(C))_{k(j(i))}$ también fijos pero anidados sucesivamente en su nivel superior.

El contraste del factor *zonas transplantadas vs controles* para la cobertura adquirió más potencia al poderse efectuar la suma de los factores anidados (localidades y sitios). Según Underwood (1997), esta suma o "*pooling*" de factores es factible siempre que no sean significativos con $p > 0.275$, condición necesaria para evitar el error de tipo II (que no se demuestren diferencias cuando existen).

Todos estos cálculos fueron realizados empleando el programa estadístico GMAV.5 (University of Sydney, Underwood y Chapman 1997). En todos los análisis el nivel de significación empleado fue 0,05.

3. RESULTADOS

La cobertura de *Posidonia oceanica* (Figura 3, Tabla 1) resultó ser significativamente mayor en las zonas control (82-91 %) que en las zonas transplantadas (31-46 %). Se observó la tendencia opuesta para el porcentaje de mata muerta, que alcanza valores significativamente menores en las zonas control (4-5 %) frente a las zonas de transplante (47-51 %).

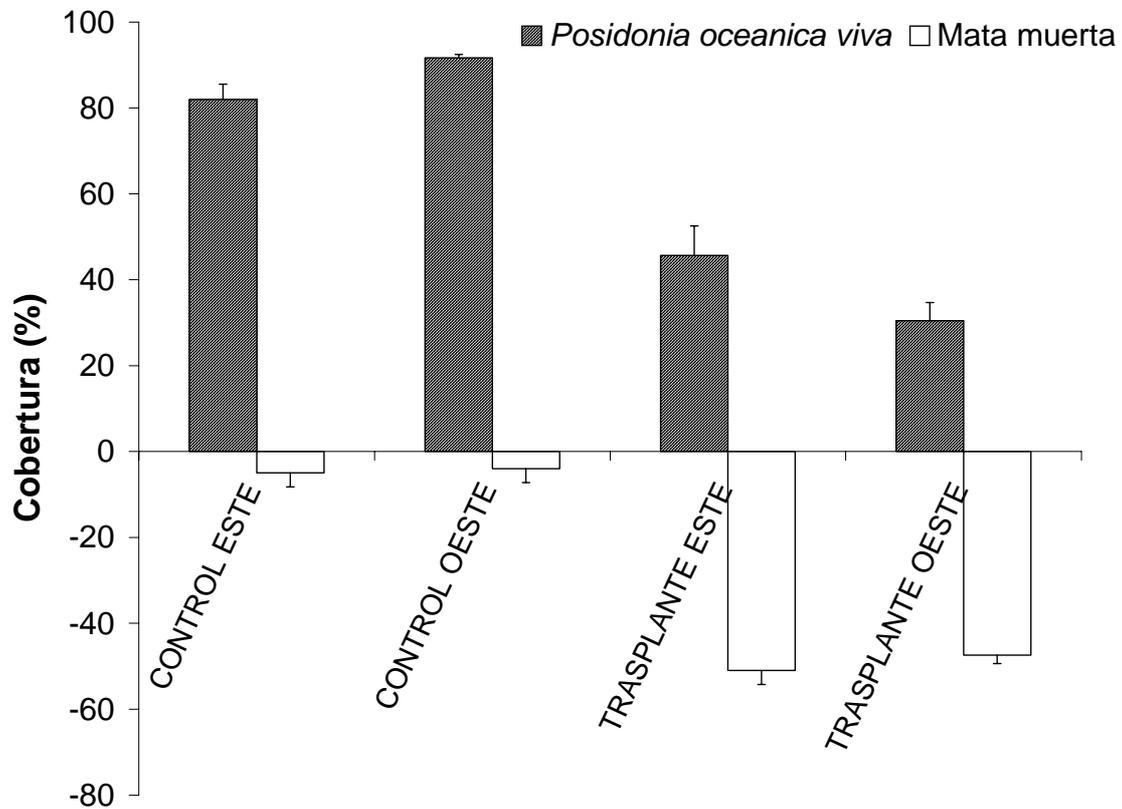


Figura 3. Representación de la cobertura media de *Posidonia oceanica* viva y muerta (% de recubrimiento de fondo) en las estaciones control y en las zonas de transplante. Las barras representan el error típico, n=3.

Los datos de densidad de haces vivos obtenidos (Figura 4.1, Tabla 1) fueron significativamente menores para las zonas transplantadas (86 – 224 haces m⁻²) frente a las controles (366 – 516 haces m⁻²). Mientras que las densidades de haces muertos (Figura 4.3) presentaron valores más bajos en las praderas control (44 – 72 haces m⁻²) y más elevados en los transplantes (121 – 172 haces m⁻²). La suma de ambos valores, haces vivos y muertos (Figura 4.2), no coincide con la densidad de los controles (224-345 haces m⁻² frente a 437-568 haces m⁻²) ya que el método empleado subestima la cantidad de haces muertos al no considerar los haces perdidos por erosión de los bloques transplantados.

Tabla 1. Resultados de los análisis de la varianza (ANOVA) aplicados a la densidad de haces vivos y muertos, a la cobertura de la pradera y la cobertura de mata muerta de *Posidonia oceanica* en las diferentes transectos y sitios de las praderas control y de las zonas transplantadas. *p<0.05; **p<0.01.

Fuentes de variación	g.l.	Haces vivos m ⁻²		Haces totales m ⁻²		Haces muertos m ⁻²	
		MS	F	MS	F	MS	F
Transplante-Control = TrCo	1	33.7947	56.82 ^{**} pooled	5.8097	42.10 [*]	142778.3	70.05 [*]
Sitio (TrCo)	2	0.5017		0.1380	1.36	2038.3	1.76
Transecto (Sitio (TrCo))	8			0.1018	1.40	1158.3	0.46
Residual	60			0.0730		2491.0	

Fuentes de variación	g.l.	Cobertura <i>P. oceanica</i> (%)		Cobertura Mata muerta (%)	
		MS	F	MS	F
Transplante-Control = TrCo	1	7134.6	29.32 [*]	5994.3	572.5 ^{**}
Sitio (TrCo)	2	243.4	6.23 [*]	10.5	0.6
Residual	8	39.08		17.7	

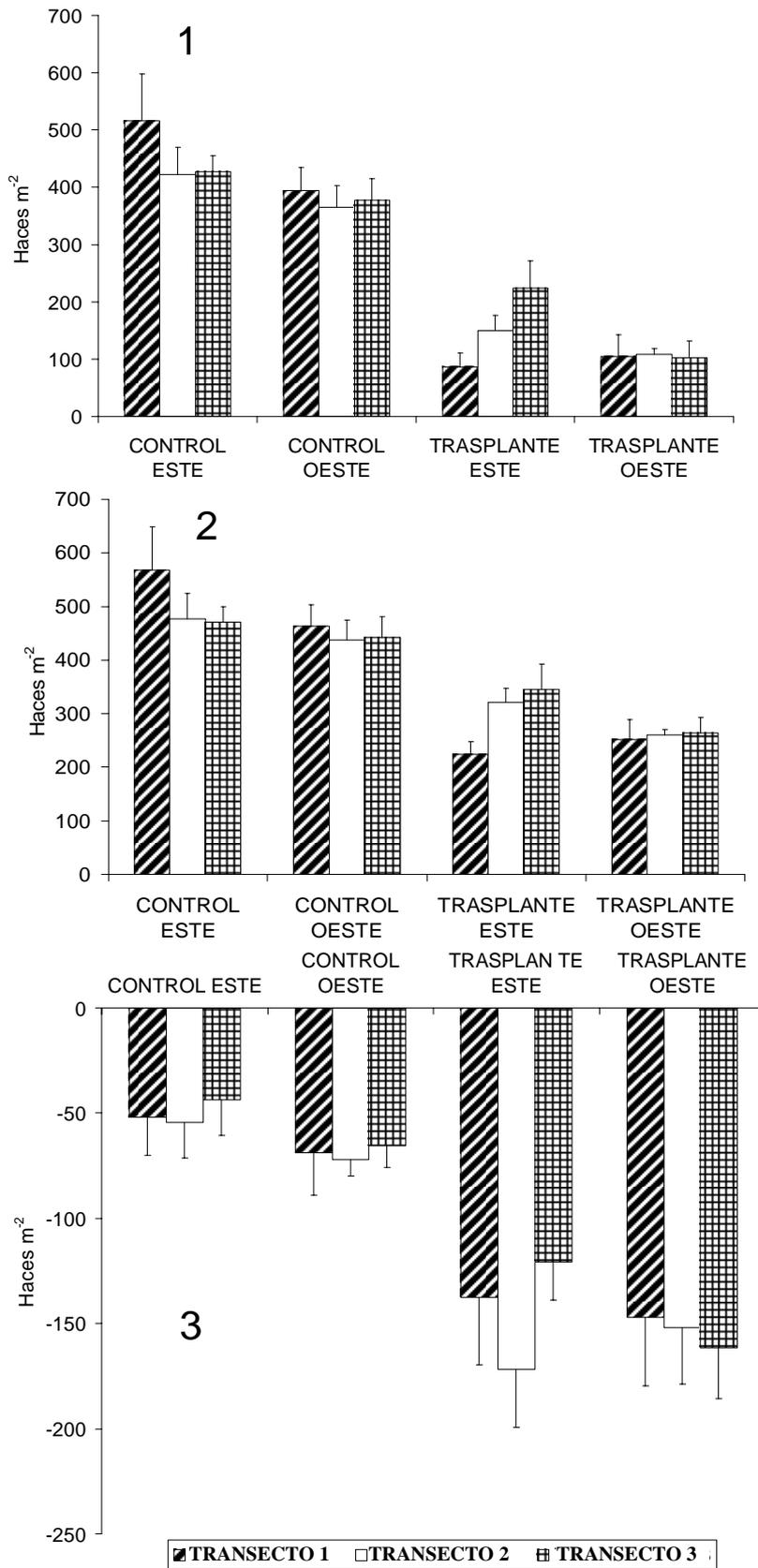


Figura 4. Estimación de: 1) haces vivos, 2) haces totales y 3) haces muertas por m² en dos sitios transplantados vs dos controles. En cada sitio se representan los valores promedio de tres transectos (\pm Error típico), n=6.

4. DISCUSIÓN

En el presente estudio, realizado siete meses después de las actuaciones de reimplantación de *Posidonia oceanica*, se ha detectado una elevada mortalidad de las plantas transplantadas y una considerable degradación de los haces que continuaban vivos en el momento del muestreo. En los bloques transplantados se estimaron unas coberturas de mata muerta del 47-51 %, frente al 4-5 % que se obtuvo en las praderas control. En estos bloques también se determinaron unas densidades de 121-172 haces muertos m^{-2} , en contraste con los 44-72 haces muertos m^{-2} obtenidos en las zonas de referencia. Probablemente la cantidad de haces muertos en los bloques transplantados ha sido subestimada, ya que durante el estudio se observó que una vez muertos los rizomas se desprendían con mucha facilidad. Una posible solución a esta subestima de las densidades de haces muertos sería la de contrastar los datos de haces vivos de las zonas transplantadas (86-224 haces m^{-2}) frente a las control (366-516 haces m^{-2}), así se obtendría una diferencia de aproximadamente 290 haces m^{-2} que serían equivalentes a una mortalidad del 70 % de los haces de cada metro cuadrado transplantado. Si los valores se expresan en densidad global (incluyendo cobertura) el porcentaje de supervivencia se reduce al 15 % de los haces transplantados.

Una de las principales causas de fracaso las experiencias previas de transplante de fanerógamas marinas ha sido atribuida a la mala elección de la zona de transplante (Davis y Short, 1997; Fonseca *et al.*, 2002; Short *et al.*, 2002). En este proyecto la alta mortalidad de las plantas no se puede atribuir a dicha causa, ya que la zona de transplante parece cumplir todos los requisitos para la supervivencia de *Posidonia oceanica*. De hecho, el reimplante se realizó en calvas de arena, rodeadas por pradera y situadas a la misma profundidad de la que procedían las plantas transplantadas. La elevada mortalidad detectada tampoco parece deberse a la época del año en que se realizó el transplante, ya que se aseguró suficiente tiempo para que las plantas se adaptasen antes de periodos estacionales más críticos (Paling *et al.*, 2001a; Fonseca *et al.*, 2002). Por lo tanto, parece más probable que el fracaso de esta actuación se deba a la manipulación general de las plantas. Entendiendo como tal la extracción, el transporte y la implantación de los bloques empleados en dicho transplante. Por otro lado, el hecho de haber empleado grandes bloques como unidades de transplante debería haber evitado que estos se desagregaran ante un fuerte hidrodinamismo (Fonseca *et al.*, 2002), pero en

la mayoría de ellos esto no ocurre, y en sus bordes se produce una elevada “erosión” de los rizomas. En las partes del bloque en las que quedan haces vivos estos están muy desprotegidos. Además, los haces supervivientes presentan una vitalidad reducida por lo que se espera que las tasas de mortalidad aumenten en los próximos meses. Normalmente el trasplante de fanerógamas marinas resulta posible cuando se trata de especies “colonizadoras”, de crecimiento rápido y con bajos requerimientos ecológicos (Sheridan *et al.*, 1998; Short *et al.*, 2002), pero para especies “climax”, de baja capacidad de colonización y muy vulnerables a cualquier tipo de perturbación (Marbá y Duarte, 1998; Gonzalez Correa *et al.*, 2005), como es el caso de *P. oceanica*, no se puede considerar factible. De hecho, en el caso de *Posidonia oceanica*, hasta el momento solo existían experimentos preliminares y a pequeña escala, en los que se pretendía dilucidar las mejores condiciones para posibles regeneraciones de esta especie.

Además, al deterioro de los haces reimplantados hay que añadir que las técnicas de trasplante suelen impactar las zonas donantes, creando bordes de fácil erosión ante el hidrodinamismo y aumentando el enfangamiento, que puede causar un descenso en la disponibilidad lumínica así como una hipersedimentación que afecta a las praderas más cercanas (Fonseca *et al.*, 2002; Bull *et al.*, 2004; Seddon, 2004).

5. CONCLUSIONES

La supervivencia a los 7 meses de realizados los trasplantes piloto en la zona del puerto deportivo de Campomanes es del 15 % lo que se corresponde con una reducción de la densidad del 70% y una reducción de la cobertura del 50%.

Los haces supervivientes presentan, en muchos casos, pocas hojas cortas con necrosis, lo que indica su escasa vitalidad. Por ello resulta previsible que la mortalidad se incremente en el futuro.

Estos resultados no parecen aconsejar el uso de técnicas de trasplante como medidas correctoras para reducir el impacto de las actividades humanas en praderas de *Posidonia oceanica*. Estas técnicas sólo han demostrado alguna utilidad para recuperar zonas degradadas por especies de fanerógamas marinas pioneras, con altas tasas de crecimiento y tolerancia ante condiciones adversas. Ninguna de estas características las presentan las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo.

En el presente trabajo se ha estudiado de la viabilidad de un trasplante piloto, de menores dimensiones que el proyecto original de restauración, y a raíz de los resultados obtenidos podemos concluir que no sería factible continuar con dicho proyecto a una mayor escala. De este estudio se desprende que las técnicas de trasplante de *Posidonia oceanica* para colonizar grandes superficies están todavía por desarrollar. En el caso de que en un futuro se obtuviesen mejores resultados éstas sólo deberían aplicarse como métodos de restauración, recuperando zonas en las que previamente existía esta especie y en la que las condiciones ambientales han vuelto a ser favorables para su reimplantación y evitando la degradación de las zonas donantes. En ningún caso se debería justificar la destrucción de nuevas extensiones de praderas por su posible “trasplante” a otras zonas como una medida compensatoria.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Boudouresque, C.F., Meinesz, A. 1982. Découverte de l'herbier de *Posidonie*. *Cah. Parc Natl. Port-Cros* 4, 1-79.
- Bull, J.S., Reed, D.C., Holbrook, S.J. 2004. An experimental evaluation of different methods of restoring *Phyllospadix torreyi* (Surfgrass). *Restoration Ecology* Vol. 12, N° 1, 70-79.
- Cooper G., 1982. Réimplantation de *Posidonia oceanica*. Protection des implants. *Bull. Ecol.* 13 (1), 65-73.
- Davis, R.C., Short, F.T. 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. *Aquat. Bot.* 59, 1-15.
- Fishman, J.R., Orth, R.J., Marion, S., Bieri, J. 2004. A comparative test of mechanized and manual transplanting of eelgrass, *Zostera marina*, in Chesapeake Bay. *Restoration Ecology* Vol. 12, N° 2, 214-219.
- 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° 12. NOAA Coastal Office, Silver Spring, Maryland.
- Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Julius, B.E., Shutler, S., Fluke, S. 2002. Seagrasses. En: *Handbook of ecological restoration*, Eds. Perrow, M & A.J. Davy, Cambridge University Press, 149-170.
- Gayaldo, P., Ewing, K., Wyllie-Echeverria, S. 2001. Transplantation and alteration of submarine environment for restoration of *Zostera marina* (eelgrass): A case study at Curtis Wharf (Port of Anacortes), Washington. *Puget Sound Research*, 12 pp.
- Genot, I., Caye, G., Meinesz, A., Orlandini, M. 1994. Role of chlorophyll and carbohydrate contents in survival of *Posidonia oceanica* cuttings transplanted to different depth. *Mar. Biol.* 119, 23-29.
- Gonzalez-Correa, J.M., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Valle, C., Sanchez-Jerez, P., Ruiz, J.M. 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 320, 65-76.
- Marbà, N., Duarte, C.M. 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 174, 269-280.
- Meinesz, A., Molenaar, H., Bellone, E., Loques, F. 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoot. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.* 13(2), 163-174.

- Meinesz, A., Molenaar, H., Caye, G. 1993 (a). Transplantations de phanerogames marines en Mediterranee. *Bolletino di Oceanologica Teorica ed Applicata* Vol. XI, N. 3-4, 183-190.
- Meinesz, A., Caye, G., Loques, F., Molenaar, H. 1993 (b). Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cross. *Bot. Mar.* 36, 209-216.
- Molenaar, H., Meinesz, A. 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica* II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.* 13(2), 175-185.
- Molenaar, H., Meinesz, A., Caye, G. 1993. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica* survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Bot. Ma.* 36, 481-488.
- Molenaar, H., Meinesz, A. 1995. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: survival and development of transplanted cuttings according to different spacings, arrangements and substrates. *Bot. Mar.* 38, 313-322.
- Paling, E.I., Van-Keulen, M., Wheeler, K.D., Phillips, J., Dyhrberg, R. 2001 (a). Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecological Engineering* 16, 331-339.
- Paling E.I., van Keulen, M., Wheeler, K.D., Phillips, J., Dyhrberg, R., Lord, D.A. 2001 (b). Improving mechanical transplantation. *Ecological Engineering* 18, 107-113.
- Procaccini, G., Piazzì, L. 2001. Genetic polymorphism and transplantation success in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Restoration Ecology* Vol. 9, N° 3, 332-338.
- Ruiz, J.M. 2000. Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Sanchez Lizaso, J.L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- Sánchez-Lizaso, J.L., Guillén, J.E., Ramos, A.A. 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer Méditerr.* 32(1), B-1 10, 7.
- Sánchez Lizaso, J.L., Bayle Sempere, J.T., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Martínez, J.E., Ortiz, M. & Ramos Esplá, A.A. 2002. Estudio de la influencia de la ampliación del puerto deportivo Luis Campomanes (Altea, Alicante) sobre el ecosistema y las comunidades marinas, con especial referencia a las praderas de *Posidonia oceanica*. *Informe técnico*, Unidad de Investigación de Biología Marina e Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales, Universidad de Alicante. 79 pp.

Seddon, S. 2004. Going with the flow: Facilitating seagrass rehabilitation. *Ecological Management & Restoration* Vol. 5, N° 3, 167-176.

Sheridan, P., McMahan, G., Hammerstrom, K., Pulich, W.Jr. 1998. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restoration Ecology* Vol. 6, N° 2, 144-158.

Short, F.T., Davis, R.C., Kopp, B.S., Short, C.A., Burdick, D.M. 2002. Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227, 253-267.

Underwood, A.J., 1997. Experiments in ecology. *Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Ed. Cambridge University Press. 504 pp.

Vangeluwe, D., Lepoint, G., Bouquegneau, J.M., Gobert, S. 2004. Effets de la transplantation sur les pousses de *Posidonia oceanica*. *Vie et Milieu* 54 (4), 223-230.

7. ANEXO FOTOGRAFICO



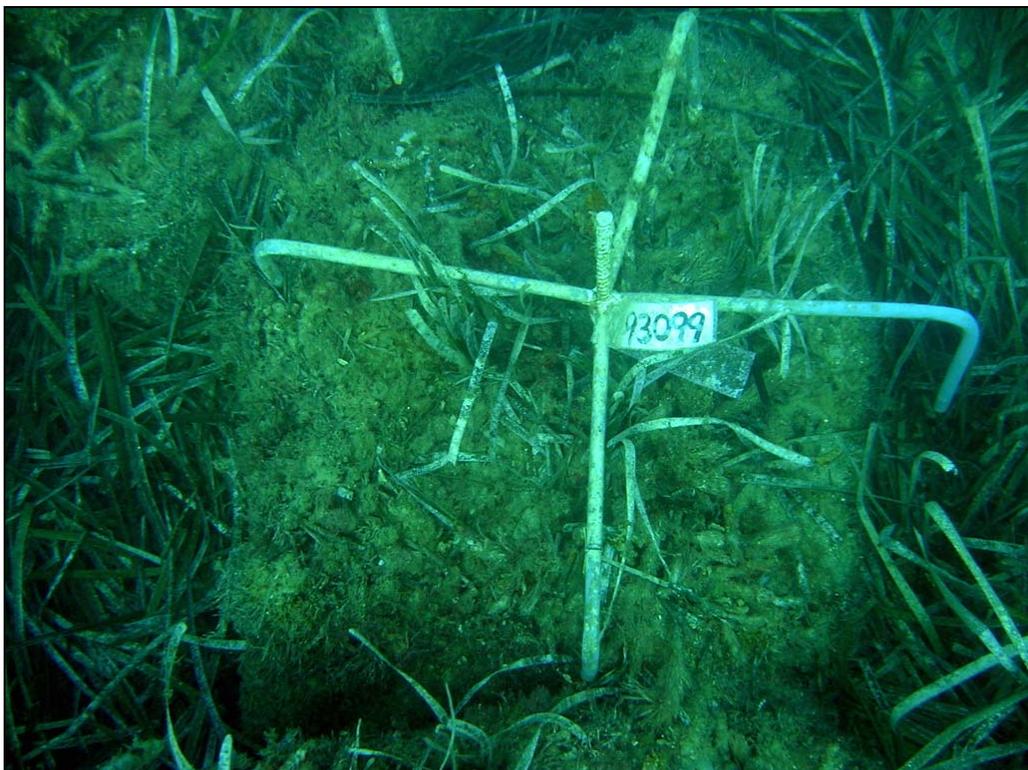
Fotografía 1. Unidad o bloque de transplante perteneciente a la primera zona de estudio (Transplante Este).



Fotografía 2. Parcela permanente empleada por la Universidad de Murcia para realizar el seguimiento de la reimplantación.



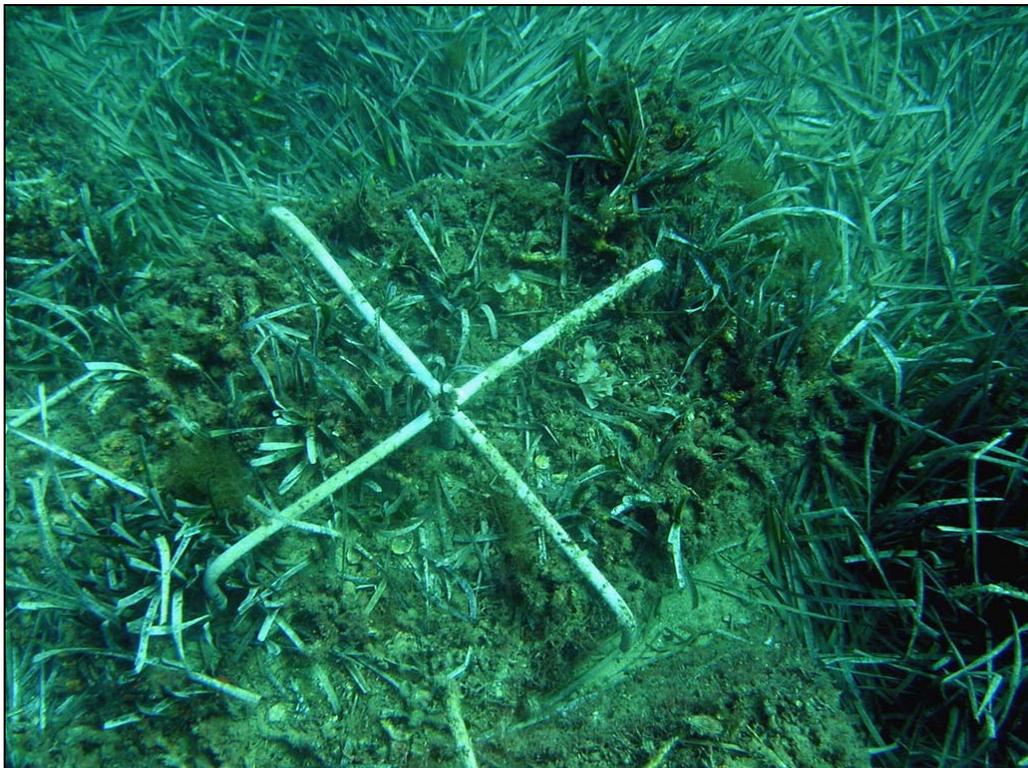
Fotografía 3. Bloque de transplante en el que se puede observar la desagregación de los rizomas.



Fotografía 4. Los haces situados en los bordes del bloque suelen sufrir un mayor deterioro y mortalidad.



Fotografía 5. Bloque situado en la segunda zona de reimplante (Transplante Oeste).



Fotografía 6. En el Transplante W también se observó una elevada mortalidad y deterioro de los haces de *P. oceanica*.



Fotografía 7. Algunos de los haces que continúan vivos muestran una baja vitalidad, debido a necrosis o a una elevada senescencia foliar.



Fotografía 8. Parcela para el seguimiento de la viabilidad del transplante W, donde se observan muy pocos haces vivos.



Fotografía 9. Zona donante para el transplante, en ella se acumula el fango generando turbidez en las zonas más cercanas.



Fotografía 10. En la zona donante se puede apreciar mortalidad de los haces en el borde de la zona de corte debido a la erosión.



Fotografía 11. Escalón generado en la zona donante donde se pueden apreciar restos de rizomas de *P. oceanica* muertos.

La misión del WWF es detener la degradación del planeta y construir un futuro en el que los humanos vivan en armonía con la naturaleza,

- ✓ conservando la diversidad biológica,
- ✓ asegurando el uso sostenible de los recursos naturales, y
- ✓ promoviendo la reducción de la contaminación y del consumo excesivo.

Para más información:

José Luis García Varas,
WWF/Adena, Madrid, España
Tel. +34 91 354 05 78
jlvaras@wwf.es

Miguel Ángel García,
WWF/Adena - G. Alicante, Alicante, España
Tel. +34 677079308
miguelangel@wwf-alicante.org

Este documento está disponible en la siguiente página web:
www.wwf.es



WWF/Adena
Gran Vía de San Francisco, 8-D. 28005 Madrid
Tel.: 91 354 05 78 • Fax: 91 365 63 36
www.wwf.es