

LAS PRADERAS SUBMARINAS DE LA BAHÍA DE ALGECIRAS. EVOLUCIÓN HISTÓRICA Y PLANES PARA SU RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN.

J. E. Sánchez Moyano / F. J. Estacio / E. M. García Adiego / J. C. García Gómez
Laboratorio de Biología Marina. Universidad de Sevilla. Palmones (Los Barrios)

INTRODUCCIÓN.

Las praderas submarinas, constituidas por la agrupación de diversas especies vegetales (especialmente fanerógamas marinas), representan uno de los hábitats de mayor relevancia existentes sobre los fondos blandos de las aguas litorales y estuarinas de todo el mundo. Aunque existe una amplia diversidad de formas y estructuras en las diferentes especies (unas 50 en todo el mundo repartidas en dos familias), generalmente suelen estar constituidas por un sistema de rizomas desde el que parten hacia arriba unos haces de hojas erectas y pequeñas raíces hacia el sustrato. Por lo general, todas las especies crecen completamente sumergidas, dependiendo del agua para la polinización y la dispersión de las semillas. Las especies más comunes por nuestras aguas son *Posidonia oceánica* (especie endémica del Mediterráneo), *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Z. noltii* (característica de la zona intermareal de los estuarios).

La importancia de estos enclaves radica, fundamentalmente, en que soportan una mayor riqueza y densidad animal que aquellos sustratos adyacentes desprovistos de vegetación. Esta abundancia se debe a varios factores: como productores primarios, aportan una gran cantidad de recursos alimenticios al sistema, juegan un papel importante en la captura de nutrientes, siendo la base para el establecimiento de complejas cadenas tróficas; su estructura espacial proporciona un mayor número de microhábitats a colonizar por los distintos organismos; sirven de refugio frente a los depredadores; tienen capacidad para reducir las fuerzas hidrodinámicas y evitar así la erosión de la costa y las consiguientes pérdidas de playas; y, por último, permiten la deposición y estabilización del sedimento, disminuyendo la turbidez de las aguas.

Paralelamente, un punto a destacar es la alta abundancia de peces en estas praderas. La disponibilidad de refugio implica que muchas especies de peces colonicen las praderas desde el plancton, siendo una importante zona de cría y/o puesta. Las plantas ofrecen refugio y comida durante los primeros ciclos de vida cuando son más susceptibles a la depredación. Sin embargo, pocas especies depositan sus puestas directamente sobre la pradera. Desde el punto de visto trófico, el abundante follaje, el detritus y la infauna suele ser subutilizada por los peces, aunque los crustáceos planctónicos y epifaunales son la dieta de la mayoría de los peces (Bell & Pollard, 1989). Pocos herbívoros han sido detectados comiendo directamente sobre las plantas. Una de las causas es la gran concentración de taninos de las hojas de la mayoría de las fanerógamas que las hacen poco apetecibles. De hecho, la gran productividad primaria de estas plantas pasa casi en su totalidad a los detritívoros y descomponedores.

Comunicaciones

En definitiva, se considera que las formaciones de fanerógamas marinas son, junto con los manglares y arrecifes de coral, uno de los hábitats costeros más productivos.

REGRESIÓN DE LAS PRADERAS. POSIBLES CAUSAS Y CONSECUENCIAS.

La paulatina desaparición de estos sistemas es un fenómeno mundial que se viene observando desde hace unas décadas. Según Short y Wyllie-Echeverría (1996), se ha constatado una pérdida de 90.000 has en la última década, si bien la superficie debe ser aún mayor ya que en la gran parte de las áreas costeras se desconoce la evolución seguida, incluido el sur de España (la mayoría de los datos provienen de estudios realizados en las costas de Estados Unidos, Norte Europa, Australia y Mediterráneo francés).

Las causas son de distinto índole y en muchos casos las regresiones pueden ser debidas a hechos muy concretos, aunque, en general, podemos distinguir entre impactos naturales y los originados por la actividad humana. Entre los primeros se pueden enumerar las fuertes tormentas, lluvias intensas o prolongadas, aumento inusual del número de herbívoros o enfermedades. Un caso particular de gran relevancia, conocido como "wasting disease", se produjo durante los años 1930-33 en las aguas costeras del Atlántico Norte (tanto europeo como americano). Este fenómeno, ampliamente estudiado, provocó la casi total desaparición de *Zostera marina* por la infección de un moho mucilaginoso, *Labyrinthula zosterae* (Renn, 1934; Nienhuis, 1994;...). En fechas recientes, esta enfermedad ha vuelto a reproducirse en algunos estuarios de Estados Unidos y Europa, aunque no en tan gran escala como en los años treinta (Short et al, 1987).

Sin restarle importancia a las causas naturales, la mayoría de las pérdidas documentadas vienen provocadas por la actividad humana (eutrofización, rellenos, dragados, vertidos tóxicos, desastres petrolíferos, arrastres ilegales,...). Las consecuencias inmediatas de estas actividades se refleja en un incremento de la turbidez y de la tasa de sedimentación y en crecimiento de epífitos sobre la superficie de la planta.

La distribución de las fanerógamas viene determinada por su límite superior por la exposición a la desecación y energía de las olas, y por su límite inferior por la penetración de la luz en una intensidad suficiente para una fotosíntesis neta. Por ello, la hipótesis general para explicar la degradación de las praderas es la disminución de la luz que llega a los cloroplastos que reduce la fotosíntesis efectiva (Walker & McComb, 1992). La turbidez puede aumentar directamente por descarga o resuspensión de material fino (dragados, rellenos;...), e indirectamente, por el aumento de la concentración de nutrientes por vertidos de aguas urbanas e industriales o provenientes de la actividad agrícola, que lleva a un aumento de la biomasa de fitoplancton que reduce la penetración de la luz. El enriquecimiento de nutrientes favorece también el desarrollo de algas epífitas. También, las macroalgas dominan sobre las fanerógamas en condiciones de alta eutrofización, ya sean epífitos o no. El incremento del crecimiento de los epífitos da lugar, por un lado, a un ocultamiento de las hojas y reducción de la fotosíntesis; y por otro, impide la difusión de gases y nutrientes a las hojas (Borowitzka & Lethbridge, 1989). En cuanto a la sedimentación, algunas fanerógamas pueden sobrevivir temporalmente (varios meses) a sepultamientos, pero en períodos largos termina por desaparecer.

Las consecuencias de la pérdida de la pradera son amplias: disminución drástica de la riqueza y abundancia animal; reducción de pesquerías; aumento de la erosión del sustrato y de la turbidez; modificación de las pautas de corrientes; etc.

Desgraciadamente, numerosos son los ejemplos, aunque no en todos se ha podido evaluar el verdadero alcance por falta de estudios previos. Un ejemplo ilustrativo es el referido por Wells, Walker & Hutchings (1991). Estos autores estudiaron la evolución de una pradera en Princess Royal Harbour en Albany (Western Australia) de tres especies (*Posidonia australis*,

P. sinuosa y *Amphibolis antarctica*). Se extendía desde la línea de marea hasta los 5 m. En 1960 el área ocupada era de 14,4 km². La comunidad de invertebrados era muy diversa y abundante, formando parte de la dieta de un importante grupo de peces, incluidas especies comerciales. Desde 1960 se produce un declive catastrófico en el tamaño de la pradera y en 1988 sólo ocupaba un 18% de la superficie original. Con ella se ha reducido drásticamente la densidad, diversidad y biomasa de invertebrados (una disminución de un 97% de la biomasa). Y junto con ellos se supone también la reducción de la producción pesquera comercial, aunque estos datos no pudieron ser contrastados porque el puerto fue cerrado a la pesca debido a la contaminación de plomo y mercurio. La pérdida de fanerógamas continúa y se estimó que en un plazo de 5 años habría desaparecido totalmente. La causa última de esta degradación ha sido el incremento de los niveles de nutrientes debido a la producción agrícola de las tierras próximas, efluentes de una factoría de fertilizantes y otras acciones humanas. Desafortunadamente, tenemos ejemplos más cercanos.

EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LAS PRADERAS EN LA BAHÍA DE ALGECIRAS

La Bahía de Algeciras ha constituido un enclave idóneo para el establecimiento de importantes praderas (conocidas como "porreos"). Por desgracia, existen escasas referencias bibliográficas sobre esta zona. Según la revisión realizada por Den Hartog (1970), existe una cita de *Zostera marina* en las cercanías de Gibraltar datada en el año 1871. Este autor considera esta área geográfica como el límite sur de distribución de la especie en el Atlántico, siendo rara en el Mediterráneo. De Buen (1924) señala en un estudio oceanográfico de la bahía que los fondos blandos (sustrato predominante) estaban cubiertos por una densa pradera de zosteráceas hasta aproximadamente los 30 m de profundidad. Es presumible que la especie fuera *Cymodocea nodosa*, la cual presenta una mayor distribución en el Mediterráneo y que en las costas atlánticas se restringe al sur de España de acuerdo con Den Hartog (1970). Seoane-Camba (1965) señala las especies *Zostera marina* y *Zostera noltii* en las cercanías del puerto de Algeciras en un estudio sobre las algas bentónicas de la zona intermareal de la costa de Cádiz. Sardá (1984), en un estudio de los poliquetos del Estrecho de Gibraltar, muestreó en una pequeña pradera de *Cymodocea nodosa* y *Zostera sp.* sobre 2 m de profundidad y localizada en la Punta de San García (Algeciras).

Según Shaw (1993), en la zona de Gibraltar permanecen praderas bien establecidas de las especies *Zostera marina* (puerto deportivo y alrededores campo de aviación) y *Posidonia oceanica* (interior del puerto). Por nuestras observaciones, constatamos la inexistencia de la primera especie, encontrándose, en cambio, una pradera del alga *Caulerpa prolifera* (alga típica de zonas portuarias donde puede llegar a formar importantes praderas y que en zonas más abiertas puede desarrollarse junto a diversas especies de fanerógamas), aunque en una extensión más reducida que la señalada por este autor. En cuanto a *Posidonia*, no hemos podido verificar la información por las dificultades de acceso a esa zona. Esta especie es exclusiva del Mediterráneo, muy dependiente de la temperatura del agua y cuyo límite de distribución se localiza en Punta Calaburras en Fuengirola (Málaga). Existen otras citas de *Posidonia* para la bahía (García-Gómez, 1983), aunque la identificación de esta especie no fue establecida por este autor y se realizó a partir de una sola muestra. También, Den Hartog (1970) reconoce que las citas existentes en las costas atlánticas españolas y portuguesas son muy dudosas. No obstante, es presumible la presencia de la especie *Cymodocea nodosa*, puesto que las condiciones del puerto de Gibraltar (especialmente por su alta tasa de renovación de agua) lo convierte en un punto idóneo para su establecimiento. Coincidimos con este autor que la paulatina reducción de estas plantas se ha debido a los continuos rellenos a los que se ha visto sometida esta zona para la ampliación portuaria y edificaciones.

Pese a la ausencia de datos bibliográficos más exhaustivos, nuestras observaciones personales desde hace tres décadas junto a las aportadas por personas de la zona muy vinculadas al medio marino han permitido reconstruir en parte la situación de las praderas de la Bahía de Algeciras hace unos treinta años. En este sentido queremos agradecer a Abelardo García

Comunicaciones

Balaguer, José Luis Díaz Vázquez y Antonio Sequera la importante colaboración prestada. En la Figura 1 se representa la distribución de estas praderas, especialmente las comprendidas entre Gibraltar y el puerto de Algeciras. Existían dos grandes áreas que se extendían hasta una profundidad de 20 metros en algunos puntos: una localizada entre Gibraltar y Los Rocalillos (Guadarranque); y otra en la franja del Rinconcillo. Las formaciones más densas se situaban en la franja litoral de San Felipe (La Línea) y antiguo campo neutral, en una profundidad comprendida entre los 0.5 y 20 metros. En las áreas de Puente Mayorga y Rinconcillo, la pradera comenzaba a partir de los 2 metros, presumiblemente debido a la mayor exposición a los vientos de levante. En cuanto a las especies vegetales que formaban estos sistemas existen dudas, aunque es previsible que fueran *Cymodocea nodosa* o *Zostera marina* (existe una gran confusión entre estas dos especies en el Mediterráneo), formando en algunos casos praderas mixtas con la macroalga *Caulerpa prolifera*, sobre todo en el área de San Felipe. No obstante, en algunos lugares de Puente Mayorga se ha constatado por varias fuentes la existencia de plantas creciendo sobre terrazas, estructura típica de las praderas de *Posidonia*. Estas terrazas se constituyen por el crecimiento vertical de los rizomas, a diferencia de otras especies de fanerógamas marinas donde el crecimiento de los rizomas es horizontal a semejanza de otras plantas terrestres como el césped. Los más grandes ejemplares con estas características se localizaban a la derecha de la desembocadura del río de Puente Mayorga, donde las hojas no se mantenían erguidas por su considerable longitud (J. L. Díaz Vázquez, con. personal). Estos indicios nos hacen pensar en la posibilidad de la presencia de *Posidonia* en la bahía, lo cual podría haber constituido el límite más occidental de distribución de esta especie.

En la actualidad, estas praderas han desaparecido prácticamente por completo, salvo una pequeña extensión de *Cymodocea nodosa*, de apenas unos 2 m² situada en la ensenada del Cucareo (playa Campo de Golf), aunque muestra síntomas de cierta regresión (Figura 2).

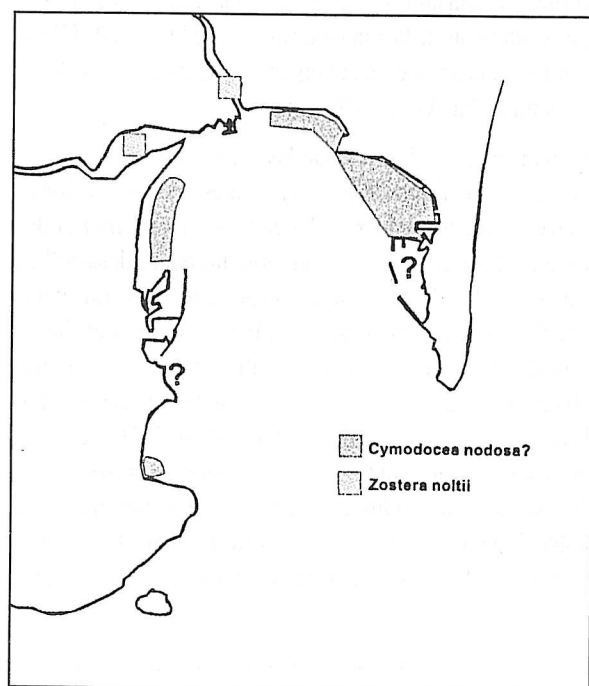


Figura 1: Distribución de las praderas hace treinta años (Fuente: comunicación personal de varios testigos).

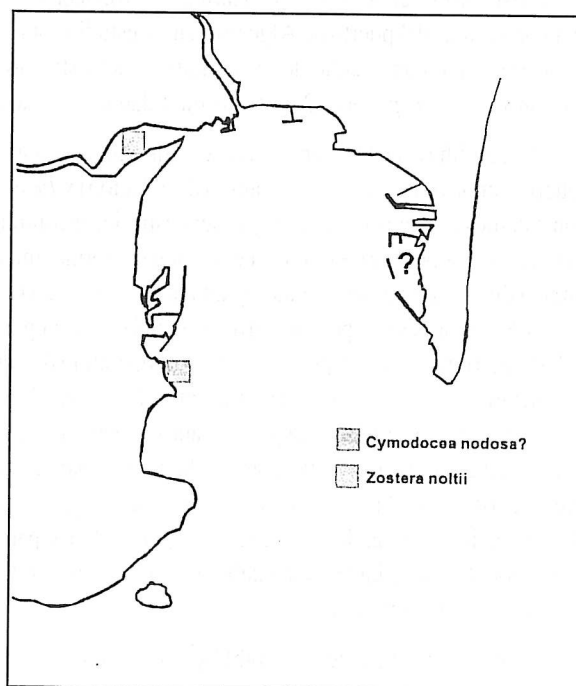


Figura 2: Situación actual de las praderas (Fuente: observaciones personales).

No obstante, existe una pradera intermareal de la especie *Zostera noltii* en el estuario del río Palmones (Pérez-LLorens *et al*, 1989). La superficie ocupada por esta planta ha estado sometida a unas fuertes oscilaciones, sufriendo una notable reducción (llegando casi a desaparecer) y, afortunadamente, experimentando una considerable recuperación en el año en curso. Estas oscilaciones han sido provocadas por la acción sinérgica de tres efectos: vertidos urbanos (principalmente orgánicos), disminución de la capacidad de renovación del río debido al cierre progresivo de su desembocadura por acumulación de arenas y sedimentos y por los efectos de las lluvias torrenciales de los inviernos de 1996 y 1997 que han restaurado la capacidad de renovación del cauce (Estacio *et al*, en prensa). La escasa renovación de las aguas del estuario por la disminución de las precipitaciones y por el cierre de la desembocadura provoca un exceso de nutrientes en el medio. Estos nutrientes favorecen la producción de macroalgas, especialmente clorofíceas de los géneros *Ulva* y *Enteromorpha*, las cuales llegan a tapizar casi por completo toda la superficie. En principio, esta superpoblación de algas actúa positivamente eliminando nutrientes del medio, pero cuando las condiciones se hacen desfavorables (sobre todo con la bajada de temperaturas), mueren y se descomponen, provocando un exceso de materia orgánica y déficit de oxígeno que afecta negativamente a las poblaciones naturales del fondo (Morand y Briand, 1996). Paralelamente, estas macroalgas, de carácter oportunista y altamente competitivas, terminan por ocultar a las fanerógamas, impidiéndoles por tanto la actividad fotosintética y provocando, en último término, la muerte. Las fuertes lluvias de los últimos inviernos, la apertura de la desembocadura del río y la reducción de vertidos gracias a las depuradoras han actuado positivamente sobre la pradera de *Zostera noltii*.

Las consecuencias de la regresión y práctica pérdida de las praderas de la Bahía de Algeciras no pueden ser directamente evaluadas al no existir estudios anteriores, tan sólo tenemos los comentarios de habitantes de la zona que recuerdan la antigua riqueza animal asociada con estos sistemas. De esta forma, es destacable la desaparición del llamado mejillón gigante o nácar (*Pinna nobilis*). Este molusco crecía abundantemente inmerso en estas praderas y sobre el roquedo existente en Punta Mala (actualmente astilleros de Crinavis). Es una especie que alcanza gran tamaño (más de 80 cm) y que por su vistosidad ha sido esquilado a lo largo del Mediterráneo, quedando relegado a las aguas más profundas o inaccesibles. Por ello ha sido introducido en el Catálogo de Especies Amenazadas del Mediterráneo y es motivo de campañas organizadas por científicos franceses para proteger sus hábitats y conseguir su recuperación. También era destacable la alta abundancia de otras especies animales como la cañailla (*Trunculariopsis brandaris*) y el busano (*Trunculariopsis trunculus*), las cuales se podían observar en grandes acumulaciones de cientos de individuos (ver fotografía pag. 178).

Otros organismos vegetales que han sufrido una involución similar a las praderas han sido las algas pertenecientes al género *Cystoseira*, comúnmente conocida en la zona como "brosa". Hasta hace unos pocos años era fácil observar las grandes masas flotantes de estas algas que eran arrojadas a las playas por los temporales de levante, siendo utilizada en algunos casos como abono por agricultores de la zona. Las especies de este género se caracterizan por ser muy sensibles a la contaminación, mostrando su presencia una buena calidad de las aguas. Su desaparición es un fenómeno que ha podido ser observado en otras zonas del litoral, especialmente en la costa mediterránea de Cádiz, aunque suele ser común en el área de Tarifa. En la bahía de Algeciras es posible encontrarlas a partir de la ensenada del Cucareo (playa Campo de Golf), en profundidad (desde 10 metros), hasta Punta Carnero donde es posible observarlas en charcos intermareales.

Las causas que han conducido a esta situación son varias y posiblemente ninguna por sí sola sea la única responsable. Así, a partir del cierre de la frontera con Gibraltar en 1969 se optó por la industrialización y potenciación económica de la zona. Esto, junto a una numerosa población, ausencia o escasez de depuradoras, a la construcción de obras de ingeniería civil con los consiguientes rellenos y la carga de sedimentos y nutrientes que aportan los ríos (favorecido por la erosión de los suelos y la actividad agrícola), ha provocado una notable alteración del medio. De hecho se ha podido observar un incremento de la turbidez de las aguas de la Bahía en los últimos treinta años.



Fondos de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (porreo) donde se observa la gran aglomeración del molusco *Trunculariopsis trunculus* (busano). Imagen tomada en las proximidades de Los Rocadillos (Guadarranque) a finales de los años 60. (Fotografía cedida por D. José Luis Díaz Vázquez).

Aparte de sepultamientos directos de los llamados comúnmente “algueros”, una obra que marcó el declive final de la pradera fue la construcción del astillero de Crinavis durante mediados de los años setenta. Además de sepultar el mayor roquedo natural existente en la zona interna de la bahía donde era notable la alta riqueza de fauna y flora, el material utilizado para el relleno fueron grandes piedras con una alta cantidad de material fino en su superficie. Este material fino se resuspendió y creó una gran lengua de turbidez que se mantuvo durante varios meses e impidió posiblemente la fotosíntesis provocando la muerte de las plantas. Con la pérdida de las plantas, el sedimento no es retenido por los rizomas y raíces y puede sufrir resuspensión y transporte por la acción de las corrientes y oleaje. Esto tiene dos consecuencias: por un lado, esta resuspensión provoca un incremento de la turbidez que impide la fotosíntesis de plantas cercanas a la zona impactada, generándose un especie de reacción en cadena de destrucción de la pradera, como ha podido constatarse en otras áreas geográficas (Bulthuis *et al*, 1984); y por otro, el sedimento sobre el que se desarrollan estas plantas suele ser de características reductoras, de tal forma que una vez que ha sido resuspendido pierde estas propiedades y, por tanto, deja de ser idóneo para un posible reestablecimiento de la pradera una vez se hayan mitigado los efectos directos del impacto.

PLANES DE RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN

La recuperación natural de estos sistemas depende de la naturaleza de la perturbación sufrida, así como de su frecuencia y duración. Por supuesto, las distintas especies vegetales implicadas no responden de la misma forma, dependiendo de sus propias características fisiológicas y requerimientos ecológicos. Así, por ejemplo, *Posidonia oceanica* presenta una tasa de

crecimiento lenta y necesita una cierta estabilidad del sedimento para poder arraigar, mientras que, especies como *Zostera noltii*, característica de medios tan fluctuantes como los estuarios posee una mayor capacidad de recuperación. No obstante, en muchos casos se considera que el tiempo mínimo de restauración puede llevar desde unos cinco años hasta muchas décadas (siempre y cuando la causa de la perturbación haya desaparecido). Por tanto, por su importancia en el equilibrio general del ecosistema y su aparente fragilidad, resulta necesario establecer figuras de protección de estos sistemas, tanto para evitar su destrucción directa o traumática por dragados, sepultamientos (algunas mal llamadas "regeneraciones" de playas han originado destrozos considerables) como para la regresión de las existentes. Recientemente, la directiva 43/92 de la Comunidad Europea ha incluido a *Posidonia oceanica*, y por extensión a las otras especies de fanerógamas marinas, dentro de los ecosistemas prioritarios a proteger. Pese a ello, su regresión continúa en el Mediterráneo, viéndose agravada la situación por la reciente invasión del alga tropical *Caulerpa taxifolia*. Este alga, introducida accidentalmente en las proximidades de Mónaco, tiene una alta capacidad competitiva frente a las fanerógamas, con un rápido crecimiento y fácil dispersión, desarrollándose tanto sobre fondos blandos como rocosos. Es un alga que carece en estas aguas de potenciales depredadores que controlen sus poblaciones por su capacidad para producir toxinas que las hacen incomedibles. Su extensión ha sido notable en los últimos años, aunque parece que está siendo controlada gracias al esfuerzo de investigadores e instituciones. Parece que su límite actual de distribución se localiza en puntos muy concretos de las Islas Baleares.

Como alternativa a la paulatina destrucción de estas praderas, en varios países, quizás conscientes de su relevancia y degradación, se han iniciado desde hace unos años proyectos de trasplantes y restauración. Muchos de estos proyectos han tenido un carácter experimental encaminados a determinar, entre otros aspectos, la potencialidad de determinadas especies vegetales y desarrollar diversas técnicas de trasplantes. La relación de éxitos y fracasos puede llevar a conclusiones erróneas, puesto que muchos de los experimentos han sido desarrollados sin un planteamiento inicial adecuado. Pero, en general, cuando se han seguido una serie de recomendaciones mínimas, los resultados han sido alentadores.

La experiencia acumulada permite establecer una serie de premisas para elevar las probabilidades de éxito y, por extensión, rentabilizar el fuerte aporte económico que supone. Un aspecto previo fundamental es asegurar que las causas que han llevado a la degeneración de las praderas han desaparecido. Fonseca *et al* (1988) constataron escasa respuesta de una serie de trasplantes de *Zostera marina* en Estados Unidos debido primariamente a una pobre selección de la zona. Por ello, resulta preceptivo un seguimiento previo de las condiciones ambientales que rigen en un determinado lugar (con muestreos a través de como mínimo un ciclo anual). Los principales factores a tener en cuenta son las características físico-químicas del sustrato, profundidad, corrientes, exposición al oleaje, turbidez, incidencia de luz, temperatura, niveles de nutrientes, etc. Una vez seleccionada una zona idónea es aconsejable la realización de trasplantes experimentales para observar la potencialidad del lugar, recomendándose un seguimiento mínimo de dos años antes de iniciar un proyecto a mayor escala.

Otros aspectos a considerar son: elección de especies autóctonas, preferentemente de crecimiento rápido como *Cymodocea nodosa*; aplicación de diversas técnicas de trasplantes (plantas individuales, céspedes o semillas); seleccionar áreas de repoblación y donantes lo más ambientalmente parecidas; minimizar el tiempo de transporte (suelen ser plantas muy sensibles a los cambios bruscos); selección de plantas del filo de praderas (la estructura de edad en una pradera en crecimiento llega a ser cada vez más compleja, con un gradiente de plantas jóvenes colonizadoras en la periferia a viejas plantas en el interior (Duarte & Sand-Jensen, 1990)); modificar las características físicas del lugar como, por ejemplo, barreras contra las olas o introducción de un sustrato más adecuado;...

Según Thom (1990), en un lugar poco adecuado no habrá supervivencia de plantas en menos de 12 meses. Además, los resultados obtenidos han de tomarse con cautela puesto que, por experiencias previas, el sistema puede sufrir cambios al menos en los primeros cinco años siguientes al trasplante.

Comunicaciones

El diseño y la ejecución de un plan de repoblación de estas características en la Bahía de Algeciras resulta moralmente inexcusable dada la confirmación de la desaparición masiva de estos frágiles ecosistemas, aunque su viabilidad está supeditada a actuaciones a largo plazo, la disponibilidad de los recursos financieros adecuados y la colaboración tanto de instituciones como de la población en general. Estas posibilidades se sustentan en dos hechos: existen áreas concretas dentro de la bahía susceptible de soportar esta actuación, especialmente aquellas que han poseído las últimas praderas como, por ejemplo, los alrededores del Puerto de Algeciras y el área de Gibraltar; y la existencia de praderas de *Cymodocea nodosa* consolidadas entre Tarifa y Trafalgar que permite utilizarlas como plantas donantes, por lo que también el tiempo de transporte tan sólo implicaría unas pocas horas que no supondrían someter a las plantas a un estrés excesivo. Todo ello debería ir acompañado de medidas correctoras de las diversas actuaciones que han llevado a la desaparición de estas plantas como el establecimiento de estaciones depuradoras de aguas residuales y evitar rellenos u otras actividades perturbadoras en determinadas zonas de nuestro litoral, y más concretamente, la franja limitada por el puerto de Algeciras, Punta San García y Punta Carnero donde aún encontramos fondos muy estructurados y de extraordinaria riqueza animal.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren reiterar su agradecimiento a la ayuda y los datos suministrados por Abelardo García Balaguer, José Luis Díaz Vázquez y Antonio Sequera, sin los cuales no se hubiera podido elaborar esta Comunicación.

BIBLIOGRAFÍA

- BELL, J.D.; POLLARD, D.A. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. *Biology of Seagrasses. En: Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region* (A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Shepherd, eds.), pp. 565-609. Elsevier, North Holland.
- BOROWITZKA, M.A.B. & LETHBRIDGE, R.L. 1989. Seagrass epiphytes. *En: Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region* (A.W.D. Larkum, A.J. McComb & S.A. Shepherd, eds.), pp. 458-499. Elsevier, North Holland.
- BULTHUIS, D.A.; BRAND, G.W. & MOBLEY, M.C. 1984. Suspended sediments and nutrients in water ebbing from a seagrass-covered and denuded tidal mudflats in a southern Australian embayment. *Aquatic Botany* 20: 257-266.
- DE BUEN, R. 1924. Avance al estudio oceanográfico de la bahía de Algeciras. *Boletín de Pesca, I.E.O.* 89: 1-35.
- DEN-HARTOG, C. 1970. *The sea-grass of the world*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam, 275 pp.
- DUARTE, C.M. & SAND-JENSEN, K. 1990. Seagrass colonization: biomass development and shoot demography in *Cymodocea nodosa* patches. *Marine Ecology Progress Series* 67: 97-103.
- ESTACIO, F.J.; GARCIA-ADIEGO, E.M.; CARBALLO, J.L.; SANCHEZ-MOYANO, J.E.; IZQUIERDO, J.J. & GARCIA-GOMEZ, J.C. Interpreting temporal disturbances in an estuarine benthic community under combined anthropogenic and climatic effects. *Journal of Coastal Research* (en prensa).
- FONSECA, M.S.; KENWHORTHY, W.J. & THAYER, G.W. 1988. Restoration and management of seagrass systems: a review. *En: The ecology and management of wetlands*, Vol. 2. Management, use and value of wetlands (D.D. Hook et al, eds). Timber Press, Portland, Or: 353-368.
- GARCÍA GÓMEZ, J.C. 1983. Estudio de las tanatocenosis y biocenosis malacológica del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. *Iberus*
- MORAND, P. & BRIAN, X. 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina* 39: 491-516.
- NIENHUIS, P.H. 1994. Causes of the eelgrass wasting disease: van der Werff's changing theories. *Netherlands J. Aquatic Ecology* 28(1): 55-61.
- ORTH, R.J. 1977. The importance of sediment stability in seagrass communities. *Ecology of Marine Benthos. Univ. South Carolina Press*: 281-300.
- PÉREZ-LLORENS, J.L.; FERNANDEZ, J.A. & NIELL, F.X. 1989. Uso fotosintético de CO₂ a distintas temperaturas por dos morfotipos de *Zostera noltii* Hornem del estuario del río Palmones (Algeciras. Cádiz). *Acuicultura Intermareal*: 49-58.
- RENN, C.E. 1934. Wasting disease of *Zostera* in American waters. *Nature* 134: 416.
- SARDA, R. 1984. "Contribución al conocimiento de los anélidos poliquetos litorales ibéricos". Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona.
- SEOANE-CAMBA, J. 1965. Estudios sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Investigaciones Pesqueras* 29: 3-216.
- SHAW, E. 1993. The sea-grass meadows of Gibraltar. *Alectoris* 8: 66-69.
- SHORT, F.T.; MUEHLSTEIN, L.K. & PORTER, D. 1987. Eelgrass wasting disease: cause and recurrence of a marine epidemic. *Biological Bulletin* 173: 557-562.
- SHORT, F.T. & WYLLIE-ECHVERRIA, S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23 (1): 17-27.
- THOM, R.M. 1990. A review of eelgrass (*Zostera marina* L.) transplanting projects in the Pacific Northwest. *Northwest Environmental Journal* 6: 121-137.
- WALKER, D.J. & McCOMB, A.J. 1992. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 25: 5-8.
- WELLS, F.E.; WALKER, D.I. & HUTCHINGS, P.A. 1991. Seagrass, sediment and infauna - a comparison of *Posidonia australis*, *Posidonia sinuosa* and *Amphibolis antarctica* in Princess Royal Harbour, south-western Australia. III. Consequences of seagrass loss. *The Marine Flora and Fauna of Albany, W. Australia* 2: 635-640.