

EVALUACIÓN, GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE PRADERAS DE FANERÓGAMAS MARINAS EN LA ISLA DE GRAN CANARIA, ISLAS CANARIAS

Fernando Espino Rodríguez

Curso 2013/2014

Tutor: Dr. Ricardo Haroun Tabraue

Cotutor: Dr. Fernando Tuya Cortés

**Trabajo Final para la obtención del Título Oficial de
Máster en Gestión Costera 2013-2014**

EVALUACIÓN, GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE PRADERAS DE FANERÓGAMAS MARINAS EN LA ISLA DE GRAN CANARIA, ISLAS CANARIAS

Alumno: Fernando Espino Rodríguez

Técnico Biólogo del Servicio de Impacto Ambiental.
Dirección General de Protección de la Naturaleza.
Viceconsejería de Medio Ambiente.

Investigador Colaborador del Grupo de Investigación en Biodiversidad y Conservación (BIOCON).
Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar.
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Las Palmas de Gran Canaria, 3 de junio de 2014

Tutor: Dr. Ricardo Haroun Tabraue
Profesor Titular del Departamento de Biología
Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Cotutor: Dr. Fernando Tuya Cortés
Investigador 'Ramón y Cajal'
Departamento de Biología
Facultad de Ciencias del Mar
(ULPGC)

Forma de citar este documento: Espino, F., 2014. Evaluación, gestión y conservación de praderas de fanerógamas marinas en la isla de Gran Canaria, Islas Canarias. Tesina de Máster en Gestión Costera. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 87 pp.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	6
1.1 Las fanerógamas marinas	6
1.2 Las fanerógamas marinas en Canarias	8
1.3 <i>Cymodocea nodosa</i>	9
1.4 Objetivos del trabajo	11
2. MATERIAL Y MÉTODOS	12
2.1 Área y período de estudio	12
2.2 Factores que inciden en el estado de conservación de las praderas	14
2.2.1 Factores de origen natural	14
2.2.1.1 La Temperatura Superficial del Mar, Concentración de Clorofila a y la Radiación Fotosintéticamente Activa	14
2.2.1.2 Los Temporales	15
2.2.2 Factores Antropogénicos	16
2.3 Análisis Estadísticos	17
2.4 Medidas para la Gestión y Conservación	19
3. RESULTADOS	19
3.1 Tendencia temporal en la estructura de las praderas	19
3.2 Influencia de los factores naturales en la tendencia temporal	20
3.3 Impactos antropogénicos y su influencia en la tendencia temporal de la estructura de las praderas	20
4. DISCUSIÓN	25
5. DIAGNÓSTICO Y EVOLUCIÓN PREVISIBLE	29

6. GESTIÓN Y CONSERVACIÓN	33
6.1 Programa de Seguimiento de Poblaciones	33
6.1.1 Indicadores y Parámetros	34
6.1.2 Estaciones de muestreo	37
6.1.3 Período de muestreo	37
6.1.4 Sistema de Información Geográfica	37
6.2 Protección de la Especies y del Ecosistema	39
6.2.1 Normativa Internacional	39
6.2.2 Normativa Europea	40
6.2.3 Normativa Estatal	44
6.2.4 Normativa de CCAA	46
6.2.5 Normativa Autonómica Canaria	46
6.2.6 Protección de la Especie vs Protección del Ecosistema	48
6.3 Los Impactos Ambientales	50
6.3.1 Los Temporales	50
6.3.2 El Cambio Climático	52
6.3.3 Los Vertidos de Aguas Residuales Urbanas	53
6.3.4 Los Vertidos de Plantas Desaladoras	56
6.3.5 Construcción de Infraestructuras Costeras	58
6.3.6 Instalaciones de Acuicultura	59
6.4 Restauración de Praderas Marinas	61
6.5 Calidad de las Aguas	62
6.6 Investigación Científica	65
6.7 Programa de Educación Ambiental	65
7. CONCLUSIONES	66
8. Agradecimientos	67
9. Referencias bibliográficas	67
Apéndices	80

Resumen. Las praderas de fanerógamas marinas constituyen uno de los ecosistemas más importantes en muchas zonas costeras del mundo. Desempeñan múltiples e importantes funciones ecológicas y proveen bienes y servicios a los seres humanos. Sin embargo, estos ecosistemas están sufriendo una regresión a escala global, provocada por las actividades que los seres humanos realizan en las costas. En este trabajo, se realiza una comparación en la estructura de 21 praderas de *Cymodocea nodosa* en la isla de Gran Canaria entre los años 2003 y 2012. También se realizó un análisis de la posible influencia de los factores de origen natural y antropogénicos que pudieran explicar la evolución estructural observada en las praderas; así como de la influencia de la proximidad y tipos de impactos sobre la evolución de los parámetros estructurales. Se realizó un diagnóstico y un pronóstico sobre el estado de conservación de las praderas. Por último, se propone una estrategia de gestión y conservación para este ecosistema. Los resultados mostraron que la comparación realizada en la estructura de las 21 praderas, estudiadas entre 2003 y 2012, mostró una regresión general del ecosistema en la isla; 11 praderas han sufrido una clara regresión en su estructura y superficie, mientras que 10 praderas permanecen aparentemente estables. Tras la revisión de otros estudios, se constata que de las 39 praderas citadas en los trabajos existentes sobre *C. nodosa* en Gran Canaria, un 48,71% se encuentran en estado regresivo, 33,33% en estado aparentemente estable y de un 17,94% no existen datos. Las praderas han pasado de ocupar ca. 6.145.947 m² entre los años 2003 y 2006 a ca. 1.732.270 m² en el año 2012, lo que representa una pérdida aproximada de un 71,82% de su superficie, de acuerdo con los estudios cartográficos analizados. Los factores que subyacen detrás de esta regresión parecen ser de origen antropogénico, más que factores de origen natural. La proximidad y características de las alteraciones antropogénicas juegan un papel determinante en la explicación de la evolución de las praderas de *C. nodosa* en Gran Canaria. El diagnóstico realizado indica que este ecosistema se encuentra amenazado en las costas de Gran Canaria; en el caso de continuar con el actual modelo de desarrollo en la isla y si no se aplican medidas específicas de protección-conservación, cabe esperar una regresión aún mayor en el futuro, con desaparición de más poblaciones. Las medidas de gestión-conservación propuestas en este trabajo se consideran viables, desde el punto de vista de su aplicación por la Administración y muchas de ellas no conllevarían un gasto económico adicional. Tan solo se trataría de reorientar recursos humanos y económicos; además de aplicar de forma rápida y eficiente la legislación ya existente.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Las fanerógamas marinas

Las fanerógamas marinas son plantas parecidas a los céspedes terrestres (Clase Monocotiledóneas), que están especialmente adaptadas a la vida en el mar. Presentan un complejo sistema de anclaje al substrato y un mecanismo de polinización muy especializado. A diferencia de las algas, tienen tejidos bien diferenciados que forman raíces, tallos y hojas, los cuales desempeñan diferentes funciones fisiológicas. Del mismo modo, su reproducción se realiza mediante la formación de flores, frutos y semillas que son dispersadas por las corrientes marinas. Debido a la alta energía que existe en los ambientes donde viven, la mayoría de las especies tienen hojas con forma acintada; los tallos son rizomatosos y de trecho en trecho producen gran número de raíces para garantizar un anclaje seguro en el sedimento. Estas plantas evolucionaron a partir de ancestros terrestres en el período Cretácico, hace aproximadamente 100 millones de años; es decir, sus parientes más cercanos son plantas terrestres de la familia de las gramíneas. En la actualidad, se conocen alrededor de 72 especies distribuidas por todas las zonas costeras del mundo ([Short *et al.*, 2007](#)), excepto en las antárticas ([Duarte, 2002](#); [den Hartog & Kuo, 2006](#)). La mayoría de ellas crecen sobre substrato arenoso o fangoso, pero algunas pueden crecer sobre substrato rocoso ([Green & Short, 2003](#)).

Estas plantas forman extensas praderas que constituyen uno de los ecosistemas litorales más importantes del planeta, junto con los arrecifes de coral y los manglares. Desempeñan un papel crítico en el equilibrio de los ecosistemas costeros y en el sustento de los humanos ([Short *et al.*, 2011](#)). Estas praderas actúan como 'ingenieros ecológicos' ([Wright & Jones, 2006](#)), ya que influyen en los procesos físicos, químicos y ecológicos de las zonas costeras donde aparecen, realizando múltiples funciones ecológicas ([Constanza *et al.*, 1997](#)), entre las que destacan: 1) una alta productividad primaria y secundaria, constituyendo la base de varias cadenas alimenticias marinas, directamente a través de los herbívoros o a partir del ciclo de los detritos ([Hemminga & Duarte, 2000](#)); 2) suministran nutrientes (N y P) y carbono orgánico a otras partes del océano, incluyendo el océano profundo; además contribuyen significativamente al secuestro de carbono ([Suchanek *et al.*, 1985](#); [Duarte *et al.*, 2005](#)); 3) aseguran y estabilizan los sedimentos mediante el complejo sistema de rizomas y raíces, aportando

una protección esencial a la línea de costa y reduciendo la erosión de la misma (Koch, 2001; Björk *et al.*, 2008); 4) constituyen un hábitat de guardería para larvas, alevines y juveniles de muchas especies de invertebrados y peces, muchas de ellas de interés recreativo, comercial y pesquero (Beck *et al.*, 2001; Heck *et al.*, 2003, Gillanders, 2006); 5) soportan pesquerías artesanales que son el sustento de millones de personas en comunidades costeras, sobre todo en regiones tropicales (de la Torre-Castro & Rönnbäck, 2004; Björk *et al.*, 2008; Unsworth & Cullen, 2010); 6) constituyen el alimento principal de dugones, manatíes y algunas especies de tortugas marinas, todas ellas especies amenazadas (Green & Short, 2003; Hughes *et al.*, 2009); 7) la estructura de las hojas de estas fanerógamas actúan como filtros, atrapando las partículas de sedimento en suspensión y aclarando el agua. Tanto las hojas, como rizomas y raíces toman nutrientes y contribuyen a la recirculación de los mismos en el ecosistema costero (Duarte, 2002); 8) las hojas de estas plantas forman un hábitat tridimensional que constituyen un refugio para muchas especies marinas. La superficie de las hojas sirve como sustrato para el asentamiento de una amplia variedad de pequeñas algas incrustantes y animales, los cuales a su vez son una fuente de alimento para animales más grandes (Short *et al.*, 2011); y 9) en general, estas praderas contribuyen de forma significativa al mantenimiento de la biodiversidad marina (Duarte & Gattusso, 2008).

Aunque la mayoría de las praderas son homoespecíficas, algunas pueden estar formadas por 15 especies distintas; la mayor riqueza de especies se encuentra en las zonas tropicales, disminuyendo hacia las zonas templadas del planeta (Short *et al.*, 2007). Los principales requerimientos ambientales para el desarrollo de las fanerógamas marinas son los siguientes: 1) una salinidad apropiada, que en la mayoría de las especies se sitúa entre 30 - 37 psu, pero que en algunas de ellas puede oscilar entre 10 psu (en estuarios) hasta 45 psu (en lagunas costeras); 2) una radiación lumínica adecuada ($\geq 10\%$ de la superficial) para realizar la fotosíntesis, pudiendo crecer desde la zona intermareal - donde pueden quedar expuestas directamente a la luz solar - hasta más de 60 metros de profundidad en las zonas con aguas más claras; 3) la calidad del sustrato es importante en lo que se refiere a la cantidad de nutrientes disponible, a la granulometría y a la capacidad de anclaje de las plantas; 4) la calidad de la columna de agua, tanto en lo que se refiere a la cantidad de partículas que posea (turbidez) y su potencial efecto reductor sobre la luz que penetra hacia el fondo, como en la concentración de nutrientes y materia orgánica disuelta y su influencia en el crecimiento de los organismos marinos;

5) la intensidad y fuerza del oleaje es otro de los factores ambientales que puede limitar el establecimiento de estas plantas marinas. En lugares donde las corrientes son muy fuertes o la intensidad del oleaje es muy alta, el sustrato se vuelve inestable impidiendo su asentamiento.

Desafortunadamente, las praderas de fanerógamas marinas están sufriendo una regresión en sus poblaciones a escala mundial, siendo uno de los ecosistemas marinos más amenazados del planeta (Duarte, 2002; Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009; Short *et al.*, 2011). La tasa de desaparición ha sido calculada en $100 \text{ km}^2 \text{ año}^{-1}$ (Waycott *et al.*, 2009).

1.2 Fanerógamas marinas en Canarias

Actualmente se conocen 3 especies de fanerógamas marinas en Canarias (Espino *et al.*, 2008): *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, que es la más común y constituye las praderas conocidas con el nombre de ‘sebadales’ (Afonso-Carrillo & Gil-Rodríguez, 1980; Espino *et al.*, 2008) o ‘manchones’ (Pizarro, 1985), formando el ecosistema marino más importante en los fondos arenosos de las islas (Reyes *et al.*, 1995a; Brito, 1984). *Halophila decipiens* Ostefeld, menos abundante que la anterior (Gil-Rodríguez & Cruz, 1981) y *Zostera noltii* Hornemann, de la que solo queda una pequeña población en Arrecife de Lanzarote (Gil-Rodríguez *et al.*, 1987; Guadalupe *et al.*, 1995). Las poblaciones de estas dos especies pasan más desapercibidas debido a su menor porte y desarrollo (Guadalupe *et al.*, 1995; Pavón-Salas *et al.*, 2000; Rumeu *et al.*, 2007). Existe una cuarta especie de fanerógama acuática en Canarias, *Ruppia maritima* Linnaeus, común en aguas salobres, aunque den Hartog (1970) y den Hartog & Kuo (2006), no la consideran una verdadera fanerógama marina al vivir en charcas costeras con salinidad variable (no en aguas oceánicas). En la Tabla 1 pueden observarse las principales características de cada una de las especies.

Tabla 1. Principales diferencias morfológicas entre las especies de fanerógamas marinas y de aguas salobres presentes en Canarias.

	<i>Cymodocea nodosa</i>	<i>Zostera noltii</i>	<i>Halophila decipiens</i>	<i>Ruppia maritima</i>
Morfología hoja	Acintada	Acintada	Ovalada	Acintada
Ancho/largo hoja	4mm / 10-51 cm	2-3 mm/<20cm	3-8mm / 3-15 mm	<1mm / >20 cm
Nº nervios	7-9 longitudinales	1 central + 2 marginales	1 central y varios cruzados	1 central
Diámetro rizoma	<4 mm	<1,4 mm	<0,5 mm	<0,5 mm
Cicatrices foliares	Si	No	no	No
Dispersión semillas	Baja	Baja	Alta	Alta
Sexualidad	Dioica	Monoica	Monoica	Monoica
Hábitat	Intermareal 0-40 m.	Intermareal <1,5 m	Submareal entre 10-50 m.	Charcas salobres

Fuente: Basado en datos de [Reyes \(1993\)](#) y [Silberhorn et al. \(1996\)](#).

1.3 *Cymodocea nodosa*

De las especies de fanerógamas marinas presentes en las islas Canarias, la más representativa, por su abundancia y papel ecológico, es *C. nodosa*. Su nombre científico deriva del griego ‘Cimódoce’ - una de las 'ninfa del mar' en la mitología griega - y ‘nodosa’ - relativo a que presenta nudos -. En Canarias, se denomina popularmente ‘seba’. Diversos aspectos biológicos y ecológicos de esta especie han sido estudiados en su ámbito de distribución. Por ejemplo, en las Islas Canarias, la morfología y anatomía de *C. nodosa* fue estudiada por [Reyes \(1993\)](#) y [Reyes & Sansón \(1994\)](#); la fenología reproductiva fue estudiada por [Reyes et al. \(1995a\)](#); la fenología foliar, el crecimiento y la producción primaria por [Reyes et al. \(1995b\)](#); la distribución geográfica en el archipiélago canario fue analizada por [Reyes et al. \(1995a\)](#), [Pavón-Salas et al. \(2000\)](#) y [Espino et al. \(2008\)](#); diversos aspectos de la comunidad de algas epífitas ha sido estudiada por [Reyes & Afonso-Carrillo \(1995\)](#), [Reyes & Sansón \(1996, 1997\)](#), [Reyes et al. \(1998\)](#) y [Reyes & Sansón \(2001\)](#); la genética de determinadas poblaciones de *C. nodosa* fue estudiada por [Alberto et al. \(2006\)](#) y [Blanch et al. \(2006\)](#); la variabilidad espacial de parámetros estructurales (densidad de haces y cobertura) de las praderas fue estudiada por [Barberá et al. \(2005\)](#) a lo largo del archipiélago canario; la comunidad de invertebrados, tanto del estrato foliar como del hipogeo también ha sido objeto de diversos estudios, entre los que destacan los de [Brito & Núñez \(2001\)](#), [Tuya et al. \(2001\)](#); [Gartner et al. \(2013\)](#) y [Png-González et al. \(2014\)](#); varios aspectos de la ictiofauna asociada han sido estudiados por [Mena et al. \(1993\)](#), [Tuya et al. \(2005, 2006\)](#), [Polifrone et al. \(2006\)](#), [Espino et al. \(2011a, b\)](#) y [Espino et al. \(2014\)](#). Determinadas funciones ecológicas por [Tuya et al. \(2014a\)](#); los impactos ambientales

sobre las praderas han sido descritos por [Espino et al. \(2008\)](#) y algunos de ellos fueron estudiados por [Tuya et al. \(2002\)](#), [Portillo et al. \(2013, 2014\)](#) y [Tuya et al. \(2013a, b, c; 2014b\)](#).

La distribución mundial de *C. nodosa* comprende dos regiones biogeográficas: bioregión 1 (Atlántico Norte Templado) y bioregión 3 (Mar Mediterráneo), de acuerdo con el modelo bioregional de distribución de fanerógamas marinas elaborado por [Short et al. \(2007\)](#). En la primera, *C. nodosa* aparece en Europa, concretamente en las costas del suroeste de Portugal, su límite septentrional en el Atlántico norte se sitúa en la laguna de Ria Formosa ([Cunha & Duarte, 2005](#)); dentro de la segunda bioregión aparece en la subregión del mar Mediterráneo: en las costas del suroeste de España y en la cuenca mediterránea, donde tiene una amplia distribución y es una especie característica junto con *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Alcanza hasta el mar de Mármara, pero sin penetrar en el mar Negro; y en la subregión de las costas atlánticas del noroeste africano e islas Canarias, aquí se encuentra en las islas de Madeira ([Wirtz, 1995](#)) y en las islas Canarias ([Afonso-Carrillo & Gil-Rodríguez, 1980](#); [Barberá et al., 2005](#)), extendiéndose por las costas atlánticas del oeste africano a través de Mauritania hasta Senegal ([den Hartog, 1970](#)). Recientemente, su límite meridional ha sido establecido al sur de Dakar (Senegal) ([Cunha & Araújo, 2009](#)). En el Archipiélago Canario, las praderas de *C. nodosa* se localizan, principalmente, en las bahías protegidas de las zonas este, sureste, sur y suroeste de las islas de La Graciosa, Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife. Al tener estas islas una plataforma insular sumergida de mayores dimensiones y mayor cantidad de sedimentos ([Brito, 1984](#); [Haroun et al., 2003](#)). En las islas occidentales, La Palma, La Gomera y El Hierro las praderas son más escasas y menos estructuradas, debido a que los fondos son más rocosos y abruptos, con menor plataforma insular y menor cantidad de sedimentos ([Wildpret et al., 1987](#); [Reyes et al., 1995a](#); [Pavón-Salas et al., 2000](#); [Espino et al., 2003a, b, c](#); [Barquín et al., 2005](#); [Cortina et al., 2007](#)). Aunque existen varios trabajos cartográficos sobre la distribución de los ‘sebadales’ en Canarias, todavía no hay datos precisos de la superficie de este ecosistema en el archipiélago canario. En la isla de Gran Canaria, se han realizado diversos trabajos, directos e indirectos, y existen varias referencias sobre la distribución de las poblaciones de *C. nodosa* (Tabla 2).

Tabla 2. Trabajos cartográficos y referencias sobre la distribución de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la isla de Gran Canaria.

Título	Autor (año)
Cartografía de los campos de algas y praderas de fanerógamas marinas del piso infralitoral de las islas Canarias.	Wildpret <i>et al.</i> (1987)
Cartografía Oficial de los Hábitats de Interés Comunitario.	MMA* (1997)
Distribution and reproductive phenology of the seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> (Ucria) Ascherson in the Canary Islands.	Reyes <i>et al.</i> (1995a)
Distributional patterns of seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean).	Pavón-Salas <i>et al.</i> (2000)
Estudio Ecocartográfico del Arco Sur de la isla de Gran Canaria.	MMA* (2002)
Seguimiento de Especies Amenazadas: <i>Cymodocea nodosa</i> Gran Canaria.	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Estudio Ecocartográfico del Arco Norte de la isla de Gran Canaria.	MMA* (2006)
Análisis espacio-temporal de las praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> (Ucria) Ascherson en la isla de Gran Canaria.	Martínez (2011)

MMA*: Ministerio de Medio Ambiente.

Las praderas de *C. nodosa* citadas en estos trabajos son las siguientes: Las Canteras, San Cristóbal, Taliarte, Salinetas, Tufía, Bahía de Gando, El Burrero, Bahía de Vargas, Punta de la Sal-Punta de La Monja, Playa del Cabrón, Roque de Arinaga, Risco Verde, Bahía de Arinaga, Bahía de Formas, Juan Grande, Juncalillo del Sur (Playa del Cardón), Tarajalillo, Bahía Feliz, Playa del Águila, San Agustín, Playa de Las Burras, El Cochino, Playa del Inglés, Maspalomas, Meloneras, Pasito Blanco, Santa Agueda, Arguineguín, Puerto Rico, Amadores, Taurito-Mogán, Veneguera-Tasarte, Güí Güí y Sardina del Norte. Por último, algunos estudios han señalado la regresión de algunas poblaciones de *C. nodosa* en la isla de Gran Canaria, como los de Martínez (2011), Tuya *et al.* (2013a) y Polifrone & Rosell-Fieschi (2014).

1.4 Objetivos del Trabajo

Partiendo de la distribución conocida de la especie, en este trabajo se plantea como objetivos generales los siguientes: 1). Comparar la estructura de las praderas de *C. nodosa* a través de 3 descriptores estructurales claves: la densidad de pies, la longitud de hoja y la cobertura en 21 praderas a lo largo del perímetro costero de Gran Canaria, entre 2003 y 2012; determinar y analizar cuando la incidencia de los posibles factores, naturales y/o antropogénicos, podrían contribuir para explicar las tendencias temporales desde 2003 a 2012; 2) Analizar los patrones temporales en los factores naturales, i.e. temperatura superficial del agua de mar, concentración de Clorofila a en superficie y radiación fotosintéticamente activa sobre las bóvedas de las praderas, así como los impactos inducidos por el oleaje (número de temporales que arrancan hierbas marinas); 3) Estimar cuando la proximidad a distintos tipos y número de impactos humanos, en

conjunción con las influencias naturales, explican cambios en la estructura (densidad de pies, longitud de hoja y cobertura) de las praderas entre 2003 y 2012. La combinación de estas aproximaciones permite discriminar cuando los factores naturales y/o antropogénicos pueden explicar tendencias temporales a escala de isla entre 2003-2012; 4) Realizar un diagnóstico y un pronóstico sobre el estado de conservación de las praderas de *C. nodosa* en la isla de Gran Canaria; y 5) Proponer una estrategia de gestión y conservación para este ecosistema.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Área y período de estudio

Con el objetivo de evaluar el estado de conservación de las poblaciones se realizó un análisis comparativo, para ello se seleccionaron 21 praderas de *C. nodosa* a lo largo del área de distribución en la isla de Gran Canaria (27°58' N, 15°36' W, Figura 1, Tabla 3; [Espino *et al.*, 2003a](#)). Cada pradera estuvo separada, al menos, entre 0,5 y 10 km de la pradera adyacente con el objetivo de abarcar todo el rango de condiciones a lo largo del perímetro de la isla donde la especie está presente. En cada pradera se seleccionaron dos sitios al azar en verano de 2003 y en verano de 2012.

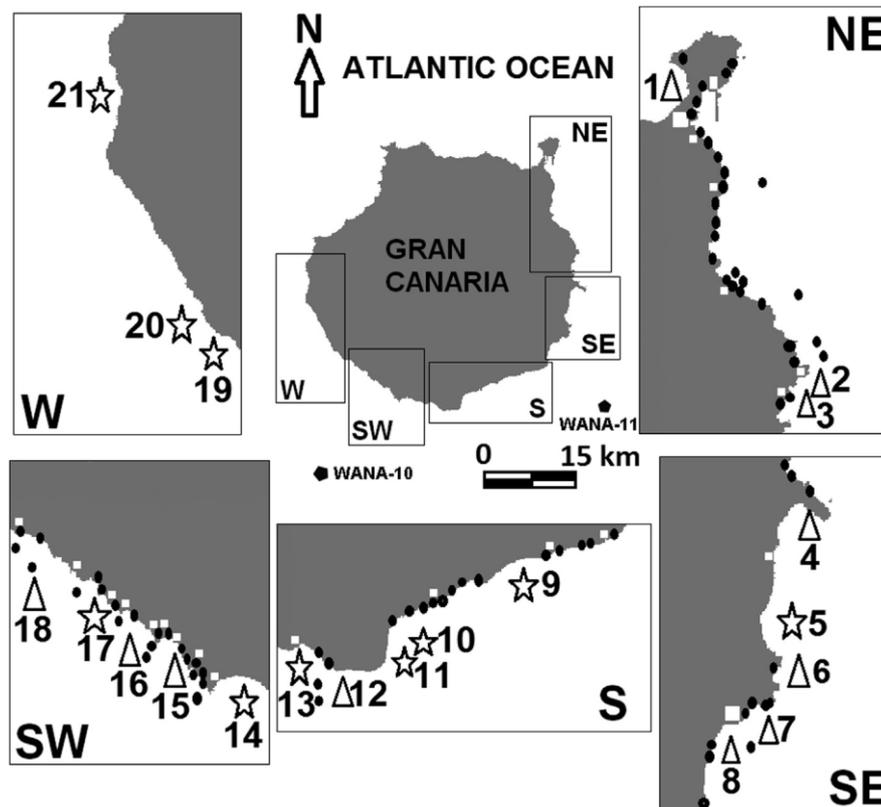


Figura 1. Mapa de la Isla de Gran Canaria donde se muestra la posición de las 21 praderas de *Cymodocea nodosa* estudiadas (numeradas en la Tabla 3). Los círculos negros corresponden a puntos de vertido; los cuadrados blancos representan puertos y otras construcciones costeras; los triángulos y estrellas representan praderas erosionadas y bien conservadas respectivamente, de acuerdo con los resultados del Apéndice II. La localización de los puntos WANA-10 y WANA-11 también se incluye.

En cada período de muestreo (2003 vs. 2012), tres descriptores estructurales de las praderas fueron evaluados *in situ* por buceadores en cada sitio: 1) densidad de pies, contando el número de pies en un cuadrado de 625 cm² (25 x 25 cm), n = 6; 2) longitud de hoja, se cogieron al azar 20 pies de planta, calculándose la altura media (cm); y 3) cobertura, se calculó la distancia cubierta por la pradera empleando una cinta métrica de 25 m, con aproximación al cm, posteriormente se calculó el porcentaje correspondiente, n = 6. Estos descriptores suministran información del estado de la pradera (fragmentación) a escala local y han sido empleados, anteriormente, en las islas Canarias para describir la estructura física de las praderas (Reyes *et al.*, 1995a; Tuya *et al.*, 2002; Espino *et al.*, 2003a; Barberá *et al.*, 2005; Tuya *et al.*, 2006; Espino *et al.*, 2011a, 2011b). Todas las medidas fueron estandarizadas a m² para facilitar las comparaciones con otros estudios.

Tabla 3. Descripción geográfica de las praderas de *Cymodocea nodosa* (de norte a oeste) estudiadas en la isla de Gran Canaria. Se indica la profundidad, el número de impactos y la superficie de acuerdo con [Ministerio de Medio Ambiente \(2002, 2006\)](#) y [Espino et al. \(2003a\)](#).

Pradera	UTM X	UTM Y	Prof. (m)	Nº de Impactos	Superficie (m ²)
1. Las Canteras	28R 457334	3113261	2	1	3.437
2. Taliarte	28R 463640	3096008	8	2	6.026
3. Salinetas	28R 463076	3095352	11	5	81.311
4. Gando	28R 463189	3089801	10	0	1.339.953
5. Burrero-Vargas	28R 462130	3087725	10	1+0	905.972
6. El Cabrón	28R 462204	3082857	10	2	243.580
7. Arinaga	28R 460944	3080980	9	6	523.100
8. Formas	28R 459275	3080107	9	4	1.764.253
9. El Cardón	28R 451496	3073756	8	0	836.247
10. El Cochino	28R 444853	3070828	10	1	152.641
11. El Inglés	28R 444360	3069479	9	2	505.973
12. Maspalomas	28R 441478	3067446	10	1	4.745.771
13. Meloneras-Pasito	28R 439393	3068620	12	2+2	185.638
14. Santa Agueda	28R 434031	3070028	10	1	247.410
15. Marañuelas-Balito	28R 431955	3071358	12	12+4	530.347
16. Puerto Rico	28R 430234	3072775	15	4	11.814
17. Amadores	28R 428513	3074105	10	5	244.496
18. Taurito	28R 425596	3076613	12	6	601.490
19. Veneguera 1	28R 421364	3081040	10	1	19.683
20. Veneguera 2	28R 421091	3080952	12	1	98.417
21. Güi Güi	28R 418245	3090698	15	1	179.926

2.2 Factores que inciden en el estado de conservación

Los factores que explican la regresión global observada en la distribución de las praderas de fanerógamas marinas pueden clasificarse en: factores naturales y antropogénicos ([Duarte et al., 2004](#)), según tengan su origen en fenómenos causados por la naturaleza (huracanes, tormentas, etc.) o en actividades desarrolladas por los seres humanos (transformación y alteración de las costas).

2.2.1 Factores naturales

2.2.1.1 Temperatura Superficial del Agua de Mar, Concentración Superficial de Clorofila a y Radiación Fotosintéticamente Activa(PAR)

Los factores ambientales seleccionados en este estudio y que podrían explicar la evolución de las praderas de *C. nodosa* en la isla fueron: la temperatura superficial del agua de mar (*Sea Surface Temperature*, en adelante SST), la concentración superficial de Clorofila a (*Chlorophyll-a*, en adelante Chl-a) y la radiación fotosintéticamente activa (*Photosynthetic Active Radiation*, en adelante PAR). Los datos de SST, Chl-a y PAR fueron adquiridos mensualmente de archivos de imagen de cartografía estándar

nivel-3 (SMI) procedentes del sensor Aqua MODIS (*MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer*), disponible en NASA's Ocean Color Web (ocean-color.gsfc.nasa.gov/). Los datos de SST derivados de satélite están correlacionados con la temperatura sobre el fondo en los hábitats costeros, típicamente < 20 m de profundidad (Smale & Wernberg, 2009). El producto SST4 fue seleccionado para los datos de SST, los cuales corresponden a la SST de las bandas cercanas al infrarrojo detectadas por el sensor MODIS durante el período nocturno. Se seleccionaron los archivos de datos mensuales en formato HDF y se extrajeron los píxeles que abarcaron cada pradera como se muestra en la Figura 1. El período de extracción de datos de satélite cubrió desde enero de 2003 a diciembre de 2012. Se incluyó la profundidad (z , Tabla 3) y la PAR en superficie (I_0) procedentes de las imágenes de satélite. Posteriormente, se calculó la PAR sobre las fanerógamas marinas (I_z) en cada pradera mediante la ecuación $I_z = I_0 e^{-kz}$. Se asumió un coeficiente de atenuación de la luz $k(\text{PAR})$ de 0,15 para la región de estudio, este valor fue reportado previamente para la columna de agua sobre las praderas de fanerógamas marinas en las Islas Canarias (Tuya *et al.*, 2002). Los valores de $k(\text{PAR})$ pueden ser obtenidos, alternativamente, de sensores remotos utilizando los datos $K(490)$ para aguas abiertas (i.e. oceánicas) (Morel *et al.*, 2007). Sin embargo, los datos $k(\text{PAR})$ procedentes de sensores remotos no son adecuados para aguas costeras. A pesar de que esta aproximación ignora las fluctuaciones en $k(\text{PAR})$ entre praderas, provee una aproximación a la intensidad de luz en cada pradera. Se calcularon las medias, varianzas y los coeficientes de variación (CV) de cada una de estas variables ambientales, en cada pradera desde enero de 2003 a diciembre de 2012, para los análisis estadísticos y la realización de gráficos.

2.2.1.2 Temporales

Otro de los factores naturales que podrían explicar el estado de las praderas de *C. nodosa* son los temporales. Para describir los climas de oleaje, se obtuvieron datos (período y altura de ola) de dos puntos de la red WANA, uno situado en el suroeste y otro en el sureste de la isla de Gran Canaria (WANA-1017010 y WANA-1019011, respectivamente, Figura 1; en adelante WANA-10 y WANA-11, respectivamente). Estos datos fueron suministrados gratuitamente por Puertos del Estado (www.puertos.es). Para definir un episodio de tormenta, como el evento que potencialmente arranca plantas de *C. nodosa* del fondo, se emplearon dos estudios previos que determinaron la tolerancia de *C. nodosa* a la velocidad orbital (v_0) del oleaje

inducido (swell). De acuerdo con [Infantes et al. \(2011\)](#), las plantas del Mar Mediterráneo pueden soportar con v_o hasta 39 cm s^{-1} , mientras que [Cabaço et al. \(2010\)](#) consideraron una v_o límite de 60 cm s^{-1} para plantas localizadas en el suroeste de la Península Ibérica. En este estudio, se estableció como ‘regla de compromiso’ una v_o de 50 cm s^{-1} ; entonces, un episodio de temporal se definió como aquel estado del mar que genera $v_o \geq 50 \text{ cm s}^{-1}$. Mediante la aplicación de la teoría lineal de oleaje desde aguas profundas a intermedias se creó un modelo de propagación de ola para definir, en los rangos de profundidades donde se distribuye *C. nodosa* (Tabla 3), el período y altura de ola (estados del mar) capaces de generar $v_o \geq 50 \text{ cm s}^{-1}$. Los estados del mar abarcaron datos de oleaje (período y altura de ola) agrupados a través de 3 horas consecutivas; cuando 10 estados del mar sucesivos tuvieron una $v_o < 50 \text{ cm s}^{-1}$, los episodios fueron considerados como independientes. El clima de oleaje de las praderas 2 a 11 (Tabla 3, Figura 1) fueron caracterizados por los datos del punto WANA-11 que corresponden al sector sureste de Gran Canaria; el clima de oleaje de las praderas 12 a 21 fueron caracterizados por los datos del punto WANA-10 que corresponden al sector suroeste de Gran Canaria. El clima de oleaje de la pradera 1, la única localizada en la costa norte de la isla, se encuentra fuera del alcance de los datos de los dos puntos WANA, por ello esta pradera no fue incluida en este análisis. El número de episodios de tormenta fue calculado para cada año entre 2003 y 2012, de forma separada para cada conjunto de datos de oleaje (WANA-10 y WANA-11) y para el rango de profundidades donde se localizan las praderas (Tabla 3). Las medias anuales, varianzas y sus correspondientes coeficientes de variación (CV) fueron calculados para cada pradera, para los análisis estadísticos. Es importante señalar, que la aproximación empleada aquí no tiene en cuenta que la topografía de los fondos costeros puede alterar la altura de ola del ‘swell’ en cada pradera y que se ha considerado que todos los episodios de temporal son igualmente severos. A pesar de estas dos limitaciones, este método provee una evaluación global de cuando se ha incrementado la frecuencia de temporales entre 2003 y 2012.

2.2.2 Factores antropogénicos

Para explicar los cambios observados en las praderas de *C. nodosa* en la isla de Gran Canaria durante la década 2003-2012, se identificó el número de impactos potenciales antropogénicos sobre las praderas marinas, e.g. vertidos, puertos y otras construcciones costeras (i.e. marinas, rompeolas, escolleras, playas artificiales, i.e. estructuras de

ingeniería civil), granjas de cultivos marinos *off-shore* y puntos de escorrentía dentro de un radio de 500 m arriba y abajo de cada una de las praderas. Para esto se utilizó la información disponible en el Sistema de Información Geográfica (SIG) del Gobierno Autónomo de las Islas Canarias (www.idecan.grafcan.es/idecan/, Tabla 4). El límite 500 m fue, de alguna forma, una ‘regla de compromiso’, aunque algunas evidencias han indicado esta distancia como un ‘buffer’ de seguridad para la no afección a las praderas de fanerógamas marinas (Pergent-Martini *et al.*, 2006; Cabaço *et al.*, 2008).

2.3 Análisis estadísticos

Las diferencias temporales entre años (2003 vs. 2012) y praderas fueron testadas mediante un ANOVA de 3 factores basado en permutaciones. El modelo incluye los factores: ‘Año’ (factor fijo), ‘Pradera’ (factor aleatorio y ortogonal a ‘Año’) y ‘Sitio’ (factor aleatorio y anidado en ‘Año’ y ‘Pradera’). Posteriormente, se realizó la comparación a pares, usando 999 permutaciones, para resolver las diferencias entre años de forma separada para cada pradera (cuando la interacción ‘Año x Pradera’ fue significativa). El test ANOVA por permutaciones, emplea las permutaciones para calcular los *P* valores (Anderson, 2001); esto es preferible cuando los datos están muy dispersos y contienen muchos ceros para algunas de las praderas en 2012. El test estadístico (*pseudo-F*) es análogo a la ratio del estadístico univariante *F* de Fisher; en el contexto univariante los dos son idénticos, cuando se utiliza la distancia Euclidea como medida de disimilitud (Anderson, 2001). Se testó mediante modelos de regresión lineal multivariante cuando los CV de los factores naturales (SST, Chl-a, PAR, nº de temporales) desde 2003 a 2012, así como el número y tipo de factores antropogénicos (impactos humanos) en un radio de 500 m alrededor de cada pradera (Tabla 4) predijo cambios en la densidad de pies, longitud de hoja y cobertura entre 2003 y 2012. Todos los análisis fueron basados en el procedimiento de selección ‘*forward*’; la rutina ‘Criterio de Información Akaike’ (*Akaike Information Criterion*, AIC) fue aplicada para retener aquellas variables predictoras, con el mayor poder de explicación como un criterio de parsimonia (‘Cuanto menor el valor mejor el modelo’, Anderson & Legendre, 1999), como un resultado de colinealidad entre variables predictoras.

Tabla 4. Número y tipo de impactos detectados para cada pradera y sitio.

pradera	nº impactos 500 m	vertidos	puertos	obras	jaulas	escorrentías
Las Canteras 1	1	0	0	1	0	0
Las Canteras 2	1	0	0	0	0	0
Taliarte 1	2	1	1	0	0	0
Taliarte 2	2	1	1	0	0	0
Salinetas 1	5	2	1	0	1	1
Salinetas 2	5	2	1	0	1	1
Gando 1	0	0	0	0	0	0
Gando 2	0	0	0	0	0	0
El Burrero 1	1	0	0	1	0	0
Bahía Vargas 2	0	0	0	0	0	0
Playa Cabrón 1	2	1	0	0	0	1
Playa Cabrón 2	2	1	0	0	0	1
Bahía Arinaga 1	6	3	1	1	0	1
Bahía Arinaga 2	6	3	1	1	0	1
Bahía Formas 1	4	2	1	0	0	1
Bahía Formas 2	4	2	1	0	0	1
Playa del Cardón 1	0	0	0	0	0	0
Playa del Cardón 2	0	0	0	0	0	0
El Cochino 1	1	1	0	0	0	0
El Cochino 2	1	1	0	0	0	0
Playa del Inglés 1	2	1	0	0	0	1
Playa del Inglés 2	2	1	0	0	0	1
Maspalomas 1	1	0	0	0	0	1
Maspalomas 2	1	0	0	0	0	1
Meloneras 1	2	1	1	0	0	0
Pasito Blanco 2	2	0	1	1	0	0
Santa Agueda 1	1	0	1	0	0	0
Santa Agueda 2	1	0	1	0	0	0
Anfi del Mar 1	12	7	2	3	0	0
El Balito 2	4	2	1	0	0	1
Puerto Rico 1	4	1	2	0	0	1
Puerto Rico 2	4	1	2	0	0	1
Amadores 1	5	3	0	1	0	0
Amadores 2	5	3	0	1	0	0
Taurito 1	6	3	1	2	0	1
Taurito 2	6	3	1	2	0	1
Veneguera 1	1	0	0	0	0	1
Veneguera 1	1	0	0	0	0	1
Veneguera 2	1	0	0	0	0	1
Veneguera 2	1	0	0	0	0	1
Güi Güi 1	1	0	0	0	0	1
Güi Güi 2	1	0	0	0	0	1

La contribución de cada variable independiente para cada modelo fue descrita por los valores del r^2 parcial. También se analizó, por medio de regresión lineal simple, cuando el número total de impactos humanos (de aquí en adelante ‘nº total de impactos’) dentro de un radio de 500 m alrededor de cada pradera afectó a cambios globales en la densidad de pies, longitud de hoja y cobertura entre 2003 y 2012.

2.4 Medidas para la gestión y conservación

Finalmente, para elaborar y proponer una estrategia de gestión que permita alcanzar un estado óptimo de conservación de las praderas de *C. nodosa*, se realizó una revisión de la literatura especializada sobre la gestión y conservación de praderas de fanerógamas marinas a escala mundial. Por otro lado, se revisó la legislación existente en materia de ordenación y conservación de recursos naturales, especialmente en el medio marino, que pudiera ser de aplicación al ecosistema de praderas. Los resultados de esta parte del trabajo han sido incluidos directamente en el apartado 5 del mismo, dedicado a la gestión y conservación de praderas marinas.

3. RESULTADOS

3.1 Tendencia temporal en la estructura de las praderas

A escala de isla, la densidad de pies, la longitud de hoja y la cobertura de las praderas de *C. nodosa* exhibieron una regresión global (Figura 2, ANOVAs de 3 factores: 'Año', $P < 0,001$, Apéndice I). Sin embargo, las diferencias en estos tres descriptores estructurales entre 2003 y 2012 no fueron consistentes entre praderas (interacción 'Año x Pradera', $P < 0,001$, Apéndice I). Los test de comparación a posteriori entre años (2003 vs. 2012) para cada pradera, mostraron reducciones significativas para los 3 descriptores en 8 praderas (Taliarte, Salinetas, Gando, Arinaga, Formas, Maspalomas, Puerto Rico y Taurito) (Apéndice II). En contraste, tres praderas no mostraron ninguna diferencia significativa en los parámetros estructurales (Santa Agueda, Veneguera 2 y Güí Güí), mientras cinco praderas (El Burrero-Vargas, El Inglés, Meloneras-Pasito, Amadores y Veneguera 1) mostraron regresión para la longitud de hoja (Apéndice II). Tres praderas mostraron regresiones significativas en densidad de pies y longitud de hoja (Las Canteras, El Cabrón, Marañuelas-Balito, Apéndice II). Únicamente una pradera (El Cochino), experimentó un aumento en la cobertura, mientras otra pradera (El Cabrón), incrementó significativamente la densidad de pies, pero disminuyó la longitud de hoja (Apéndice II). La integración de esta información biológica sugiere, cualitativamente, que 11 praderas mostraron una regresión general en la abundancia de *C. nodosa* desde 2003 a 2012 (i.e. 2 o 3 descriptores estructurales sufrieron una regresión significativa), mientras 10 pueden ser consideradas como estables, a pesar de que algunas decayeron en, al menos, un descriptor estructural (Figura 2, Apéndice II).

3.2 Influencia de los factores naturales en la tendencia temporal

Para el conjunto de las praderas, la SST varió entre 18°C (invierno) y 24°C (verano) (Figura 3a), la Chl-a entre 0,05 y 0,25 mg m⁻³ (Figura 3b) y la PAR entre 5 y 40 E m⁻² d⁻¹ (Figura 3c). El número de tormentas por año fue mayor para las praderas situadas en el este y sureste de Gran Canaria (praderas 2-11, Figura 4), que para las praderas localizadas al oeste y suroeste de la isla (praderas 12-21, Figura 4). La variación de la PAR fue el único factor natural que influyó en la variabilidad de alguno de los tres descriptores estructurales (ca. 11% de la variación total en el cambio de cobertura entre 2003 y 2012).

3.3 Impactos antropogénicos y su influencia en la tendencia temporal de la estructura de las praderas.

Para los tres descriptores estructurales, los mejores modelos dados por la rutina AIC incluyen, mayoritariamente, variables predictoras relacionadas con actividades antropogénicas (Apéndice III). A escala de isla, los cambios en densidad de pies y longitud de hoja entre 2003 y 2012 fueron determinados, principalmente, por el número de vertidos en un radio de 500 m alrededor de cada pradera (ca. 23% y 33% de la variabilidad total, respectivamente, Apéndice III). Los cambios en la cobertura de las fanerógamas marinas entre 2003 y 2012 fueron determinados, principalmente, por el número de puertos dentro de un radio de 500 m alrededor de cada pradera (ca. 19% de la variabilidad total, Apéndice III). El número de puntos de desembocaduras en la costa contribuyó adicionalmente explicando ca. 14% de la variabilidad total en la densidad de pies entre 2003 y 2012 (Apéndice III); el número de granja marinas de peces en un radio de 500 m alrededor de cada pradera explicó ca. 7% de la variabilidad total de la longitud de hoja entre 2003 y 2012 (Apéndice III). La erosión en los atributos estructurales de las praderas de fanerógamas marinas entre 2003 y 2012 fue explicada, de forma significativa, por el número total de impactos en un radio de 500 m alrededor de cada pradera (Figura 5). Los coeficientes de regresión de las regresiones lineales simples fueron negativos para los tres descriptores estructurales, sugiriendo una relación positiva entre la erosión (i.e. pérdida) en los atributos estructurales de las praderas entre 2003 y 2012 y el número de impactos antropogénicos.

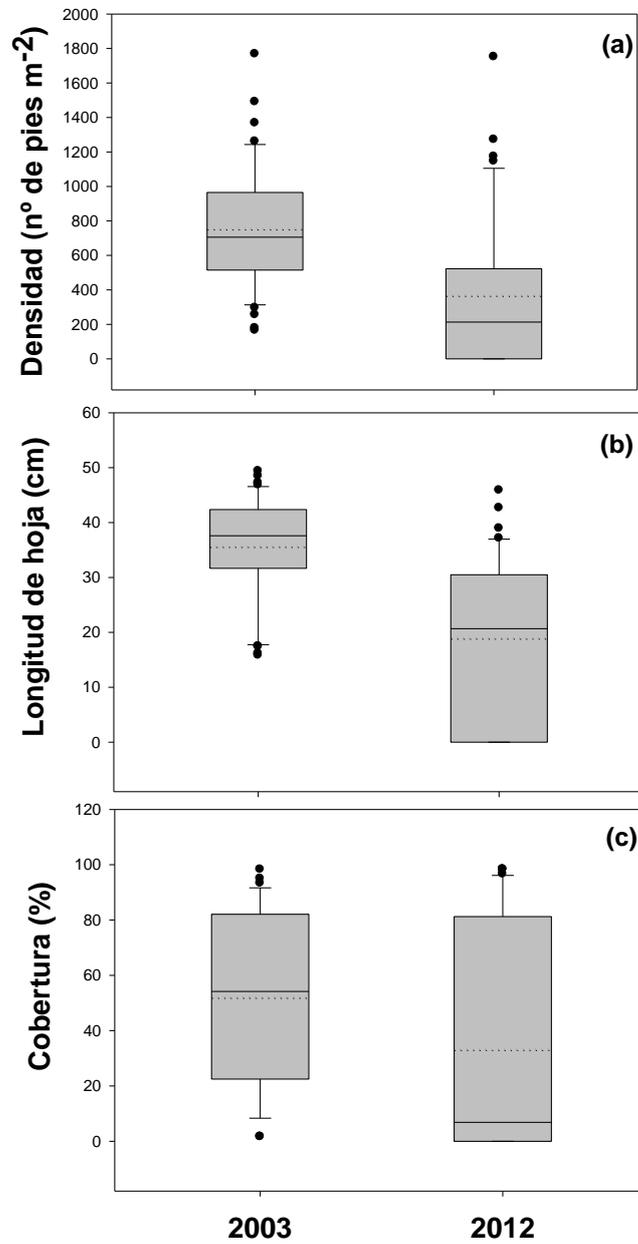


Figura 2. Diferencias en la estructura de las praderas de *C. nodosa*: (a) densidad de pies (nº de pies m⁻²); (b) longitud de hoja (cm); y (c) cobertura (%), a escala de isla entre los años 2003 y 2012. Las líneas de puntos corresponden a las medias y las líneas continuas a las medianas.

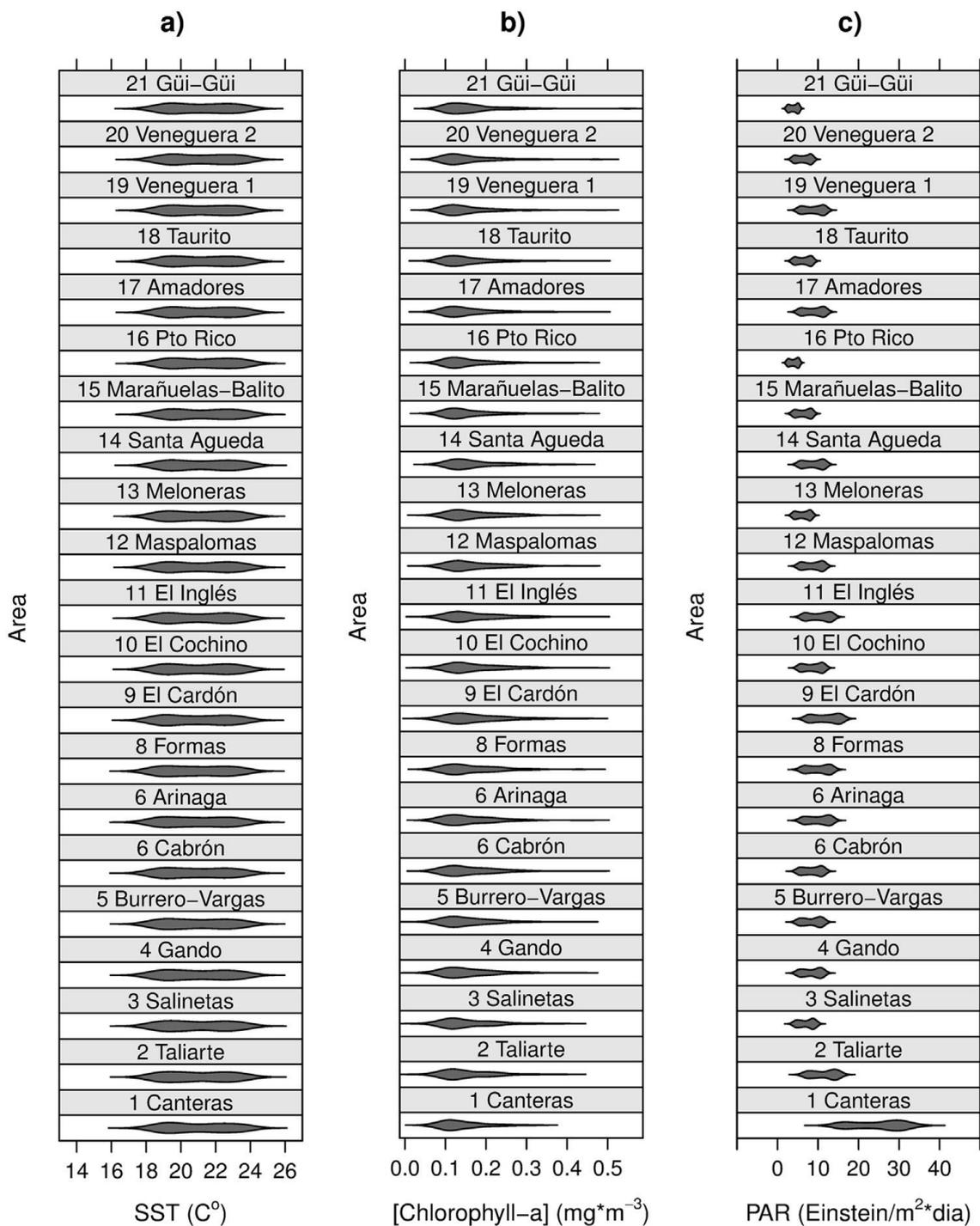


Figura 3. Patrones de las variables ambientales de cada una de las praderas marinas de Gran Canaria entre 2003 y 2012: (a) SST; (b) Concentración superficial de Chl-a; y (c) PAR.

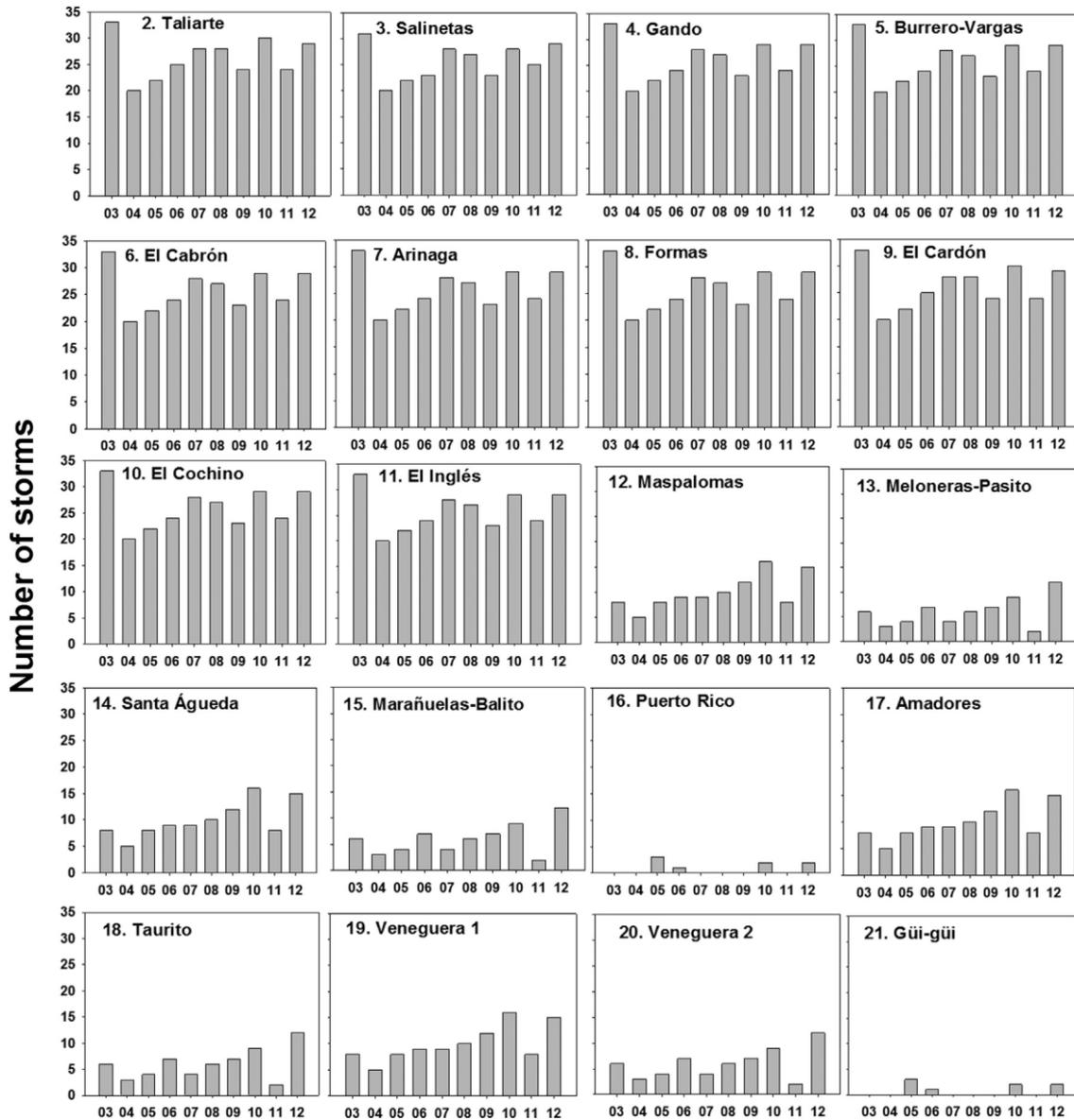


Figura 4. Número de temporales por año que potencialmente arrancan plantas marinas para cada pradera.

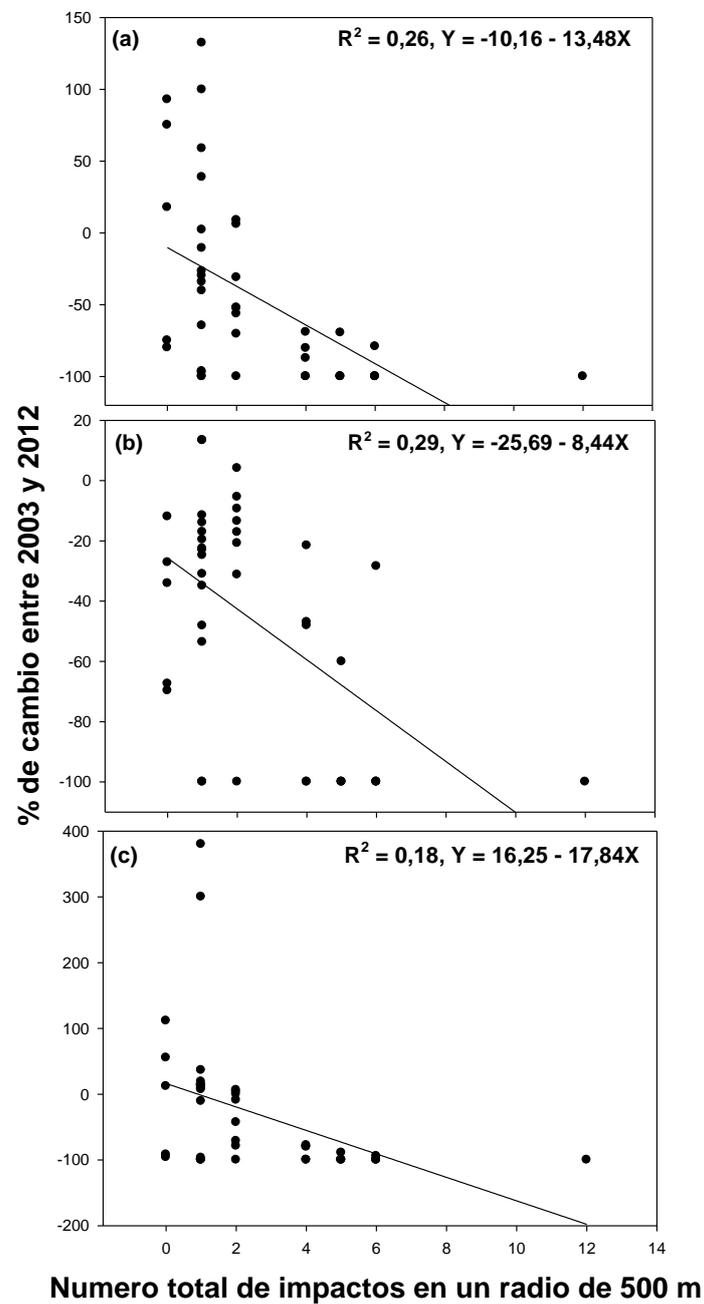


Figura 5. Relación entre los cambios en la estructura de las plantas marinas: (a) densidad de pies, (b) longitud de hoja y (c) cobertura entre 2003 y 2012 (expresado como porcentajes de cambio respecto a los valores de 2003; los valores positivos indican un incremento, mientras que los valores negativos indican un decremento) y el número total de impactos en un radio de 500 m alrededor de cada una de las praderas.

4. DISCUSIÓN

Los cambios en la estructura de las praderas de *C. nodosa* en la isla de Gran Canaria, en la última década, han sido espacialmente heterogéneos; donde algunas praderas (ca. 60%) han mostrado regresión, mientras otras praderas (ca. 40%) parecen haber permanecido inalteradas. En la actualidad, es difícil explicar las razones exactas que influyen en los cambios locales (o en la falta de estos) en la estructura de este hábitat; incluyendo una serie de actividades humanas que pueden causar impactos ambientales con diferente origen e intensidades, solapándose en el tiempo y en el espacio (Halpern *et al.*, 2008). Además, las praderas de fanerógamas marinas están presentes naturalmente como parches irregulares, debido a las condiciones hidrodinámicas; esto es particularmente relevante en costas abiertas a grandes oleajes oceánicos, e.g. el Archipiélago Canario. Sin embargo, este estudio ha demostrado que un incremento en la severidad (número) de temporales no explican la regresión de las praderas de *C. nodosa*. Adicionalmente, las fluctuaciones en otros parámetros de origen natural (aquí SST, concentración de Chl-a y luz PAR), no parecen contribuir significativamente para explicar la variación en los atributos estructurales de las fanerógamas entre 2003 y 2012. Más bien, este estudio pone de manifiesto que la regresión de los descriptores estructurales es, al menos parcialmente, explicada por una variedad de actividades antropogénicas que operan a escala local. A pesar de que algunos estudios identifican procesos globales para explicar la regresión de las praderas marinas (Jordá *et al.*, 2012), muchos estudios muestran que las regresiones son el resultado de la acumulación de impactos a escala local (González Correa *et al.*, 2007). Los datos obtenidos se suman a este último cuerpo de investigación y apuntan hacia la idea de que una mejor gestión de la costa es irremediablemente necesaria (Boudouresque *et al.*, 2009).

La isla de Gran Canaria alberga 852.225 habitantes; el 87% de la población se localiza en las zonas costeras, dando una densidad de población de 3142 ind. km⁻¹ de costa. Además, 3.000.000 de turistas visitan la isla cada año (www.gobiernodecanarias.org/istac/temas_estadisticos/demografia). Obviamente, esto implica una enorme presión ambiental sobre la costa, como se ha reportado para otras áreas con grandes industrias turísticas en las zonas costeras, como en el mar Mediterráneo (Meinesz *et al.*, 1991), donde la proliferación de estructuras industriales y urbanas en la costa ha fragmentado y destruido, inevitablemente, las praderas de

fanerógamas marinas (Montefalcone *et al.*, 2007). Por ejemplo, el número de vertidos se ha incrementado en las costa de la isla de Gran Canaria de 105 (2003) hasta 154 (2012), lo que da 0.65 vertidos km^{-1} de perímetro costero entre 0 y 30 m de profundidad, i.e. la distribución batimétrica de *C. nodosa*. Hay que resaltar que solo ca. 20% de los vertidos están autorizados por la Administración Regional (Agencia Medioambiental), mientras el resto están sin ninguna gestión (Viceconsejería de Medio Ambiente, 2008).

Las descargas más importantes a través de los vertidos son las aguas residuales urbanas (ca. 47,4% de los vertidos totales). Sin embargo, no hay datos precisos sobre el volumen exacto, ni las características de las aguas residuales urbanas que son descargadas en el mar en Gran Canaria. Se estima que ca. 42.191 $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ son vertidos al mar después de un tratamiento primario y ca. 60.273 $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ después de un tratamiento secundario (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, 2013). En la actualidad, el número de plantas de tratamiento de aguas residuales y los tipos de tratamientos parecen ser insuficientes; esto implica que las 'aguas negras' son vertidas en el mar con una DBO5 de ca. 700 mg l^{-1} , ca. 600 mg l^{-1} de sólidos en suspensión y ca. 30 mg de N total (Viceconsejería de Medio Ambiente, 2008). Esto ha causado severas alteraciones en áreas costeras de Gran Canaria, como resultado de eventos de eutrofización crónica (O'Shanahan *et al.*, 2003; Ojeda & O'Shanahan, 2005). Muchos estudios han demostrado que las descargas de aguas residuales afectan negativamente a la abundancia de fanerógamas marinas y sus funciones (Lapointe *et al.*, 1994; Cabaço *et al.*, 2008). Los efectos negativos de la fertilización de la columna de agua sobre el estado de *C. nodosa* han sido recientemente demostrados, de forma experimental, en Gran Canaria, donde elevadas cantidades de nutrientes aumentan el crecimiento de los epífitos y favorecen la acción de los herbívoros (Tuya *et al.*, 2013b). Esta evidencia está de acuerdo con los resultados de este trabajo, sugiriendo que el número de vertidos de aguas residuales causan una regresión de la densidad de pies y longitud de hoja de las fanerógamas marinas. Sin embargo, este tipo de impacto no explica los cambios en cobertura, posiblemente porque los vertidos han estado funcionando durante un largo período de tiempo antes de 2003. Además, los vertidos de aguas residuales son una fuente de N y P inorgánico que pueden promover el crecimiento masivo de cianobacterias en áreas subtropicales (O'Neil *et al.*, 2012). En los últimos años, 'blooms' de la cianobacteria *Lyngbia* spp. han sido observados frecuentemente en praderas de fanerógamas marinas del sur de Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote

(<http://redpromar.com/fans>). *Lyngbia* spp. es considerada una amenaza importante para las fanerógamas marinas, debido a su crecimiento epífito sobre las hojas y por la producción de sustancias alopáticas (O'Neil *et al.*, 2012). Por lo tanto, las interacciones negativas entre *C. nodosa* y *Lyngbia* spp. deberían ser consideradas con precaución, particularmente en el marco de ambientes eutrofizados.

Los vertidos de salmuera procedentes de plantas desaladoras de agua de mar representan ca. 23,4% del número total de vertidos en la isla de Gran Canaria. El incremento de la demanda de agua potable para la agricultura, el turismo y la población local ha resultado en la construcción de muchas plantas desaladoras; la capacidad de producción ha aumentado de ca. 151.170 m³ día⁻¹ (2003) hasta ca. 271.000 m³ día⁻¹ (2011) (Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, 2013). Las plantas desaladoras se localizan de forma dispersa a lo largo del litoral y tienen entre un 45% y 50% de eficiencia; esto implica que ca. 250.000-330.000 m³ día⁻¹ de salmuera (a 60-70 psu) son descargados al océano. El impacto de la salmuera sobre las fanerógamas marinas es bien conocido, particularmente sobre *C. nodosa* en el mar Mediterráneo (Palomar y Losada, 2010; Pagès *et al.*, 2011; Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2011) y en las Islas Canarias (Portillo *et al.*, 2013, 2014).

La construcción de infraestructuras costeras, e.g. puertos, marinas, rompeolas, paseos marítimos, playas artificiales, son otro tipo de impactos antropogénicos que pueden, directa o indirectamente, alterar las fanerógamas marinas (Boudouresque *et al.*, 2009), induciendo de forma directa (e.g. enterramiento y desenraizamiento) o indirecta (e.g. incremento de la turbidez, desarrollo de la epibiota) el deterioro de las fanerógamas marinas. Los puertos y las marinas pueden alterar las praderas marinas durante su construcción (Tuya *et al.*, 2002) y las operaciones de dragados asociadas, además de los impactos durante la fase operativa de los puertos (Ruiz & Romero, 2003; García-Rojas, 2011; Grifoll *et al.*, 2011). En Gran Canaria, por ejemplo, diferencias consistentes en la concentración de nutrientes, clorofila *a* y abundancia de fitoplancton entre la parte interna, la zona adyacente y la parte exterior de aguas abiertas han sido encontradas en algunos puertos (García-Rojas, 2011). Actualmente, existen 27 infraestructuras costeras en Gran Canaria, la mayoría fueron construidas mucho antes de 2003, excepto el puerto industrial de Arinaga que fue construido entre 1998 y 2003. Durante la construcción del puerto, grandes cantidades de sedimentos finos fueron vertidas al mar, creando grandes

plumas que se movían con las mareas a lo largo de la costa, alcanzando hasta 5 km desde el punto de construcción (F. Espino, obs. pers., Figura 13). Probablemente, las plumas de sedimentos incrementaron la turbidez y la abrasión mecánica sobre las plantas. Las dos praderas directamente afectadas por la construcción de este puerto (Arinaga y Formas) tenían una superficie de 261.550 y 255.324 m², y una densidad máxima de ca. 1.368 ±112,9 y 1.490±54,7 pies m⁻² (media ± error estándar), respectivamente, antes de la construcción del puerto (Espino *et al.*, 2003a). Posteriormente, una fragmentación progresiva de estas praderas fue observada (Monterroso *et al.*, 2006), mientras las algas verdes rizofíticas *Caulerpa prolifera* y *Caulerpa racemosa* proliferaron sobre los fondos que antes dominaba *C. nodosa*. Recientemente, Tuya *et al.* (2013a) encontraron una severa regresión de la pradera de Arinaga y demostraron la interacción negativa entre *C. prolifera* y *C. nodosa*, donde el alga verde compite con la fanerógama, tomando ventaja del deterioro de la calidad del agua. En 2012, encontraron que la pradera de Formas había desaparecido totalmente, mientras las fanerógamas marinas habían sido sustituidas por *C. racemosa*. El reemplazamiento de las especies nativas de fanerógamas marinas por algas verdes rizofíticas ha sido ampliamente descrito, e.g. en el mar Mediterráneo (Montefalcone *et al.* 2006, 2007; Montefalcone, 2009).

Otro factor que explica parte de la variación de la densidad de pies de las fanerógamas marinas a lo largo del tiempo fue el arrastre de sedimentos por las escorrentías. Gran Canaria es una isla semicircular, con una red de barrancos radiales. Durante los eventos de lluvia intensa, toneladas de sedimentos son desplazados y vertidos a la costa, afectando potencialmente a las praderas de fanerógamas marinas adyacentes a los puntos de descarga (Figura 9). El arrastre de sedimentos incrementa la turbidez y promueve la reducción de la luz, incrementa la carga de nutrientes y el desarrollo de los epífitos, además de la sedimentación y erosión (Airoldi & Beck, 2007).

En el mar Mediterráneo, *Posidonia oceanica* es una especie endémica de crecimiento lento, que es sustituida por *C. nodosa* cuando se produce un impacto ambiental; *C. nodosa* es considerada, de alguna manera, una especie pionera y oportunista, de crecimiento rápido (Cancemi *et al.*, 2002; Montefalcone *et al.*, 2006, 2007). En las Islas Canarias, sin embargo, *C. nodosa* es la especie vegetal climácica sobre fondos blandos y la única que forma extensas praderas en la zona submareal (Reyes *et al.*, 1995a). Los

resultados de este trabajo señalan, sin embargo, que *C. nodosa* es una especie sensible a una serie de impactos antropogénicos. En este contexto, se demuestra que la regresión en la estructura de las praderas dominadas por *C. nodosa* están conectados con la proximidad, número y tipo de impactos antropogénicos. Por supuesto, el análisis realizado aquí es correlativo, por lo que deberán llevarse a cabo estudios experimentales para determinar los efectos de múltiples estresores (e.g. Tuya *et al.*, 2013b, c). Se ha sugerido, que la regresión de las praderas marinas y posterior desaparición a menudo ocurre, a escalas regionales, sobre escalas temporales que varían de 10s a 100s de años (Airoldi & Beck, 2007). Los resultados obtenidos aquí, indican una severa regresión en la estructura de *C. nodosa* en solo 9 años. Sin embargo, los cambios en la estructura de las praderas de fanerógamas marinas han sido heterogéneos, lo que indica procesos a escala local más que a escala de isla, como determinantes de cambios temporales. Este estudio resalta la necesidad urgente de acciones para evaluar el estatus de conservación de las praderas de *C. nodosa* que permanecen en las Islas Canarias, así como promover acciones de gestión urgentes para conservar y realizar el seguimiento de las praderas constituidas por *C. nodosa* a través de la gestión eficiente de los impactos locales.

5. DIAGNÓSTICO Y EVOLUCIÓN PREVISIBLE

Este trabajo ha demostrado que las praderas de *Cymodocea nodosa* en la isla de Gran Canaria han sufrido una regresión en su área de distribución y parámetros estructurales, coincidiendo con los resultados de otros estudios (Espino *et al.*, 2003a; Monterroso *et al.*, 2006; Martínez, 2011; Portillo *et al.*, 2013; Polifrone & Rosell-Fieschi, 2014; Tuya *et al.*, 2013a). Los análisis realizados hasta el momento indican que los factores que subyacen tras la regresión de las poblaciones son, principalmente, de origen antrópico. Estos factores operan a escala local. Sin embargo, no se puede descartar que determinados factores, que operan a escala global, tengan también repercusiones sobre el estado de conservación de las praderas. Por ejemplo, los efectos provocados por el cambio climático, como se analizará más adelante. De las 39 praderas citadas en los trabajos existentes sobre *C. nodosa* en Gran Canaria, un 48,71% se encuentran en estado regresivo, un 33,33% en estado estable y de un 17,94% no existen datos (Tabla 5, Figura 6).

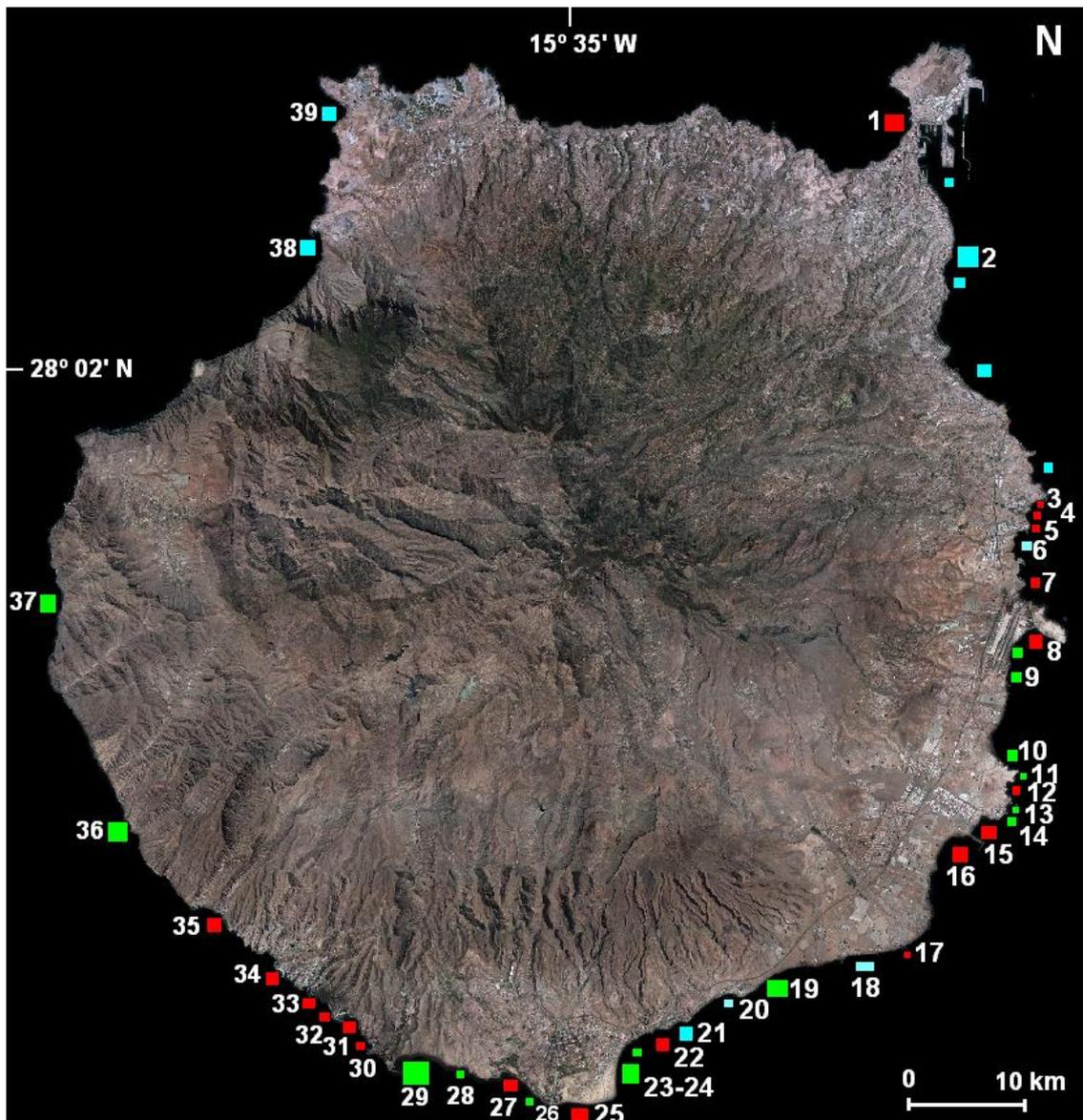


Figura 6. Mapa de la isla de Gran Canaria donde se muestran las praderas de *Cymodocea nodosa* y su estado de conservación: praderas en estado regresivo (rojo); praderas en situación estable (verde) y sin datos (azul). La numeración y los nombres se corresponde con los de la Tabla 5.

Para todas las praderas en estado regresivo existen datos que lo demuestran, salvo para la pradera de Melenara; esta pradera fue estudiada por la Dirección General de Costas en los años 90 y desapareció posteriormente como consecuencia de la instalación de una granja de cultivos marinos. La pradera de Playa de Las Burras no fue estudiada en este trabajo, pero [Portillo et al. \(2013\)](#) encontraron campos de salinidades superiores a 38 psu sobre una superficie desde 9 a 34 ha, determinando que en esta superficie las plantas habían desaparecido como consecuencia de los efectos de la pluma hipersalina.

Tabla 5. Praderas de *Cymodocea nodosa* en la isla de Gran Canaria. Se indica la superficie conocida hasta los años 2003-2006 y el estado de conservación actual. Se indica la superficie: Sup 1: entre 2003 y 2006; Sup 2: en el año 2012. De acuerdo con [Ministerio de Medio Ambiente \(2002, 2006\)](#) y [Espino et al. \(2003\)](#).

Pradera	Sup 1	Sup 2	Estado de Conservación
1. Playa de Las Canteras	3.437	10,98	Regresivo
2. San Cristóbal	102.896	-	Sin datos
3. Taliarte	6.026	3.013	Regresivo
4. Melenara	0	0	Regresivo*
5. Salinetas	4.065	0	Regresivo
6. Barranco de Silva	3.754	-	Sin datos
7. Tufia	3.390	0	Regresivo
8. Bahía de Gando	1.259.200	89.400	Regresivo
9. Playa del Burrero	94.500	94.500	Estable
10. Playa de Vargas	359.900	359.900	Estable
11. Punta de La Sal	-	-	Estable
12. Playa del Cabrón	101.638	101.638	Regresivo
13. Roque de Arinaga	-	-	Estable*
14. Risco Verde	-	-	Estable*
15. Bahía de Arinaga	261.550	5.231	Regresivo
16. Bahía de Formas	255.324	5.106	Regresivo
17. Punta de Tenefé	3.514	0	Regresivo
18. Castillo del Romeral	-	-	Sin datos
19. Playa del Cardón	41.812	41.812	Estable
20. Tarajalillo	5.038	-	Sin datos
21. Playa de San Agustín	-	-	Sin datos
22. Playa de Las Burras	-	-	Regresivo*
23. Playa de Los Cochinos	15.264	15.264	Estable
24. Playa del Inglés	252.986	252.986	Estable
25. Maspalomas	2.372.885	47.457	Regresivo
26. Playa de Meloneras	1.514	1.514	Estable
27. Pasito Blanco	46.409	0	Regresivo
28. Montaña de Arena	11.619	11.619	Estable
29. Bahía de Santa Agueda	458.456	458.456	Estable
30. Arguineguín	12.599	0	Regresivo
31. Las Marañuelas	19.191	959	Regresivo
32. El Balito	7.326	366	Regresivo
33. Puerto Rico	2.953	147	Regresivo
34. Playa de Amadores	83.615	4.180	Regresivo
35. Playa de Taurito	122.498	6.124	Regresivo
36. Veneguera	52.662	52.662	Estable
37 Güí Güí	179.926	179.926	Estable
38. Agaete	-	-	Sin datos
39. Sardina del Norte	-	-	Sin datos

Regresivo* y Estable*: ver explicación en el texto.

Las praderas de Roque de Arinaga y Risco Verde, aunque no se dispone de datos precisos de su superficie, permanecen en la misma zona actualmente, de acuerdo con nuestras observaciones; aunque la pradera de Risco Verde presenta un grado de fragmentación considerable, sobre todo en su zona más somera. En términos de superficie, las praderas han pasado de ocupar ca. 6.145.947 m² entre 2003 y 2006 a ca. 1.732.270 m² en el año 2012, lo que representa una pérdida aproximada de un 71,82%. Sin embargo, es posible que la superficie desaparecida de este ecosistema sea superior.



Figura 7. Evolución de la pradera de *Cymodocea nodosa* de la Bahía de Arinaga (SE de Gran Canaria): (a) año 1963; (b) año 2002; y (c) año 2009, donde se observa el cambio de distribución de los parches. Fuente: Fotografía Aérea del Gobierno de Canarias.

Por ejemplo, el 'sebadal' de Playa de Las Canteras, tenía una superficie de 53.882 m² en 1962 (Copeiro *et al.*, 2000), superficie no incluida en este análisis. Tampoco se han incluido las superficies perdidas en la Bahía de Melenara y Playa de Las Burras. Por otro lado, el testimonio de antiguos pescadores del este y sur de la isla, señalan que muchas praderas tenían su límite de distribución batimétrica superior entre los 0-2 m, coincidiendo con los resultados encontrados por Martínez (2011) en su análisis cartográfico. Por este motivo, es probable que la regresión sea mayor si se consideran las distribuciones antiguas de las praderas (ver Figura 7). Varias cuestiones sugieren que la evolución previsible de este ecosistema será hacia una mayor regresión: 1). El Plan Insular de Ordenación (PIO) de Gran Canaria recoge la construcción de varios puertos deportivos, algunos de ellos coincidiendo con enclaves de praderas de *C.*

nodosa; 2) El mismo PIO también incluye amplios desarrollos turísticos en varios sectores costeros de la isla de Gran Canaria, apostando aún más por un turismo masivo, lo que implicará una mayor utilización de recursos (energía, agua, territorio, etc.), especialmente en la zona costera; 3) Las administraciones medioambiental y pesquera no han tomado medidas para una correcta protección del ecosistema, además no parece que vayan a hacerlo a corto plazo; 4) Tampoco se están adoptando medidas (e.g. incremento de la resiliencia) frente a los futuros efectos que implicará el cambio climático. Por lo tanto, la tendencia será la desaparición de más praderas y un enrarecimiento del ecosistema.

6. GESTIÓN Y CONSERVACIÓN

La situación actual de las poblaciones de *C. nodosa* en Gran Canaria, hace necesario el diseño y aplicación de una estrategia de gestión cuyo objetivo, en última instancia, debe ser alcanzar un estado de conservación óptimo. La estrategia para la gestión-conservación debe incluir, al menos, los siguientes aspectos: 1) Programa de seguimiento de las poblaciones; 2) Medidas de protección de la especie-ecosistema; 3) medidas para evitar-corriger los impactos ambientales; 4) Programa de restauración de praderas de fanerógamas marinas; 5) Aplicación de la normativa vigente para alcanzar los objetivos de calidad de las aguas costeras; 6) Desarrollo de la investigación científica en los aspectos relevantes para la conservación; y 7) Campañas de educación-concienciación-divulgación ambiental.

6.1 Programa de Seguimiento de Poblaciones

El objetivo general de los programas de seguimiento es conocer la evolución temporal de las poblaciones y detectar cambios a diferentes escalas que permitan, en su caso, establecer las medidas de protección necesarias. Estos programas han sido desarrollados y aplicados en diversas partes del mundo. Se iniciaron a comienzo de los años ochenta (Australia y Francia) y se incrementaron notablemente en la década de los noventa (ver Tabla 10.1 de ejemplos de programas de seguimiento en Duarte *et al.*, 2004). Existen en la literatura diversos trabajos sobre protocolos y metodologías para el seguimiento y estudio de las fanerógamas marinas. Los objetivos específicos de estos programas son variados y dependen de si se llevan a cabo por personal científico o por voluntarios. En

este último caso, un objetivo importante de cualquier programa de seguimiento es la implicación de ciudadanos voluntarios de manera que puedan observar los cambios en el ecosistema (Duarte *et al.*, 2004). También se consigue que aumente el reconocimiento social del importante papel que desempeñan las praderas de fanerógamas marinas en el ecosistema, las amenazas que sufren y la importancia de conservarlas para mantener los equilibrios biológicos y la biodiversidad de los ecosistemas costeros. El desarrollo de cualquier programa de seguimiento está limitado por la disponibilidad económica. El diseño de un programa de seguimiento debe responder a las siguientes preguntas: ¿qué indicadores y parámetros de las fanerógamas marinas medir?, ¿cómo medirlos?, ¿dónde medirlos? y ¿cuándo medirlos?

6.1.1 Indicadores y Parámetros

Durante un programa de seguimiento se pueden evaluar diversos indicadores y medir numerosos parámetros de las fanerógamas marinas. Por ejemplo, Marbá *et al.* (2013) al analizar 42 programas europeos de seguimiento de praderas de fanerógamas marinas identificaron 51 parámetros, tanto de carácter estructural como funcional, que se agrupan en 6 grandes categorías de indicadores. Para la isla de Gran Canarias se proponen los siguientes indicadores y parámetros:

Indicador Distribución. Parámetros: Superficie y Límites Batimétricos. Para determinar la distribución de las praderas de fanerógamas marinas se realizan cartografías aplicando diferentes métodos (imágenes de satélite, fotografía aérea, sonar de barrido lateral, transectos de vídeo, etc.) o bien una combinación de ellos. Cada método presenta sus ventajas e inconvenientes, existiendo algunos ejemplos de su aplicación en Canarias (Ministerio de Medio Ambiente 2002, 2006; Barquín *et al.*, 2003, 2005; Espino *et al.*, 2003a; Espino, 2004). A pesar de que existen varias cartografías de los 'sebadales' de Gran Canaria, los datos de distribución (límites y superficie) no son exactos, además existe cierta confusión en la identificación de las comunidades que forma *C. nodosa*. Por estos motivos y teniendo en cuenta el estado de conservación de las poblaciones, es recomendable realizar una cartografía (a escala de isla) de todas las praderas lo más precisa posible, empleando el sonar de barrido lateral combinado con transectos de vídeo. Esta combinación permite elaborar cartografías bastante precisas de las comunidades de fanerógamas marinas y determinar los límites

de distribución batimétricos superior e inferior y la superficie (Siljeström *et al.*, 1996; Barsanti *et al.*, 2007). Por otro lado, permitiría comparar con futuras cartografías que se realizaran empleando la misma técnica y determinar cambios en el tiempo de forma más precisa. Posteriormente, a escala de pradera deben seleccionarse en cada una de ellas al menos dos puntos (ver Tabla 6) donde se realizarán entre 2 y 3 transectos de vídeo entre el límite superior e inferior de la pradera. La posición de inicio y fin de transecto será tomada como referencia para repetir los transectos de vídeo en años sucesivos. Las imágenes obtenidas podrán ser empleadas en la caracterización de las praderas.

Indicador Abundancia. Parámetros: Cobertura, Densidad y Biomasa. En los puntos seleccionados en cada pradera se realizarán transectos lineales de 25 m de longitud (método del intercepto lineal) ($n = 3$). Como criterio se establece que la superficie de 'sebadal' se considera continua siempre que las calvas de arena sean inferiores a 1 m^2 . El porcentaje de cobertura se calcula posteriormente en función de la distancia de recubrimiento del sustrato por la vegetación respecto a la longitud total del transecto. Para estimar la densidad de haces de *C. nodosa* y la abundancia de otros macrófitos acompañantes (e.g. *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa racemosa*, etc.) se emplearán cuadrados de $25 \times 25 \text{ cm}$ de lado (625 cm^2) donde se realizarán recuentos del número de haces, número de frondes de *C. prolifera* u otros macrófitos. Los cuadrados podrán estar subdivididos en cuadrados de 5 cm de lado para la estimación de la abundancia semicuantitativa (nº de presencias) de otras especies acompañantes. Se realizarán 3 réplicas en cada transecto ($n = 9$ réplicas totales/estación de muestreo). Para estimar la biomasa y la relación biomasa sobre el sustrato (foliar)/biomasa bajo el sustrato (rizomas + raíces), se extraerá con un core de 20 cm de diámetro una muestra de biomasa que incluya la parte subterránea. De cada muestra se separarán los tejidos foliares, rizomas y raíces, se secarán a 70°C hasta peso constante y se pesarán para estimar su biomasa ($\text{g peso seco muestra}^{-1}$). A partir de estos datos puede conocerse la biomasa epigea ($\text{gr peso seco m}^{-2}$), la biomasa hipogea ($\text{gr peso seco m}^{-2}$) y la ratio biomasa epigea/biomasa hipogea. Se obtendrá un core por transecto, ($n = 3$).

Indicador Características de los Haces. Parámetros: Biomasa de haces, área foliar del haz, número de hojas por pie, longitud y anchura de hojas, y longitud de peciolo. Estos parámetros se estimarán en 8 haces de las muestras obtenidas en los cores. El valor de cada descriptor será el promedio calculado de los 8 haces medidos. Para estimar la

proporción de necrosis foliar, en cada hoja se medirá la superficie ocupada por tejidos necrosados y su posición en la hoja (apical, intermedia y basal). La suma total de estas superficies medidas en todas las hojas del haz dividida por la superficie total del haz es el porcentaje de tejidos necrosados por haz. Esto se medirá en los 8 haces seleccionados anteriormente.

Indicador Procesos. Parámetros: Presión de Herbívoros. En los haces analizados se anotará la presencia de marcas de herbívoros (meso y macroherbívoros) en cada hoja. La presión de herbívoros se calcula como el número total de hojas mordidas respecto al número total de hojas analizadas a partir de las hojas estudiadas para determinar las características de los haces y obtenidas con los cores.

Indicador Constituyentes Químicos. Parámetros: Composición Elemental (C, N, P) y Composición Isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de tejidos y epífitos. Se obtendrá mediante análisis de muestras secas de plantas y epífitos, obtenidas en los puntos anteriores. En la planta, el tejido analizado será preferentemente el rizoma (la hoja también dependiendo de la disponibilidad económica). Los análisis se realizarán en dos submuestras de las muestras obtenidas mediante los cores; el valor de los parámetros será el promedio obtenido en las 2 submuestras.

Indicador Flora y Fauna Asociada. Parámetros: Diversidad y Biomasa de Epífitos. Inventario e Índices de Abundancia Cualitativos de Macroalgas, Macroinvertebrados y Vertebrados. De cada haz se separarán los epífitos de las hojas, se identificarán las especies o en su caso grupos presentes para estimar la riqueza o diversidad. Posteriormente, se secarán a 70°C en estufa hasta peso constante. El peso seco se divide por la superficie foliar del haz para obtener la densidad o carga de epífitos (mg ps cm^{-2}). Esta medida se realizará en los 8 haces seleccionados de las muestras de los cores. El valor de los parámetros será el promedio obtenidos en los 8 haces medidos. A partir de las observaciones realizadas durante los transectos de 25 m se elaborará un inventario de las especies de macroalgas, macroinvertebrados y vertebrados (e.g. peces y tortugas), a cada especie se le asignará un índice cualitativo de abundancia basado en la escala: raro, frecuente, común y abundante. En el caso de los peces y las tortugas se les asignará una talla (longitud total, cm) estimada para cada grupo de abundancia.

Indicador Factores Ambientales. Parámetros: Sedimentos: Materia Orgánica, pH y Potencial Redox. Columna de Agua: Temperatura Superficial del Agua (*Sea Surface Temperature*, SST), Clorofila a (*Chlorophyll-a*, Chl-a) y Radiación Fotosintética Activa (*Photosynthetically Active Radiation*, PAR). Estos tres últimos parámetros pueden ser obtenidos a partir de datos de satélites (ver métodos para determinación de factores naturales en Material y Métodos).

6.1.2 Estaciones de muestreo

Para el desarrollo del Programa de Seguimiento deberá darse prioridad a los puntos geográficos donde ya se hayan realizado muestreos previamente y existan datos de los parámetros que permitan la comparación. En la Tabla 6 se recogen 70 puntos estudiados previamente por [Espino *et al.* \(2003a\)](#) y [Pérez \(1996\)](#) repartidos a lo largo del litoral de la isla de Gran Canaria.

6.1.3 Período de Muestreo

Con respecto a la temporalización del programa de seguimiento, la realización de la cartografía con mayor precisión es urgente si se tiene en cuenta el estado de conservación de las praderas. A partir de que se realice esta cartografía, cada 5 años debería repetirse para comprobar la evolución del ecosistema. La evaluación de indicadores y medida de parámetros debería realizar cada 3-5 años. En cualquier caso, debe prestarse especial atención y dar prioridad a las praderas que se encuentran estables.

6.1.4 Sistema de Información Geográfico (SIG)

La información derivada del programa de seguimiento se debería volcar en un SIG específico de praderas de *C. nodosa* en la isla de Gran Canaria, que también debería recoger las cartografías antiguas y la información disponible hasta el momento relativa a los sebadales (i.e. datos de los parámetros estudiados, publicaciones científicas, monografías, etc.). Este SIG debería estar disponible para la comunidad científica y para los gestores de la administración y privados que desempeñan su función en la zona costera.

Tabla 6. Estaciones propuestas para el seguimiento de praderas de *Cymodocea nodosa* en la isla de Gran Canaria. Se indica el nombre de la pradera, las coordenadas en el sistema UTM, la profundidad y la referencia.

Sebadal	UTMx	UTMy	Prf. (m)	Referencia
Las Canteras 1	28R 0457334	3113261	3	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Las Canteras 2	28R 0457250	3113231	3	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Taliarte 1	28R 0463779	3095780	7	Pérez (1996)
Taliarte 2	28R 0463779	3095780	8	Pérez (1996)
Taliarte 3	28R 0463779	3095780	9	Pérez (1996)
Salinetas 1	28R 0463076	3095352	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Salinetas 2	28R 0463210	3095295	15	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Tufía	28R 0462787	3092828	7	Pérez (1996)
Bahía de Gando 1	28R 0463189	3089801	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Bahía de Gando 2	28R 0463433	3089688	4	Pérez (1996)
Bahía de Gando 3	28R 0464252	3089224	15	Pérez (1996)
Bahía de Gando 4	28R 0463104	3089320	10	Pérez (1996)
Bahía de Gando 5	28R 0463759	3089133	19	Pérez (1996)
El Burrero	28R 0462130	3087725	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Bahía de Vargas	28R 0462102	3083929	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Playa del Cabrón	28R 0462204	3082857	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Roque de Arinaga	28R 0462588	3081567	14	Pérez (1996)
Risco Verde	28R 0462095	3081236	10	Pérez (1996)
Bahía de Arinaga 1	28R 0460944	3080980	5	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Bahía de Arinaga 2	28R 0461283	3080731	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Bahía de Arinaga 3	28R 0460945	3081018	5	Pérez (1996)
Bahía de Arinaga 4	28R 0461108	3080464	9	Pérez (1996)
Bahía de Arinaga 5	28R 0460862	3080742	7	Pérez (1996)
Bahía de Formas 1	28R 0459275	3080107	5	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Bahía de Formas 2	28R 0459472	3079968	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Tenefé	28R 0456917	3074238	21	Pérez (1996)
Playa del Cardón	28R 0451496	3073756	7	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Tarajalillo	28R 0449587	3072420	12	Pérez (1996)
San Agustín	28R 0447282	3071100	7	Pérez (1996)
Las Burras	28R 0446458	3070550	10	Pérez (1996)
Cochinos 1	28R 0447282	3071100	7	Pérez (1996)
Cochinos 2	28R 0446458	3070550	10	Pérez (1996)
Cochinos 3	28R 0445290	3070820	7	Pérez (1996)
Cochinos 4	28R 0445527	3070491	13	Pérez (1996)
Cochinos 5	28R 0445764	3070164	21	Pérez (1996)
El Cochino 1	28R 0444853	3070828	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
El Cochino 2	28R 0445096	3070552	15	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Playa del Inglés	28R 0444360	3069479	8	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Maspalomas 1	28R 0441478	3067446	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Maspalomas 2	28R 0441651	3067124	15	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Maspalomas 3	28R 0442082	3066029	20	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Meloneras	28R 0439393	3068620	8	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Pasito Blanco 1	28R 0438845	3069330	5	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Pasito Blanco 2	28R 0439076	3069015	8	Pérez (1996)
Pasito Blanco 3	28R 0439109	3068978	8	Pérez (1996)
Pasito Blanco 4	28R 0439142	3068941	9	Pérez (1996)
Pasito Blanco 5	28R 0439174	3068904	10	Pérez (1996)
Pasito Blanco 6	28R 0439224	3068922	5	Pérez (1996)
Pasito Blanco 7	28R 0439386	3068552	11	Pérez (1996)
Pasito Blanco 8	28R 0439550	3068459	12	Pérez (1996)
Montaña Arena	28R 0437254	3069209	6	Pérez (1996)
Santa Agueda	28R 0435450	3069865	6	Pérez (1996)
Santa Agueda 1	28R 0434031	3070028	5	Espino <i>et al.</i> (2003a)
Santa Agueda 2	28R 0434736	3069161	10	Espino <i>et al.</i> (2003a)

Tabla 6. continuación

Sebadal	UTMx	UTMy	Prf (m)	Referencia
Santa Agueda 3	28R 0434640	3069179	15	Espino et al. (2003a)
Anfi del Mar	28R 0431955	3071358	10	Espino et al. (2003a)
Balito	28R 0430657	3072401	10	Espino et al. (2003a)
Puerto Rico 1	28R 0430234	3072775	15	Espino et al. (2003a)
Puerto Rico 2	28R 0430038	3072793	20	Espino et al. (2003a)
Playa de Amadores 1	28R 0428513	3074105	10	Espino et al. (2003a)
Playa de Amadores 2	28R 0428405	3074018	15	Espino et al. (2003a)
Playa de Taurito 1	28R 0425596	3076613	10	Espino et al. (2003a)
Playa de Taurito 2	28R 0425498	3076428	15	Espino et al. (2003a)
Playa de Taurito 3	28R 0425421	3076305	20	Espino et al. (2003a)
Veneguera 1	28R 0421364	3081040	10	Espino et al. (2003a)
Veneguera 2	28R 0421370	3081050	15	Espino et al. (2003a)
Veneguera 3	28R 0421091	3080952	20	Espino et al. (2003a)
Playas de Güi Güi 1	28R 0418245	3090698	15	Espino et al. (2003a)
Playas de Güi Güi 2	28R 0418191	3090524	15	Espino et al. (2003a)
Playas de Güi Güi 3	28R 0418055	3090575	20	Espino et al. (2003a)

6.2 Protección de la Especie-Ecosistema

La protección de especies y ecosistemas a través de figuras legales, mediante su inclusión en catálogos de especies amenazadas/protegidas o estableciendo áreas protegidas, es otra herramienta para la conservación del medio ambiente y de la biodiversidad. El reconocimiento internacional, nacional y regional de la importancia ecológica, ambiental y económica de las praderas de fanerógamas marinas ha dado lugar al establecimiento de diversas medidas de protección en muchas partes del mundo.

6.2.1 Normativa Internacional

A nivel internacional, existen distintas figuras que protegen de forma directa o indirecta los ecosistemas acuáticos y marinos. Ya en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Río de Janeiro, 1992) se incluye dentro del concepto de diversidad biológica a los ecosistemas marinos como elementos a proteger. El Convenio para la protección del medio ambiente marino del Atlántico Noreste y sus recursos (OSPAR, Oslo-París, 1992) recoge varios aspectos sobre las fanerógamas marinas. Este Convenio entró en vigor en 1998 y aunque España es parte contratante del mismo, no se ha incluido a la región canaria en su área de acción. Las poblaciones de *C. nodosa* en el área OSPAR fueron incluidas en la lista de especies y hábitats amenazados y/o en regresión (acuerdo OSPAR 2008-6). A partir de aquí, la Comisión OSPAR ha realizado un estudio sobre el

estado del hábitat (OSPAR, 2010), concluyendo que existe una clara regresión del hábitat en el sur de Portugal y costas atlánticas de la Península Ibérica. La Comisión propone una serie de medidas a los estados miembros para la protección de las fanerógamas marinas en general y de *C. nodosa* en particular, entre ellas la inclusión de esta especie en la lista de especies europeas prioritarias, regulada por la Directiva Hábitat, así como el desarrollo y aplicación de programas de seguimiento y evaluación para el hábitat de *C. nodosa*.

Al amparo del Convenio para la protección del Mediterráneo de la contaminación (Convenio de Barcelona, 1976) se han desarrollado varios protocolos, el de Zonas Especialmente Protegidas y Diversidad Biológica comprende varios Planes de Acción incluyendo uno para la Conservación de la Vegetación Marina, donde se incluyen las fanerógamas marinas. En algunos países europeos y del Mediterráneo, como en Francia, *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* son especies protegidas por la ley desde 1988.

6.2.2 Normativa Europea

En el ámbito europeo, el Convenio de Berna de 1979 en su Anexo I (Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa) protege las poblaciones de *C. nodosa* en el mar Mediterráneo.

La Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitat) recoge en su Anexo I (Tipos de Hábitats Naturales de Interés Comunitario cuya conservación requiere la designación de Zonas Especiales de Conservación), Grupo 1: Hábitats Costeros y Vegetaciones Halofíticas, Subgrupo 1.1: Aguas marinas y medios de marea, el hábitat con código 1110, denominado '*Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda*'. Lo que en Canarias se ha interpretado como el hábitat de la asociación *Cymodoceetum nodosae* Br. Bl. 1952 (Afonso-Carrillo & Gil-Rodríguez, 1980). A diferencia del hábitat 1120 denominado Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*), el hábitat de *C. nodosa* no es prioritario para la UE. El hábitat con código 1140, denominado '*Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos por agua*

durante la marea baja incluye las praderas intermareales de *C. nodosa*, pero éste hábitat es muy raro en Canarias. En el artículo 3 de la Directiva se crea la red ecológica europea coherente de Zonas Especiales de Conservación (en adelante ZEC's), denominada «Red Natura 2000». Dicha red, está compuesta por los lugares que albergan tipos de hábitats naturales que figuran en el Anexo I y deberá garantizar el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los tipos de hábitats naturales. La lista de Lugares de Importancia Comunitaria (en adelante LIC's) de la Región Biogeográfica Macaronésica fue aprobada mediante Decisión de la Comisión de fecha 28 de diciembre de 2001 (DOCE de fecha 9 de enero de 2002). Los Estados miembros estaban obligados a declarar los LIC's como ZEC's en un plazo de 6 años, para Canarias este plazo vencía en el año 2007. Posteriormente, el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino aprueba la Orden ARM/3521/2009, de 23 de diciembre, por la que se declaran ZEC's los LIC's marinos y marítimo-terrestres de la región Macaronésica de la Red Natura 2000, aprobados por las Decisiones 2002/11/CE de la Comisión, de 28 de diciembre de 2001 y 2008/95/CE de la Comisión, de 25 de enero de 2008 (esta crean dos nuevos LIC's marinos y actualiza y deroga la anterior). El mismo Ministerio aprueba la Orden ARM/2417/2011, de 30 de agosto, por la que se declaran ZEC's los LIC's marinos de la región biogeográfica Macaronésica de la Red Natura 2000 y se aprueban sus correspondientes medidas de conservación (BOE nº 221 de 14 de septiembre de 2011). Esta orden tiene dos Anexos, el Anexo I es cartográfico donde se delimitan las ZEC's marinas que se declaran en Canarias. En el Anexo II, epígrafe A, se recogen una serie de medidas de conservación y de recomendaciones de aplicación a las mismas. De las que afectan a las fanerógamas marinas, entre las primeras: se prohíbe efectuar cualquier tipo de vertido desde embarcación o plataforma situada en el mar; se prohíbe fondear sobre praderas de fanerógamas marinas, entendiendo el fondeo, como la fijación de un sistema de anclaje sobre el fondo marino; entre las segundas: adoptar las medidas necesarias para prevenir y controlar la contaminación del agua, adoptar las medidas necesarias para evitar derrames de combustible, adoptar las medidas necesarias para la recogida de aquellos objetos o residuos que se generen durante el desarrollo de actividades en el ámbito de las ZEC. En el epígrafe b se recogen los Planes de Gestión de cada ZEC marina canaria en lo que respecta a los 'sebadales' de Gran Canaria.

En la isla de Gran Canaria se han establecido 8 ZEC's marinas, de las que 6 han sido declaradas por la presencia del hábitat 1110 (Figura 8, Apéndice IV). Sin embargo, a pesar de que el objetivo de estos espacios es mantener o, en su caso, restablecer un estado de conservación favorable del hábitat de las praderas de *C. nodosa*, en 5 de ellas se han producido regresiones importantes de las poblaciones: Bahía del Confital, Bahía de Gando, Playa del Cabrón, Sebadales de Playa del Inglés y Franja Marina de Mogán; tan solo en la ZEC Sebadales de Güí Güí parece que las poblaciones se mantienen estables.

- ZEC Bahía del Confital. El sebadal de la Playa del Canteras ha sufrido una fuerte regresión en su área de distribución y abundancia, quedando actualmente unas pocas plantas (Pavón-Salas *et al.*, 1998; Espino *et al.*, 2003a; Tuya *et al.*, 2014b; Polifrone & Rosell-Fieschi, 2014). La causa de esta regresión, probablemente, sea el intenso proceso de sedimentación de arena en el sector norte de la playa, justo en el área donde se encontraba el 'sebadal' (Copeiro *et al.*, 2000).

- ZEC Bahía de Gando. Las praderas de fanerógamas marinas de esta bahía también han sufrido regresiones, transformándose en su mayor parte en una comunidad de *C. prolifera*. A mediados de los noventa, los fondos estaban dominados por amplias y frondosas praderas (Pérez, 1996), mientras que en 2003 ya se había producido la sustitución. Actualmente, se conservan plantas dispersas y muy pequeñas; tan solo el sector sur de la bahía alberga praderas mixtas con *C. prolifera* relativamente bien conservadas.

- ZEC Playa del Cabrón. El sector norte conserva praderas relativamente bien conservadas o estables, El Cabrón, Punta de La Sal, Roque de Arinaga y Risco Verde, aunque esta última muy fragmentada. En cambio, la pradera de la Bahía de Arinaga sufrió una fuerte regresión con la construcción del puerto industrial. Tan solo unos pocos parches con abundancia de *C. prolifera* quedaron refugiados al norte de la bahía. Esta ZEC se diseñó obedeciendo a criterios estratégicos para dar cabida al puerto industrial de Arinaga, dejando fuera las praderas de bahía de Formas, que eran similares en sus características a las de Arinaga y también sufrieron un fuerte impacto con la construcción del puerto.

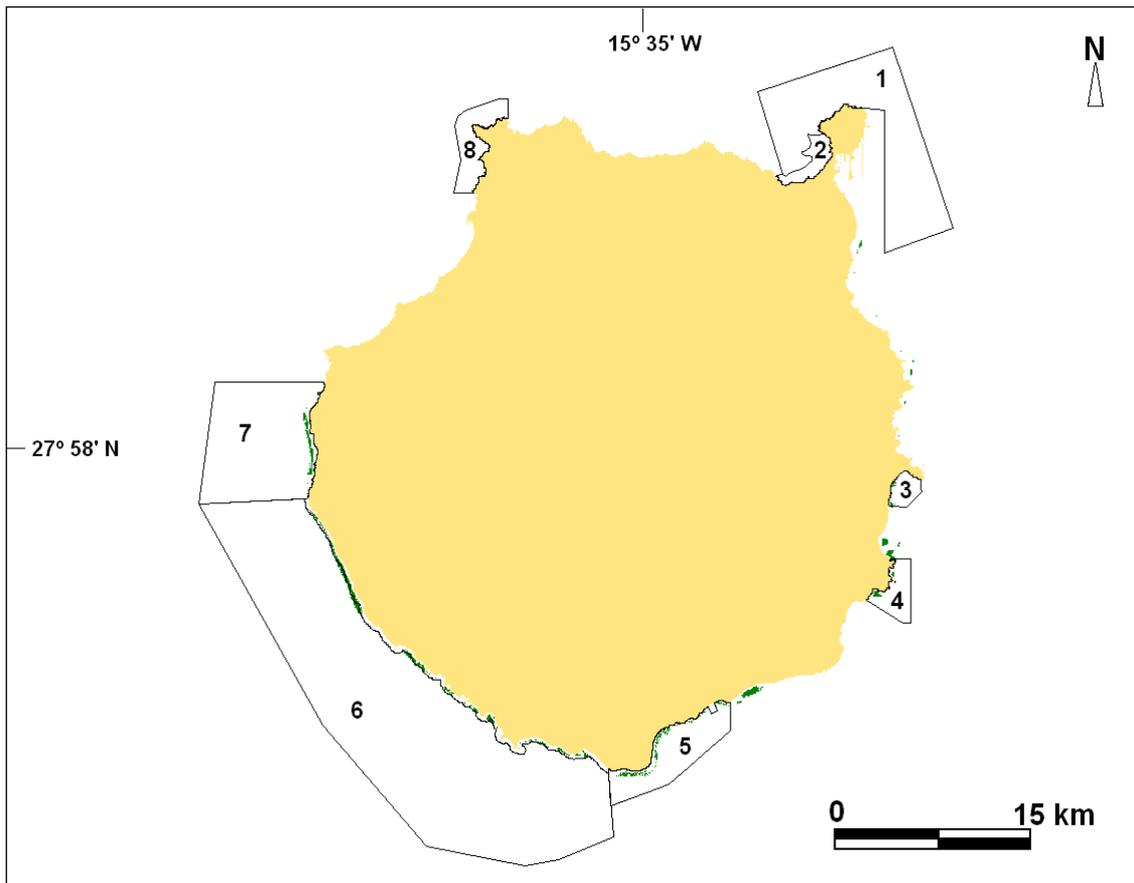


Figura 8. Mapa de la Isla de Gran Canaria donde se muestran las Zonas Especiales de Conservación marinas (ZEC's) establecidas al amparo de la Directiva Hábitat y la distribución de las praderas de *Cymodocea nodosa*. La numeración coincide con la recogida en el Apéndice IV, donde se pueden observar los nombres y principales características de las ZEC's. Fuente: Viceconsejería de Medio Ambiente .

- ZEC Sebadales de Playa del Inglés. En esta zona también se han producido varias regresiones de praderas. En el sector norte, entre la Punta de Tarajalillo y San Agustín parece que también han desaparecido en varios puntos, probablemente debido a los vertidos al mar. En Bahía Feliz, esta ZEC se diseñó para dar cabida a un puerto deportivo, pero no siguiendo criterios ecológicos o de conservación. Hacia el sur, el 'sebadal de Playa de Las Burras' sufrió un fuerte impacto como consecuencia de un vertido de salmuera procedente de una planta desaladora de grandes dimensiones, afectando numerosas hectáreas (Portillo *et al.*, 2013). El 'sebadal' de Playa del Inglés es el mejor conservado de la ZEC, aunque también han desaparecido algunos parches en su extremo sur. Por último, el 'sebadal' de Maspalomas ha sufrido fuertes regresiones como consecuencia de los últimos temporales (2004, 2011), que provocaron intensas lluvias acompañadas de arrastre y vertidos de grandes cantidades de sedimentos y rocas al mar,

además de provocar movimientos infragravitorios de la arena de la playa hacia mayor profundidad, sepultando probablemente el 'sebadal'.

- ZEC Franja Marina de Mogán. Esta ZEC se diseñó con un retranqueo de 300 m desde la línea de costa, para dar cabida a varias actuaciones en el litoral (construcción de puertos deportivos). Por este motivo, las praderas de *C. nodosa* de este sector se encuentran, en su mayoría, con parte de su superficie en el interior de la ZEC y parte en el exterior. La evolución de las praderas en la ZEC también ha sido desigual. En general, los numerosos vertidos y los puertos deportivos existentes han provocado severas regresiones en Meloneras-Pasito Blanco y en el sector Arguineguín-Mogán. Tan solo las praderas de Santa Agueda y Veneguera parecen estar relativamente estables.

-ZEC Sebadales Güí Güí. Esta ZEC se creó como medida de compensación por la reducción de la superficie del Lugar de Importancia Comunitaria ES7020116, denominado 'Sebadales del Sur de Tenerife'. Se trata de una de las zonas más alejadas de núcleos urbanos y turísticos de Gran Canaria; las praderas se encuentran en buen estado de conservación aunque no son muy amplias y aparecen en forma de parches.

6.2.3 Normativa Estatal

La protección de especies y hábitats, así como de la biodiversidad está regulada en España por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. En su artículo 24, se crea el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición (CEHPD). Los criterios para que un hábitat sea incluido en este catálogo son:

- 1º. Tener su área de distribución muy reducida y en disminución.
- 2º. Haber sido destruidos en la mayor parte de su área de distribución natural.
- 3º. Haber sufrido un drástico deterioro de su composición, estructura o funciones ecológicas en la mayor parte de su área de distribución natural.
- 4º. Encontrarse en alto riesgo de transformación irreversible a corto o medio plazo en una parte significativa de su área de distribución.

A pesar de la existencia de datos y evidencias científicas sobre la regresión de las praderas de *C. nodosa* en Gran Canaria y en otros lugares del Archipiélago Canario, todavía no se ha evaluado la inclusión de este hábitat en el CEHPD. En los artículos 53 y 55 se crea el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE) y dentro de éste, el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA) que fueron desarrollados por el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero. En estas figuras de protección, *Posidonia oceanica* está incluida en el LESRPE pero no en el CEEA; mientras que las poblaciones de *C. nodosa* del mar Mediterráneo y de las costas atlánticas de la Península Ibérica están incluidas en el LESRPE, las poblaciones de Canarias no y ninguna de ellas está en el CEEA. Por el contrario, *Z. noltii* se encuentra incluida tanto en el LESRPE como en el CEEA con la categoría de ‘vulnerable’.

Otra figura legal que protege las fanerógamas marinas es la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (BOE nº 317 de 30 de diciembre de 2010), que deriva de la Directiva 2008/56/CEE, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitario para la política del medio marino (Directiva Estrategia Marina). En la citada ley se definen las Estrategias Marinas que son los instrumentos de planificación de cada demarcación marina y constituyen el marco general al que deberán ajustarse necesariamente las diferentes políticas sectoriales y actuaciones administrativas con incidencia en el medio marino de acuerdo con lo establecido en la legislación sectorial correspondiente. Las estrategias marinas incluirán la evaluación del estado ambiental de las aguas, la determinación del buen estado medioambiental, la fijación de los objetivos medioambientales a conseguir, un programa de medidas para alcanzar dichos objetivos y un programa de seguimiento. Entre los objetivos de estas estrategias se encuentran: 1). Proteger y preservar el medio marino, incluyendo su biodiversidad, evitar su deterioro y recuperar los ecosistemas marinos en las zonas que se hayan visto afectados negativamente; 2). Prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación del medio marino, para velar por que no se produzcan impactos o riesgos graves para la biodiversidad marina, los ecosistemas marinos, la salud humana o los usos permitidos del mar; y 3) Garantizar que las actividades y usos en el medio marino sean compatibles con la preservación de su biodiversidad. Recientemente se ha completado la Estrategia Marina Canaria para la Demarcación Canaria, en ella se ha realizado un análisis del ecosistema de praderas marinas ('sebadales') y se han establecido una serie de indicadores biológicos del estado

de conservación de las mismas (e.g. diversidad, riqueza, abundancia, superficie, etc.). Sin embargo, el análisis realizado para la Demarcación Canaria está basado en las cartografías realizadas por el Ministerio de Medio Ambiente que contienen diversos errores en la información cartográfica de las praderas.

6.2.4 Normativa Comunidades Autónomas

Algunas Comunidades Autónomas disponen de figuras legislativas de protección de las fanerógamas marinas. Por ejemplo, en la Generalitat de Cataluña, la Orden de 31 de julio de 1991 incluye la protección de *P. oceanica*, *C. nodosa* y *Z. noltii*. En la Comunidad Valenciana, la Orden de 23 de enero de 1992 prohíbe la destrucción de las praderas de fanerógamas marinas por ser de interés pesquero; mientras que la Orden de 21 de septiembre de 1993 del Gobierno de Baleares regula la pesca, el marisqueo y la acuicultura sobre las praderas de fanerógamas marinas. La Comunidad Autónoma del País Vasco y la de Asturias han incluido en los Catálogos de Flora Amenazada a *Z. noltii* catalogada como ‘vulnerable’.

6.2.5 Normativa Autonómica Canaria

El Decreto 151/2001, de 23 de julio, por el que se creó el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, incluía las tres especies de fanerógamas marinas que habitan en Canarias: *Z. noltii* fue incluida en la categoría de ‘en peligro de extinción’; *H. decipiens* en la categoría ‘de interés especial’; y *C. nodosa* en la categoría de ‘sensible a la alteración del hábitat’. Cada una de estas categorías de protección conllevaba la puesta en marcha de unos planes de conservación y/o de recuperación, en su caso, que no llegaron a aprobarse, así como un régimen de protección. Posteriormente, la Viceconsejería de Medio Ambiente realizó una evaluación del estado de conservación de *C. nodosa* en Canarias, incluyendo *C. nodosa* en la categoría de especie ‘vulnerable’ al cumplir el criterio 4.2 b (Viceconsejería de Medio Ambiente, 2004). La especie fue vuelta a evaluar, por la misma Administración pública, concluyendo que: "los datos relacionados en la evaluación muestran que la superficie de *Cymodocea* está en la actualidad muy por encima de los umbrales mínimos requeridos para que la especie pueda considerarse como amenazada. No se dan los requisitos fundamentales de que

haya un declive constatado de al menos el 50% en su población o su área de ocupación (artículo 4.2 a), que se produzca la doble circunstancia de estar sometida a presión antrópica y su área de ocupación sea inferior a 160 km² (artículo 4.1 b) o que la fragmentación este en aumento (artículo 4.4). En consecuencia, no se alcanza ninguno de los umbrales que la Orden de 13 de julio de 2005, por la que se determinan los criterios que han de regir la evaluación de las especies de la flora y fauna silvestres amenazadas (BOC nº 143 de 22 de julio de 2005) establece para las especies candidatas a considerarse como ‘vulnerable’, ‘sensible a la alteración de su hábitat’ o ‘en peligro de extinción’. Si hay, en cambio, argumentos para que *Cymodocea nodosa* se considere protegida en la categoría de ‘interés especial’ por razón de su valor ecológico (artículo 2.4)" (Viceconsejería de Medio Ambiente, 2008). Las cartografías existentes de las praderas, las diferentes metodologías empleadas para realizarlas, su separación en el tiempo, los numerosos errores contenidos (errores en la distribución, localización, cálculos de superficie e identificación de las comunidades) y los criterios empleados en la evaluación han dado lugar a interpretaciones y análisis erróneos a la hora de evaluar el estado de conservación de la especie.

Posteriormente, el Gobierno de Canarias aprueba la Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas (BOC nº 112 de 9 de junio de 2010) que deroga el anterior Decreto 151/2001. Esta Ley modifica las categorías de amenaza establecidas anteriormente; *C. nodosa* es incluida en la categoría de especies de ‘interés para los ecosistemas canarios’: La Ley no considera a las especies incluidas en esta categoría como amenazadas; y las define como aquellas que, sin estar en ninguna de las dos situaciones de amenaza del apartado anterior (‘en peligro de extinción’ y ‘vulnerables’), sean merecedoras de atención particular por su importancia ecológica en espacios de la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos o de la Red Natura 2000. El régimen jurídico de protección de las especies de ‘interés para los ecosistemas canarios’ será aplicable, exclusivamente, en el ámbito territorial de los espacios de la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos y de la Red Natura 2000; de esta forma *C. nodosa* solo es una especie protegida cuando se encuentra en el interior de un área marina protegida (en adelante AMP). *Z. noltii* continua siendo una especie ‘en peligro de extinción’ en Canarias y *H. decipiens* de ‘interés para los ecosistemas canarios’. La elaboración de esta Ley, las nuevas categorías establecidas así como la inclusión de las especies en los Anexos fue realizada por el Gobierno de Canarias al margen de la

comunidad científica de las islas. Precisamente, la comunidad científica canaria realizó una propuesta para catalogar las fanerógamas marinas de Canarias –especialmente los ‘sebadales’- como ‘Hábitats en Peligro de Desaparición’ al amparo de la Ley 42/2007. Por otro lado, la ley 17/2003, de 10 de abril, de Pesca de Canarias, también hace referencia a la protección de las fanerógamas marinas en Canarias, al establecer en su artículo 10.3 que: En todo caso, se declararán como protegidos los fondos en los que existan praderas de fanerógamas marinas, y en particular, los ‘sebadales’.

6.2.6 Protección de la Especie vs. Protección del Ecosistema

Cymodocea nodosa, como otras especies de fanerógamas marinas, es una especie 'fundadora' o 'ingeniero' de ecosistema, que se define como aquellas especies que tienen la capacidad de crear un hábitat biogénico, en el que pueden vivir otras especies, influyendo de forma determinante en la composición de la comunidad y en la estructura del ecosistema. Las praderas de *C. nodosa* en Canarias albergan una biota diferenciada, con numerosas especies de algas, invertebrados y vertebrados que no se encuentran o son escasos en los hábitats arenosos desnudos. Teniendo en cuenta que *C. nodosa*, además de ser una especie, da soporte a un ecosistema ('sebadal'), cabría preguntarse si la estrategia adecuada para la conservación debe ir dirigida a proteger la especie o el ecosistema. Es difícil determinar el número de individuos (clones) y su distribución en las praderas de la isla, para lo que habría que realizar un número significativo de análisis genéticos. También resulta complicado establecer la dinámica poblacional a nivel de clones, para posteriormente evaluar el estado de conservación como especie. Por el contrario, parece más viable el estudio de la distribución y abundancia de 'las poblaciones' (praderas) y a partir de aquí realizar la evaluación del estado de conservación del ecosistema. La protección-conservación del ecosistema 'sebadal' presenta la ventaja de proteger no solo los clones (independientemente del número que haya), sino que también se protege la biodiversidad marina acompañante y se conservan las funciones ecológicas y los servicios de ecosistema. Hasta el momento, la Administración Canaria ha adoptado el criterio de proteger *C. nodosa* como una especie.

Como se indicó anteriormente, ya la Ley 42/2007 creó el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición (CEHPD) abriendo la posibilidad de incluir las praderas de

fanerógamas marinas en esta figura de protección. En el año 2008, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) creó la Lista Roja de los Ecosistemas, consciente de la necesidad de evaluar el estado de conservación de los ecosistemas del planeta, terrestres y marinos. Aunque todavía se está en proceso de evaluación, es probable que las praderas de fanerógamas marinas pasen a formar parte de esta lista, teniendo en cuenta la tasa de regresión que sufren a escala mundial.

Como medidas para la protección del ecosistema se proponen:

- a). A nivel nacional, debería incluirse el ecosistema de 'sebadal' (poblaciones de Canarias) en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición, coincidiendo con la propuesta de la comunidad científica.
- b). A nivel autonómico, la Administración Canaria debería crear un Catálogo Canario de Ecosistemas Amenazados e incluir el ecosistema formado por *C. nodosa*. Contemplando la posibilidad de establecer diferentes categorías de amenaza entre las poblaciones de cada isla. Al menos las poblaciones de Gran Canaria deberían incluirse en una categoría de ecosistema amenazado.
- c) Es prioritaria la conservación de las praderas estables o que se encuentran en un estado óptimo de conservación o al menos estables en la isla de Gran Canaria: sector sur de la Bahía de Gando, El Burrero, Playa de Vargas, Punta de La Sal, El Cabrón (esta pradera aunque mostró regresión en dos de sus parámetros mantiene relativamente su superficie), Roque de Arinaga, Risco Verde, Playa del Cardón, Playa del Inglés, Santa Agueda, Veneguera y Güí Güí.
- d). Dentro del Programa de Seguimiento debe darse prioridad a la monitorización de estas praderas.
- e). Las praderas de Playa de Vargas y Playa del Cardón se encuentran fuera de áreas marinas protegidas por lo que es urgente establecer nuevas áreas marinas protegidas o ampliar las ya existentes para incluirlas. La pradera de Santa Agueda se encuentra parcialmente fuera de la ZEC Franja Marina de Mogán, por lo que se debería extenderse el límite de esta ZEC hasta la línea de costa, lo que permitiría una gestión integral de las praderas existentes en esa zona.
- f). Debe evitarse cualquier tipo de actuación o actividad que pueda causar algún tipo de impacto sobre estas praderas.

- g). Debería realizarse, por parte de la Administración Estatal, una revisión de los Planes de Gestión de las ZEC's marinas, incluyendo medidas concretas y determinantes para la protección de las praderas de *C. nodosa* (i.e. medidas limitadoras de las actividades que pueden alterar o deteriorar la calidad de las aguas y de los sedimentos, o bien causar un daño directo a las fanerógamas marinas).
- h). Aplicación inmediata y seguimiento de la efectividad de los Planes de Gestión de las ZEC's marinas de Gran Canaria.

6.3 Los impactos ambientales

La principal causa de la pérdida de praderas marinas a nivel mundial es la reducción de la transparencia del agua, sobre todo como consecuencia del incremento de la carga de nutrientes y la turbidez (Duarte *et al.*, 2004). Todos los fenómenos que puedan alterar las condiciones de la columna de agua y los sedimentos pueden causar impactos sobre las fanerógamas marinas. Cuando los parámetros ambientales de la columna de agua y de los sedimentos cambian y alcanzan valores que exceden su rango de tolerancia, las plantas sufren stress ambiental; si los cambios persisten o se intensifican pueden deteriorarse e incluso morir, lo que provoca la desaparición de las praderas. Al desaparecer éstas, también lo hacen los servicios que proveen, perdiéndose entre otros, la productividad, la biodiversidad y la protección del borde costero (Espino *et al.*, 2008). Como se describió anteriormente, los impactos pueden ser de origen natural (e.g. temporales) o antropogénico (e.g. efectos del cambio climático, vertidos de aguas residuales, de salmueras, obras costeras, dragados, cultivos marinos, contaminación, etc.). Una descripción de los impactos que actúan sobre las praderas marinas en Canarias puede verse en Espino *et al.* (2008).

6.3.1 Temporales

Los huracanes, tifones y temporales son fenómenos naturales que pueden causar impactos severos sobre las praderas de fanerógamas marinas, hasta el punto de que pueden ser parte esencial de la dinámica de las praderas marinas (Duarte *et al.*, 2004). En algunas zonas, como en el mar Caribe se ha descrito la influencia de temporales severos sobre las fanerógamas marinas, desapareciendo casi totalmente las praderas, pero han recuperado su distribución y abundancia tras 6 a 8 meses después de la

tormenta (Williams, 1988). De alguna manera, las praderas de *C. nodosa* en la isla están adaptadas a los temporales y aunque se ven afectadas, parece que vuelven a recuperarse con el tiempo. De hecho, los análisis realizados aquí señalan que la frecuencia de los temporales no explica la evolución temporal de la estructura de las praderas. La pradera de Santa Agueda mostraba signos evidentes de erosión (i.e. rizomas arrancados) después del temporal de febrero de 2011, mientras que en verano de 2012 ya se había recuperado (F. Espino, obs. per.). Esta recuperación de las fanerógamas tras los temporales es probable, sobre todo en el caso de que las praderas tengan una buena resiliencia, lo que les permitiría volver a alcanzar sus estado de desarrollo previo a la alteración. Sin embargo, las previsiones realizadas por los expertos sobre los efectos del cambio climático, con un aumento de la frecuencia e intensidad de las tormentas, unido a la falta de resiliencia de las praderas de la isla podrían hacer que las praderas no se recuperaran de los impactos provocados por los temporales.

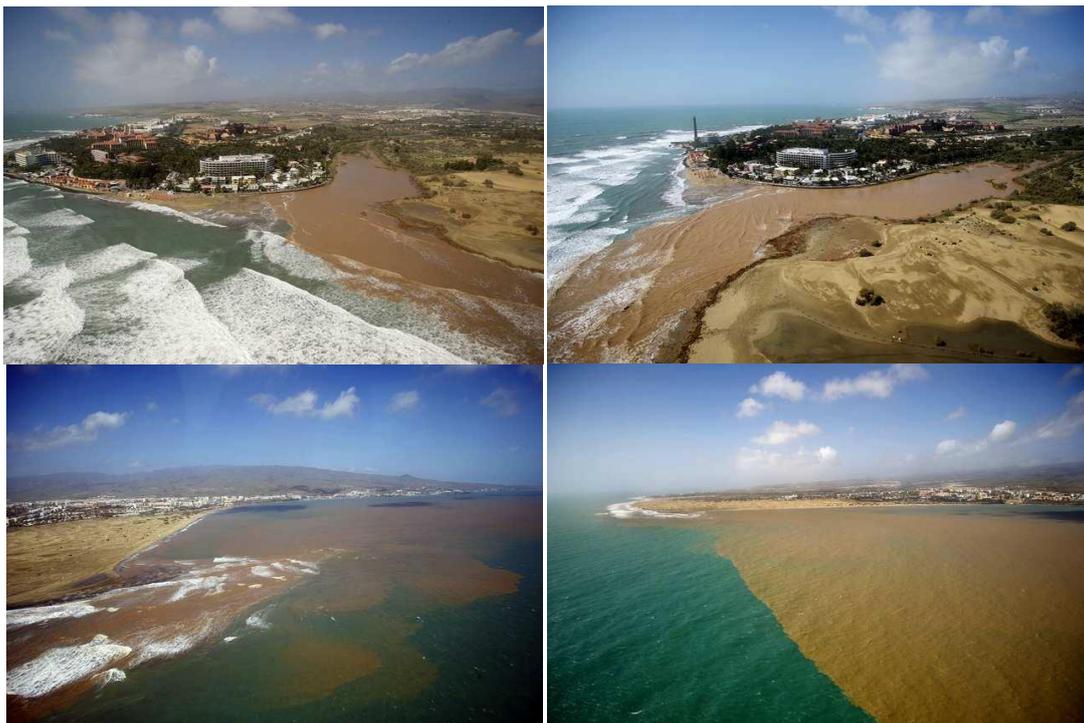


Figura 9. Aspecto de la desembocadura del Barranco de Maspalomas durante el temporal de febrero de 2011 en Gran Canaria. Se observa el arrastre de sedimentos hacia el mar, afectando la ZEC 'Sebadales de Playa del Inglés'. Fotografías: Canarias7.

Con frecuencia los temporales vienen acompañados de intensas lluvias; éstas erosionan el terreno, arrastrando grandes cantidades de sedimentos por los barrancos de la isla que desembocan en el mar. Las praderas localizadas en las desembocaduras y zonas aledañas pueden ser sepultadas por material grueso y fino, además los finos en

suspensión provocan turbidez en la columna de agua, incrementándose también la carga de nutrientes (Figura 9).

6.3.2 Cambio Climático

Los efectos potenciales del cambio climático incluyen: calentamiento de la atmósfera y del océano, aumento del nivel del mar, cambios en el régimen de mareas, cambios en la dirección y régimen del oleaje, incremento de la radiación ultravioleta, de la temperatura del agua del mar y de la salinidad, aumento de la concentración de CO₂ y acidificación, incremento de la frecuencia e intensidad de las tormentas e inundaciones (Short *et al.*, 1999; Björk *et al.*, 2008). Por ejemplo, en el escenario RCP8,5 se prevé un aumento del nivel del mar de 0,62 m (intervalo probable de 0,45-0,81) y de la temperatura del agua oceánica, en los primeros 100 m de profundidad, de 2°C para el año 2100 (IPCC, 2013). Estos cambios provocarán diferentes efectos sobre las praderas de fanerógamas marinas (ver Apéndice V). Se espera que los efectos del cambio climático global sobre las praderas de fanerógamas marinas sea importante, aunque los cambios a nivel de comunidades de fanerógamas y de ecosistema son difíciles de predecir. Es posible que el cambio climático tenga efectos sinérgicos y/o aditivos con otros impactos ambientales de origen antropogénico a escala local (e.g. vertidos de aguas residuales y de salmueras). De esta forma, los efectos del cambio climático podrían actuar potenciando los impactos locales sobre las praderas de fanerógamas marinas.

La estrategia para la conservación de este ecosistema frente al cambio climático debe orientarse por un lado a la aplicación de medidas para evitar y mitigar las causas del cambio climático (e.g. reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, secuestro del CO₂ de la atmósfera); y por otro lado medidas para lograr o aumentar la resiliencia y capacidad adaptativa de las fanerógamas marinas. Björk *et al.* (2008) proponen las siguientes medidas de gestión frente a los efectos del cambio climático que son aplicables a la isla de Gran Canaria:

- a). Reducir los impactos antropogénicos, sobre todo a escala local, para mantener las praderas marinas en estado saludable, de manera que sean capaces de recuperarse frente a posibles alteraciones, incluido el cambio climático.

- b). Realizar cartografías de las praderas marinas para detectar cambios en la distribución y abundancia.
- c). Aplicar programas de seguimiento (e.g. SeagrassNet, www.seagrassnet.org) que suministren un '*feedback*' de los resultados de la gestión costera. Si las estrategias de gestión no están alcanzando sus objetivos deberán ser adaptadas para alcanzarlos.
- d). Identificar y proteger las comunidades de fanerógamas marinas que presentan bajo riesgo frente al cambio climático y a los impactos antropogénicos porque estas praderas servirán como refugios para ayudar a las semillas a recolonizar las áreas dañadas.
- e). Reducir el riesgo de pérdida de cualquier comunidad de hierbas marinas como consecuencia de los impactos del cambio climático mediante la protección de múltiples praderas de todo el rango de praderas existente y en un amplio rango geográfico.
- f). Identificar patrones de conectividad entre praderas de fanerógamas marinas y otros hábitats adyacentes (e.g. manglares y arrecifes de coral) para diseñar redes de áreas marinas protegidas que permitan mantener las relaciones ecológicas y los cambios en la distribución de especies.
- g). Restaurar áreas críticas de praderas predispuestas para sobrevivir al impacto del cambio climático, mediante la eliminación de los agentes causantes de su regresión.
- h). Incrementar el reconocimiento de los valores y las amenazas a las praderas de fanerógamas marinas, señalando que la gestión de la zona costera, las políticas territoriales y el planeamiento pueden provocar impactos potenciales sobre las fanerógamas. Aplicar códigos de conducta para la pesca y para el fondeo para reducir las alteraciones.

6.3.3 Vertidos de aguas residuales urbanas

Los vertidos de aguas residuales urbanas mal depuradas incrementan la turbidez y la carga de nutrientes de la columna de agua, lo que provoca impactos sobre la distribución y abundancia de las praderas de fanerógamas marinas (Neverauskas *et al.*, 1987; Lapointe *et al.*, 1994; Cabaço *et al.*, 2008; Tuya *et al.*, 2013b, 2014b). Este tipo de impactos ha provocado la regresión y desaparición de diversas praderas de *C. nodosa* en Gran Canaria (Figuras 10 y 11). Se proponen las siguientes medidas de gestión frente a estas alteraciones:

- a). Elaborar un Plan Estratégico de Vertidos a escala de isla, con el objetivo de reducir su número, agrupando lo más posible los pequeños, de forma que se evite la diseminación en el perímetro costero (más vale pocos y grandes, que muchos y pequeños). Los nuevos emisarios que se construyan deberán estar localizados de forma estratégica para que permitan la agrupación y que no afecten a los ecosistemas costeros.

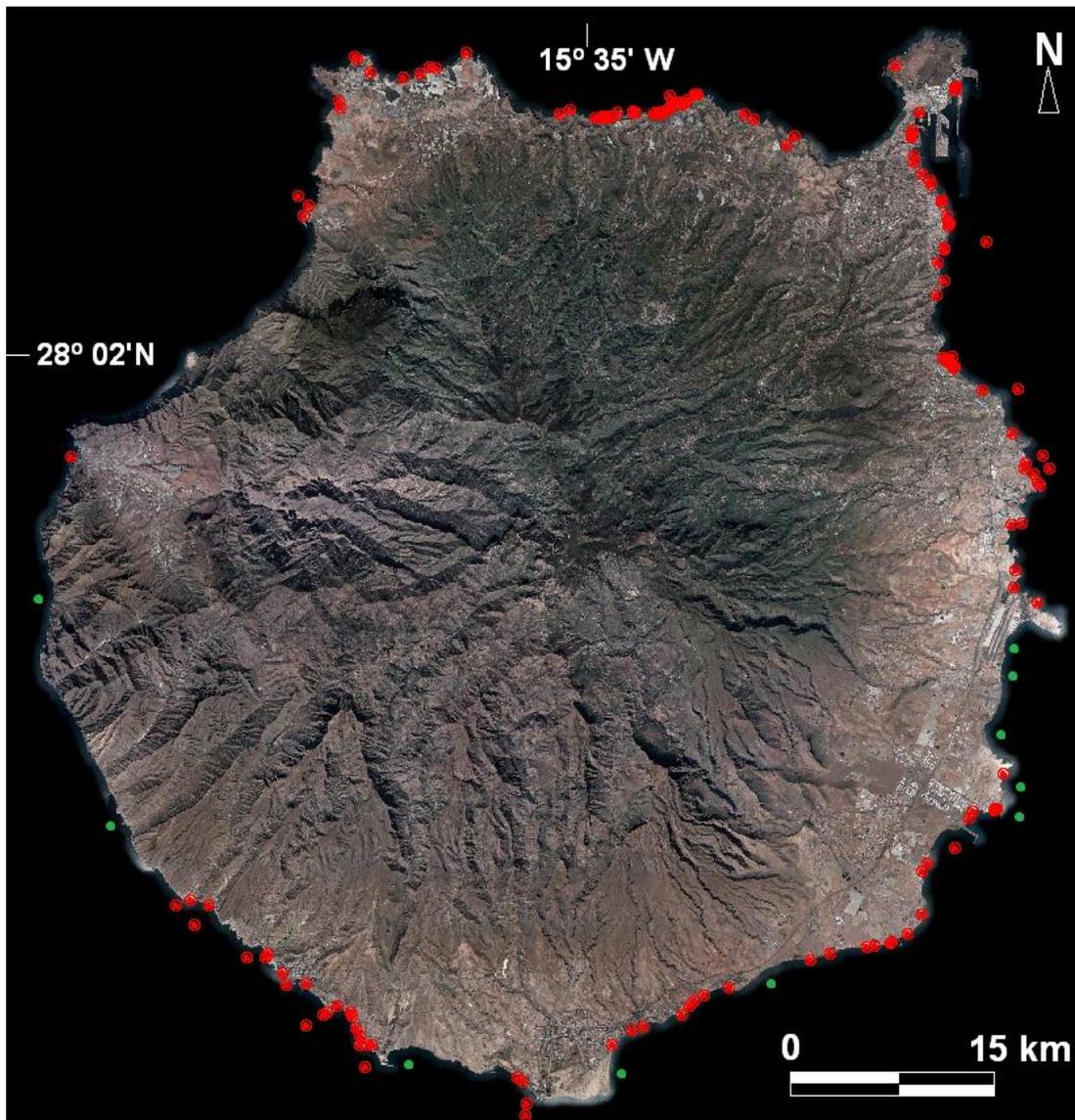


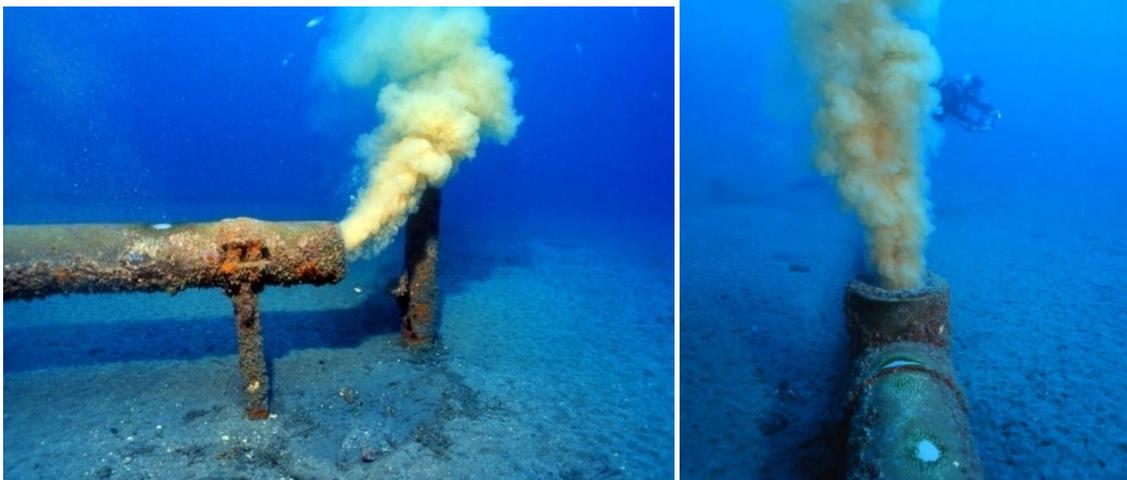
Figura 10. Mapa de la isla de Gran Canaria, donde se muestran los puntos de vertido desde tierra al mar (en rojo) y la localización de las praderas de *Cymodocea nodosa* estables o en estado óptimo de conservación (en verde). Fuente: Inventario de Vertidos de la [Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias \(2008\)](#).

- b). Realizar una correcta planificación hidrológica a escala insular; calculando los volúmenes de aguas residuales actuales y su evolución en el futuro, teniendo en cuenta el crecimiento de la población actual, así como el número de turistas que visitan la isla

cada año. La planificación debe orientarse hacia la máxima reutilización posible del agua, de manera que se minimice el vertido al mar.

- c). Adecuar la capacidad de depuración de aguas residuales de la isla: incrementar el número de plantas y aplicar mejores tecnologías en materia de depuración.
- d). Mejora de la legislación de evaluación de impacto ambiental (EIA, estatal y autonómica) en materia de plantas depuradoras y conducciones de vertido (emisarios); revisión de los umbrales para el sometimiento a una EIA e inclusión de los conducciones de vertido (emisarios submarinos) al menos en el Anexo II (análisis previo al sometimiento a una EIA).

Figura 11. Vertidos de aguas residuales urbanas en una ZEC de 'sebadales' en el sur de la isla de Gran Canaria.
Fotos: Fernando Espino



- e). Realizar una correcta EIA de la planta depuradora, su conducción de vertido (emisario submarino) y actividad de vertido en conjunto, y no por separado. En la evaluación deben analizarse las alternativas de ubicación de las conducciones (emisarios), seleccionando aquellas que alejen los puntos de vertido de las praderas (como mínimo 500 m). También deberán incorporar los estudios de dispersión y dilución que caractericen el comportamiento del vertido y la aplicación de los mejores sistemas de dispersión-dilución posibles.
- f). Revisar la legislación de EIA y de Autorización de Vertidos desde tierra al mar, coordinando ambos procedimientos, de forma que no se pueda otorgar autorización de

vertido sin que previamente se haya realizado el procedimiento de EIA que corresponda en cada caso.

- g) Incluir dentro de los Programas de Vigilancia Ambiental de las EIA y de los Programas de Seguimiento y Control de los vertidos desde tierra al mar, el seguimiento de la evolución de las praderas de fanerógamas marinas, aplicando en su caso el protocolo de muestreo propuesto en este trabajo o una adaptación del mismo.
- h) Las administraciones públicas competentes deberían realizar una labor de inspección efectiva de los vertidos, aplicando en su caso las sanciones correspondientes si se incumple la normativa vigente.

6.3.4 Vertidos de Plantas Desaladoras

Los efectos de este tipo de vertidos sobre la fanerógamas marinas son bien conocidos, tanto en el mar Mediterráneo como en las Islas Canarias. Las alteraciones fisiológicas sobre las plantas se deben a los efectos que provocan las altas concentraciones salinas (60-70 psu) y de las sustancias empleadas durante el proceso de desalación (e.g. detergentes, biocidas, anti-incrustantes, equilibradores del pH, etc.) sobre las funciones metabólicas y fisiológicas de las plantas. Las medidas de gestión recogidas en los epígrafes a, d, e, f, g y h relativas a los vertidos de aguas residuales urbanas también son aplicables a los vertidos procedentes de plantas desaladoras. Como medidas específicas se proponen las siguientes:

- a). Dentro de los estudios de impacto ambiental, prestar especial atención al análisis de alternativas de ubicación de los vertidos; estos vertidos no deben situarse en zonas intermareales, ni tampoco en las cercanías de comunidades de macroalgas o praderas de fanerógamas marinas. En caso necesario, es preferible situar estos vertidos por debajo del límite batimétrico más profundo de las praderas, ya que estos vertidos se mueven por gravedad siguiendo la topografía del fondo.
- b). Instalar sistemas de difusión-dilución en las conducciones de vertido o emisarios de plantas desaladoras a partir de los 3.000-5.000 m³ día⁻¹ de capacidad de producción. Por ejemplo, los difusores de efecto Venturi desarrollados por [Portillo *et al.* \(2013\)](#) (Figura 12). Estos difusores no solo consiguen una dilución óptima de la salmuera en el campo cercano sino que también disminuyen el efecto de las sustancias químicas empleadas en la desalación ([Portillo *et al.*, 2014](#)).

- c). En el caso de vertidos situados en zonas con praderas, los gestores de las plantas deberán tener, al menos, un difusor de repuesto en caso de avería o daño que puedan ser provocados durante los temporales. Tras finalizar el evento, debería revisarse el sistema y sustituirlo en caso necesario.
- d). Los umbrales de tolerancia de las plantas de *C. nodosa* al incremento de la salinidad han sido objeto de varios estudios. Actualmente, aunque no hay una regulación legal para la concentración salina de estos vertidos, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente recomienda para las praderas de *C. nodosa* que el incremento de la salinidad sobre el medio receptor no exceda de 3 psu durante más del 25% del tiempo, ni de 6 psu durante más del 5% del tiempo, o bien, que el incremento relativo de salinidad no exceda de 0,081 más del 25% del tiempo ni de 0,162 más del 5% del tiempo (Tabla 7).

Tabla 7. Límites propuestos para la salinidad en vertidos de plantas desaladoras con relación a praderas de *Cymodocea nodosa* (CEDEX, 2012).

Propuesta de nuevos criterios de calidad sobre incrementos de salinidad para <i>C. nodosa</i>		
Alternativa 1	$\Delta S_{lim, 25} = 3 \text{ psu}$	$\Delta S_{lim, 5} = 6 \text{ psu}$
Alternativa 2	$r_{lim, 25} = 0,081$	$r_{lim, 5} = 0,162$

Sin embargo, estos límites deben ser aplicados con cautela ya que están basados en varios estudios realizados en el mar Mediterráneo, donde la salinidad del medio receptor es 37.5 psu, mientras que la salinidad en el mar de Canarias se sitúa ca. en 35 psu. De hecho, [Portillo et al. \(2013\)](#) encuentran efectos negativos con exposiciones crónicas a partir de 39 psu.

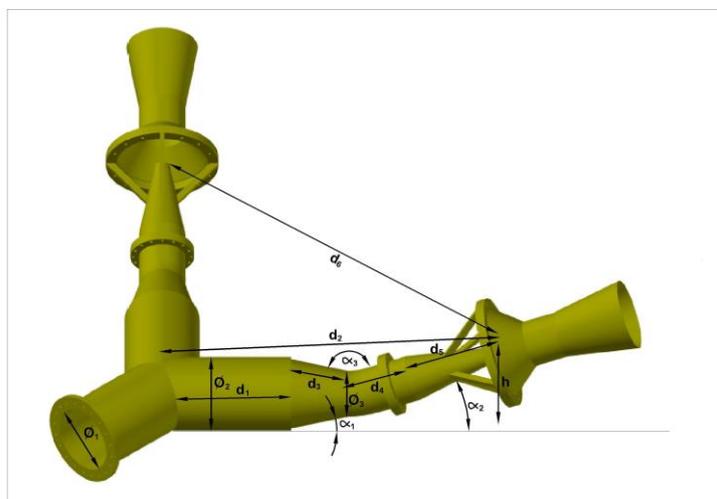


Figura 12. Esquema de un sistema de dilución con dos difusores de efecto Venturi para conducciones de vertido de plantas desaladoras. Fuente: Elmasa Tecnología del Agua SA.

6.3.5 Obras costeras

Las alteraciones físicas producidas por la construcción de infraestructuras costeras (e.g. puertos, marinas, escolleras, paseos marítimos, etc.), también constituyen una fuente de impactos sobre las plantas marinas. Los impactos pueden deberse al deterioro de las propiedades de la columna de agua (i.e. resuspensión o vertido de sedimentos y nutrientes); o bien impactos físicos directos (i.e. dragados, enterramiento, etc.). Para evitar los impactos producidos por estas actividades se recomiendan las siguientes medidas:

- a). Realizar una adecuada planificación (integral) del litoral, en la que se integre no solo los aspectos territoriales-urbanísticos sino también la conservación de los recursos naturales costeros. Considerando, en su caso, la distribución y características de los ecosistemas más importantes del litoral. Como regla general, las infraestructuras deben ubicarse lo más alejadas posible de las praderas de fanerógamas marinas.
- b). Durante la planificación, dar prioridad al desarrollo de las infraestructuras en las zonas ya urbanizadas y/o antropizadas; evitando la construcción de las mismas en zona naturales o seminaturales.
- c). En los procedimientos de evaluación de impacto ambiental de proyectos ubicados en el litoral, prestar especial atención a la existencia de 'sebadales', estableciendo las medidas necesarias para evitar los impactos.
- d). Realizar las obras preferentemente con materiales gruesos, libres de materiales finos (i.e. limos, arcillas, etc.). Si es necesario, realizar lavados de los materiales antes de su vertido al mar para evitar la dispersión (Figura 13). Otra medida complementaria es la instalación de barreras anti-dispersión durante las obras.
- e). Realizar las obras costeras durante los períodos en los que el mar este en calma para evitar la dispersión de cementos, hormigones y finos.
- f). Dentro de la legislación de EIA estatal, revisar los umbrales de los volúmenes de los proyectos de extracción de arena del fondo marino con destino a playas artificiales y obras costeras. Como norma general, debería prohibirse los dragados en las zonas de distribución de las praderas y zonas adyacentes.
- g). Incluir en la legislación de EIA autonómica los proyectos de extracción de arena, estableciendo umbrales adecuados a los sistemas litorales insulares. Como norma

general, debería prohibirse los dragados en las zonas de distribución de las praderas y zonas adyacentes.



Figura 13. Vertido de material 'todo uno' de cantera durante las obras de construcción del Puerto Industrial de Arinaga, SE de Gran Canaria. Fotos: Vicente Benítez.



6.3.6 Instalaciones de Acuicultura

El impacto de las instalaciones de acuicultura marina sobre las praderas de fanerógamas es bien conocido, especialmente de las destinadas al engorde de peces (Delgado *et al.*, 1997; Pergent-Martini *et al.*, 2006). En las Islas Canarias, las granjas marinas se dedican al cultivo de dorada (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758) y lubina (*Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)); estas explotaciones tienen ca. 2000 toneladas año⁻¹ de producción. Los impactos sobre las praderas de fanerógamas marinas se deben al aumento de la turbidez del agua debido a la materia orgánica particulada que procede de los piensos de alimentación y de las heces de los peces en cultivo; también se produce un incremento importante de los nutrientes N y P que actúan como fertilizantes en las instalaciones y sus alrededores. Como consecuencia, las plantas pueden sufrir alteraciones en la función fotosintética y en su fisiología, cambios estructurales, aumento de la carga de epífitos y de la actividad de los herbívoros. La influencia de estos efectos sobre las praderas depende de la capacidad de la granja, de las condiciones oceanográficas a escala local, de la topografía y batimetría, etc. Por ejemplo, en el mar Mediterráneo se ha observado que una pradera de *P. oceanica* situada a 3 km de una granja marina de ca. 6.197 toneladas año⁻¹ de producción mostró concentraciones significativas de $\delta^{15}\text{N}$, aunque no

se detectaron cambios estructurales en la pradera, pero si en la biomasa de epífitos y actividad de herbívoros (Ruiz *et al.*, 2010). La distancia de seguridad recomendada entre las praderas y las instalaciones acuícolas es variable y depende de los parámetros analizados en cada estudio; por ejemplo, Holmer *et al.* (2008) recomiendan 400 m, Pergent-Martini *et al.* (2006) 200 m, García-Sanz *et al.* (2011) detectaron concentraciones de $\delta^{15}\text{N}$ procedentes de granjas marinas de engorde de peces entre 450 y 700 m de distancia empleando bioensayos con macroalgas realizados en Canarias.

Actualmente, en España se están elaborando planes de ordenación de la acuicultura donde se establecen las zonas aptas para la instalación de granjas marinas, por ejemplo en Canarias. Sin embargo, solo las comunidades de Cataluña, Andalucía, Galicia y Murcia han regulado en detalle la creación de zonas de interés de cultivos marinos. Estos planes consideran incompatible el establecimiento de instalaciones acuícolas con la presencia de praderas de fanerógamas marinas. Sin embargo, aunque esté expresamente prohibido instalar granjas marinas sobre estos ecosistemas, los vertidos derivados de ellas pueden afectar a las praderas que se encuentren en los alrededores de las mismas (García, 2009). Como medidas de gestión para estas instalaciones con relación a la conservación de las praderas se proponen:

- a). Elaborar y aprobar el Plan Regional de Ordenación de la Acuicultura de Canarias (PROAC), donde deben delimitarse las zonas aptas para ubicar las instalaciones acuícolas, teniendo en cuenta la distribución conocida de los ecosistemas litorales importantes y sensibles (e.g. praderas de *C. nodosa*, etc.). De forma general, debería prohibirse la instalación en áreas donde existen praderas marinas.
- b). Establecer una distancia de seguridad mínima de 500 m desde el límite de la granja al comienzo de las praderas. Remitiendo, en su caso, a los estudios pormenorizados (i.e. EsIA, estudios de dispersión y dilución específicos) la distancia de seguridad necesaria en cada situación que podrá oscilar entre 200 y 2000 m.
- c). Ubicar las granjas en las zonas más profundas del infralitoral (i.e. 40-50 m), dejando una distancia suficiente entre el extremo de los copos de red y el fondo para que no se produzcan acumulaciones de sedimentos. Preferentemente, deben ubicarse en zonas con buen hidrodinamismo (i.e. fuertes corrientes).
- d). Incluir en los Programas de Vigilancia Ambiental de estas instalaciones como parámetros a evaluar: la concentración total de $\delta^{15}\text{N}$ y N en epífitos, concentración total

de P en epífitos y rizomas, contenido total de carbohidratos no estructurales (*total non-structural carbohydrate*, TNC), concentración de aminoácidos libres (*free amino acid*, FAA) en rizomas, composición específica de FAA en rizomas y raíces, para detectar la influencia remota de los vertidos procedentes de granjas marinas (García, 2009).

- e). Mejorar y actualizar la normativa (especialmente la autonómica canaria) de evaluación de impacto ambiental relativa a las instalaciones de acuicultura.

6.4 Restauración de praderas de fanerógamas marinas

Las praderas de fanerógamas han sufrido una regresión a escala mundial, sobre todo a lo largo del siglo XX. Esta regresión se ha producido en las zonas costeras como consecuencia de las actividades antropogénicas desarrolladas en el litoral. Esto ha conducido a que muchos científicos e investigadores crearan líneas de investigación encaminadas a la restauración del hábitat. La restauración de praderas marinas se ha realizado desde hace tres décadas, siendo EEUU el país pionero en aplicar programas de restauración (Fonseca *et al.*, 1998).

Existen distintas técnicas de restauración de praderas de fanerógamas marinas, pero éstas pueden agruparse en dos: 1) El trasplante de plantas adultas; y 2) Siembra de semillas. La primera consiste en obtener plantas a partir de praderas que actúan como donantes. Estas pueden obtenerse como unidades funcionales o ramets desnudos (i.e. pies con hojas, porción de rizoma y raíces) o bien con el cepellón (i.e. ramets más sedimento acompañante) para ser llevados a la zona donde se plantarán. Las experiencias realizadas hasta el momento en Canarias han demostrado que este método de restauración, además del alto coste económico tiene el inconveniente de presentar una alta tasa de mortalidad, debido a la incidencia de factores oceanográficos (e.g. swell) que arrancan las plantas del fondo, carga de epífitos y herbivorismo. Además, presenta el problema añadido de que se puede causar un daño importante a la pradera donante, sobre todo si se requiere gran cantidad de ramets. La segunda técnica está basada en la siembra de semillas. Consiste, básicamente, en la obtención de semillas en praderas donantes, para ser plantadas directamente en la zona a restaurar, o bien mantenerlas un tiempo, induciendo y controlando el proceso de germinación, para posteriormente introducir las plántulas germinadas en el medio marino. Este método

está produciendo mejores resultados que el anterior, además presenta la ventaja de abaratar más los costes y asegurar una cierta diversidad genética en la restauración.

En la laguna de Venecia se han realizado experiencias de trasplantes de ramets de *Cymodocea nodosa* empleando dos técnicas, obteniéndose resultados relativamente satisfactorios (Curiel *et al.*, 2005). En Canarias, también se han realizado varias experiencias de trasplantes a partir de ramets y de semillas, por ejemplo en Granadilla (isla de Tenerife) y en Gran Tarajal (isla de Fuerteventura), aunque los resultados no han sido óptimos debido a la influencia de las condiciones oceanográfico-meteorológicas (Ruiz de la Rosa *et al.*, 2011). En las islas Canarias, Zarranz *et al.* (2010) desarrollaron un método de propagación basado en la obtención de plántulas de *C. nodosa* para la restauración de praderas y conservación. Este método consiste en: 1) germinación de semillas colectadas en la naturaleza en condiciones hiposalinas; 2) Aclimatación en tanques hasta conseguir dos pies por plántula (ca. 30 días); y 3) trasplante de las plántulas aclimatadas en el medio marino en grupos densos. Estos autores consiguieron la formación de parches que sobrevivieron hasta 9 meses.

En Canarias no se ha conseguido, hasta el momento, restaurar una pradera de *Cymodocea nodosa*; esto entraña una gran complejidad debido a las dificultades para conseguir, no solo la estructura física de la pradera, sino también desarrollar las funciones y servicios del ecosistema. Las Canarias son islas oceánicas, sometidas en muchas ocasiones a 'intensos' oleajes oceánicos (swells) que arrancan incluso praderas naturales. Además, un cuello de botella importante para la restauración es el elevado coste económico de los trabajos. Por estos motivos, parece que la premisa debe ser: '*mejor conservar que restaurar*'. La restauración de praderas ha sido empleada como condicionante o medida compensatoria en determinados proyectos sin que se haya demostrado su viabilidad para restaurar praderas enteras.

6.5 Calidad de las Aguas

Existe un amplio cuerpo legislativo sobre el control y calidad de aguas costeras que tratan de alcanzar el objetivo de que las aguas marinas tengan una calidad aceptable. Esta legislación afecta de forma directa o indirecta a los ecosistemas costeros (e.g. las praderas de fanerógamas marinas). Cabe citar las siguientes figuras legales:

- a). Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua -DMA-). Ya en su preámbulo, esta Directiva establece que una política eficaz y coherente debe tener en cuenta la vulnerabilidad de los ecosistemas acuáticos situados cerca de las costas y los estuarios o en golfos o mares relativamente cerrados, puesto que el equilibrio de todas esas zonas depende en buena medida de la calidad de las aguas continentales que fluyen hacia ellas. En esta Directiva se establece el uso de las praderas de fanerógamas marinas como indicadores para evaluar el estatus de las aguas costeras. Con este objetivo se han desarrollado los índices POMI basado en *Posidonia oceanica* (ver [Romero et al., 2007](#)) y CYMOX basado en *Cymodocea nodosa* (ver [Oliva et al., 2012](#)).
- b). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas.
- c). Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la comunidad.
- d). Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.
- e). Directiva 2009/90/CE de la Comisión, de 31 de julio de 2009, por la que se establecen, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE, las especificaciones técnicas del análisis químico y del seguimiento del estado de las aguas.
- f). Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.
- g). Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.
- h). Directiva 2006/7/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE.
- i). Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, por el que se establecen normas de calidad de las aguas de baño.
- j). Directiva 2006/113/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos.

- k). Real Decreto 345/1993, de 5 de marzo, por el que se establecen las normas de calidad de las aguas y de la producción de moluscos y otros invertebrados marinos vivos.
- l). Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrícola.
- m). Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- n). Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- o). Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- p). Real Decreto 509/1996, de 15 marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- q). Real Decreto 2116/1998, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- r). Real Decreto 1290/2012, de 7 de septiembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- s). Orden de 27 de enero de 2004, por la que se declaran zonas sensibles en las aguas marítimas y continentales del ámbito de la Comunidad Autónoma de Canarias en cumplimiento de lo dispuesto en la Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.
- t). Orden de 13 de julio de 1993, por la que se aprueba la instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar.

6.6 Investigación científica

El desarrollo de la investigación científica es otra parte fundamental en la conservación-recuperación de ecosistemas. Por ejemplo, comprender los efectos que los distintos estresores ejercen, por sí solos o en conjunto, sobre la biología-ecología de las plantas es importante para caracterizar los impactos sobre las praderas. Aunque a nivel mundial se han investigado las funciones ecológicas que desempeñan las praderas de fanerógamas marinas, diversas funciones que pudiera desempeñar *C. nodosa* en Canarias aún no han sido investigadas (e.g. la estabilización de los sedimentos y la protección del borde costero, conectividad con otros ecosistemas); tampoco se conoce bien cuáles son los factores que regulan la dinámica poblacional de muchas praderas (e.g. praderas que desaparecen y no existen impactos aparentes en el medio). Otra línea de investigación primordial es la caracterización genética de todas las praderas de la isla, de forma que se puede priorizar en la conservación de aquellas que tienen mayor diversidad y que podrían actuar como donantes en tareas de restauración. Las interacciones con especies potencialmente competidoras (e.g. *Caulerpa* spp., *Lyngbia* sp) también deben ser investigadas, teniendo en cuenta el escenario de cambio global que se aproxima. También se debería continuar con la investigación en la restauración de praderas, intentando desarrollar métodos más prácticos, económicos y viables.

6.7 Programa de Educación ambiental

Las praderas de fanerógamas marinas siguen siendo unas desconocidas para la mayoría de la población canaria, incluso los gestores políticos y técnicos desconocen este ecosistema y las importantes funciones que desempeña en el litoral de las islas. Por este motivo, es importante desarrollar campañas de educación/divulgación ambiental sobre los 'sebadales'. En este sentido, dentro del proyecto Gestión de los Recursos Marinos (GESMAR, PCT-MAC 2007-2013) se desarrolló una exposición de paneles sobre 'sebadales' que recorrieron los colegios de la isla. Esta exposición está disponible en el Área de Medio Ambiente del Cabildo de Gran Canaria. Dentro del mismo proyecto se creó una página web (www.sebadales.org), que contiene información sobre el proyecto y las praderas. Otra iniciativa en esta línea fue la edición de la monografía '*Sebadales de Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos*' (Espino *et al.*, 2008). Como medida dentro de este programa se proponen:

- a). Creación de una página web para compartir y seguir los resultados de los programas de seguimiento, así como conocer el status de conservación de las praderas.
- b). Creación de una Red de Seguimiento de Praderas de *C. nodosa*, de esta manera se involucra a los ciudadanos en la conservación.
- c). Realizar cursos formativos, sobre las praderas y su importancia, para los gestores políticos y técnicos de la Administración, así como para otros gestores ambientales.
- d). Realizar campañas de educación ambiental para niños y jóvenes, orientadas al conocimiento del ecosistema e implicándoles en tareas sencillas de monitoreo.
- e). Realizar materiales didácticos y videos divulgativos sobre el ecosistema que puedan ser ampliamente distribuidos.

7. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de este trabajo son:

- 1). La comparación realizada en la estructura de las 21 praderas estudiadas en la isla de Gran Canaria entre los años 2003 y 2012 mostró una regresión general del ecosistema en la isla; 11 praderas han sufrido una clara regresión en su estructura y superficie, mientras que 10 praderas permanecen aparentemente estables.
- 2). Tras la revisión de otros estudios, se constata que de las 39 praderas citadas en los trabajos existentes sobre *C. nodosa* en Gran Canaria, un 48,71% se encuentran en estado regresivo, 33,33% en estado aparentemente estable y de un 17,94% no existen datos. Las praderas han pasado de ocupar ca. 6.145.947 m² entre los años 2003 y 2006 a ca. 1.732.270 m² en el año 2012, lo que representa una pérdida aproximada de un 71,82% de su superficie, de acuerdo con los estudios cartográficos analizados.
- 3). Los factores que subyacen detrás de esta regresión parecen ser de origen antropogénico, más que factores de origen natural.
- 4). La proximidad y características de las alteraciones juegan un papel determinante en la explicación de la evolución de las praderas de *C. nodosa* en Gran Canaria.

5). El diagnóstico realizado indica que este ecosistema se encuentra francamente amenazado en las costas de Gran Canaria; en caso de continuarse con el actual modelo de desarrollo en la isla y si no se aplican medidas específicas de protección-conservación, cabe esperar una regresión aún mayor en el futuro, con desaparición de más poblaciones.

6). Las medidas de gestión-conservación propuestas en este trabajo se consideran viables, desde el punto de vista de la Administración y muchas de ellas no conllevarían un gasto económico adicional. Tan solo se trataría de reorientar recursos humanos y económicos; y de aplicar de forma rápida y eficiente la legislación ya existente.

8. Agradecimientos

El autor agradece a las siguientes personas por su colaboración en distintas partes de este trabajo: Dr. Ricardo Haroun y Dr. Fernando Tuya; Luis Ribeiro-Leite, Noelia Arto-Cuesta, Josep Coca, Oscar Bergasa, Dr. Antonio Juan González-Ramos, Dr. Juan Manuel Ruiz, Manuel Ruiz de la Rosa, Dr. Mateo Garrido, Dr. Rogelio Herrera, Oscar Tavío, Tony Sánchez, Miriam Ramírez, Harue Hernández-Zerpa, Lara Prada, Vicente Benítez. La parte experimental de este trabajo fue parcialmente financiada en el marco del proyecto GESMAR (PCT-MAC 2007-2013) en colaboración con el Cabildo de Gran Canaria y por el Programa de Seguimiento de Especies Amenazadas (SEGA) de la Viceconsejería de Medio Ambiente.

9. Referencias bibliográficas

Afonso-Carrillo, J. & M. C. Gil-Rodríguez, 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o seabadales en el Archipiélago Canario. *Vieraea* 8, 365-376.

Airoldi, L. & M. W. Beck, 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 35, 345-405.

Alberto, F., S. Arnaud-Haond, C. M. Duarte & E. A. Serrao, 2006. Genetic diversity of a clonal angiosperm near its range limit: the case of *Cymodocea nodosa* at the Canary Islands. *Marine Ecology Progress Series* 309, 117-129.

- Anderson, M. J., 2001. Permutation tests for univariate and multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 626-639.
- Anderson, M. J. & P. Legendre, 1999. An empirical comparison of permutation methods to tests of partial regression coefficients in a linear model. *J. Stat. Comput. Simul.* 62, 271-303.
- Barberá, C., F. Tuya, A. Boyra, P. Sánchez-Jerez, I. Blanch & R. J. Haroun, 2005. Spatial variation in the structural parameters of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows in the Canary Islands: a multiscaled approach. *Botánica Marina* 48, 122-126.
- Barquín, J., G. González & M. C. Gil-Rodríguez, 2003. Un método de estudio de bionomía bentónica utilizado en las costas canarias para fondos poco profundos. *Vieraea* 31, 219-231.
- Barquín, J., G. González, L. Martín, M. C. Gil-Rodríguez & A. Brito, 2005. Distribución espacial de las comunidades bentónicas submareales de fondos someros de Canarias. I: Las comunidades de sustrato blando de las costas de Tenerife. *Vieraea* 33, 435-448.
- Barsanti, M., I. Delbono, O. Ferretti, A. Peirano, C. N. Bianchi & C. Morri, 2007. Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigulio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Hydrobiologia* 580, 35-41.
- Beck, M. W., K. L. Heck Jr, K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino, T. J. Minello, R. J. Orth, P. F. Sheridan & M. P. Weinstein, 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51, 633-641.
- Björk, M., F. Short, E. Mcleod & S. Beer, 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change. IUCN, Gland, Switzerland.
- Blanch I., E. Dattolo, G. Procaccini & R. J. Haroun, 2006. Preliminary analysis of the influence of geographic distribution and depth on the genetic structure of *Cymodocea nodosa* meadows in the Canary islands. *Biologia Marina Mediterranea* 13, 19-23.
- Boudouresque, C. F., G. Bernard, G. Pergent, A. Shili & M. Verlaque, 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botánica Marina* 52, 395-418.
- Brito, A., T. Cruz, E. Moreno & J. M. Pérez, 1984. Fauna Marina de Las Islas Canarias. En *Fauna Marina y Terrestre del Archipiélago Canario*, pp. 42-86. Editorial Edirca. Las Palmas de Gran Canaria.

- Brito, M. C. & J. Núñez, 2001. Crustáceos intersticiales asociados a praderas de *Cymodocea nodosa* en Canarias, variación temporal y distribución vertical. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* XIII, 187-197.
- Cabaço, S., R. Machás, V. Vieira & R. Santos, 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 1-13.
- Cabaço, S., O. Ferreira & R. Santos, 2010. Population dynamics of the seagrass *Cymodocea nodosa* in Ria Formosa lagoon following inlet artificial relocation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87, 510-516.
- Cancemi, G., M. C. Buia, & L. Mazzella, 2002. Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina* 66, 365-373.
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), 2012. Asistencia técnica en la evaluación de impacto ambiental de vertidos líquidos y de actuaciones en el medio marino. Umbrales de tolerancia al incremento de salinidad de diversas especies marinas. Ministerio de Fomento. 119 pp.
- Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, 2013. www.aguasdegrancanaria.com.
- Constanza, R., R. D'arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton & M. Van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Copeiro, E., V. Benítez & M. A. García, 2000. Planes alternativos de dragado en Las Canteras. Informe Técnico. Cabildo de Gran Canaria.
- Cortina, A., V. Plana, E. Melo & G. Diosdado, 2007. Distribution and characterization of seagrasses *Cymodocea nodosa* (Sebadales) in Fuerteventura and Lobos islands. Póster presentado al I Simposio Internacional de Ciencias del Mar (ISMS 07). Celebrado en Valencia del 28 al 31 de marzo de 2007.
- Cunha, A. H. & C. M. Duarte, 2005. Population age structure and rhizome growth of *Cymodocea nodosa* in the Ria Formosa (southern Portugal). *Marine Biology* 146, 841-847.
- Cunha, A. H. & A. Araújo, 2009. New distribution limits of seagrass beds in West Africa. *Journal of Biogeography* 36, 1621-1622.
- Curiel, D., F. Scarton, A. Rismondo & M. Marzocchi, 2005. Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the Lagoon of Venice: results and perspectives. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia* 56, 25-40.
- Delgado, O., A. Grau, S. Pou, F. Riera, C. Massuti, M. Zabala & E. Ballesteros, 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanologica Acta* 20, 557-563.

- den Hartog, C., 1970. *The Seagrasses of the World*. North Holland Publishing Company, Amsterdam London.
- den Hartog, C. & J. Kuo, 2006. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp. 503-536. Larkum, A. W. D., R. J. Orth & C. M. Duarte (eds). Springer, Dordrecht.
- de la Torre-Castro, M. & P. Rönnbäck, 2004. Links between humans and seagrasses-an example from tropical East Africa. *Ocean & Coastal Management* 47, 361-387.
- Duarte, C. M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29, 192-206.
- Duarte, C. M., N. Marbá & R. Santos, 2004. What may cause loss of seagrasses? In: *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, pp. 24-32. Borum, J., C. M. Duarte, D. Kraue-Jensen & T. M. Greve (eds.). EU Project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS).
- Duarte, C. M., Middelburg, J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2, 1-8.
- Duarte, C. M. & J. P. Gattuso, 2008. Seagrass meadows. In: *Encyclopaedia of Earth*. Cleveland, C. J. (eds.), (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [www.eoearth.org/article/seagrass meadows](http://www.eoearth.org/article/seagrass%20meadows).
- Espino, F., M. Garrido, R. Herrera & O. Tavío, 2003a. Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas: *Cymodocea nodosa*, Gran Canaria. Informe Técnico de la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias, Las Palmas.
- Espino, F., R. Herrera, M. Garrido & O. Tavío, 2003b. Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas. *Cymodocea nodosa*, Fuerteventura. Informe Técnico de la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- Espino, F., M. Garrido, R. Herrera & O. Tavío, 2003c. Seguimiento de Poblaciones de Especies Amenazadas. *Cymodocea nodosa*, Lanzarote. Informe Técnico de la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- Espino, F., 2004. Una metodología para el estudio de las fanerógamas marinas en Canarias. *Revista de la Academia Canarias de Ciencias* XV (3-4), 237-256.
- Espino, F., F. Tuya, I. Blanch & R. Haroun, 2008. Los Seadales en Canarias: Oasis de vida en los fondos arenosos. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 68 pp.
- Espino, F., F. Tuya, A. Brito & R. J. Haroun, 2011a. Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central eastern Atlantic): Community structure and nursery role. *Ciencias Marinas* 37, 157-174.

- Espino, F., F. Tuya, A. Brito & R. J. Haroun, 2011b. Variabilidad espacial en la estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las islas Canarias, Atlántico nororiental subtropical. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46, 391-403.
- Espino, F., J. A. González, R. Haroun & F. Tuya, 2014. Abundance and biomass of the parrotfish *Sparisoma cretense* in seagrass meadows: temporal and spatial differences between seagrass interiors and seagrass adjacent to reefs. *Environmental Biology of Fishes* doi: 10.1007/s10641-014-0241-z.
- Fernández-Torquemada, Y. & J. L. Sánchez-Lisazo, 2011. Response of two Mediterranean seagrasses to experimental changes in salinity. *Hydrobiología* 669, 21-33.
- Fonseca, M. S., W. J. Kenworthy & G. W. Thayer, 1998. Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. US Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Ocean Office. 222 pp.
- García-Rojas, A., 2011. Evaluación ambiental de aguas costeras y puertos deportivos a partir de la comunidad fitoplanctónica en las islas Canarias, España. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- García, M., 2009. Estudio y desarrollo de indicadores biológicos para evaluar el alcance espacial de los vertidos procedentes de granjas marinas. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona
- García-Sanz, T., J. M. Ruiz, M. Pérez & M. Ruiz, 2011. Assessment of dissolved nutrients dispersal derived from offshore fish-farm using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) in macroalgal bioassays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 361-370.
- Gartner, A., F. Tuya, P. S. Lavery & K. McMahon, 2013. Habitat preference of macroinvertebrate fauna among seagrasses with varying structural forms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439, 143-151.
- Gillanders, B. M., 2006. Seagrasses, Fish, and Fisheries. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. pp. 503-536. Larkum, A. W. D., R. J. Orth & C. M. Duarte (eds.). Springer, Netherlands.
- Gil-Rodríguez, M. C. & T. Cruz, 1981. *Halophila decipiens* Ostenfeld (Hydrocharitaceae). Una fanerógama marina nueva para el Atlántico oriental. *Vieraea* 11, 207-216.
- Gil-Rodríguez, M. C., J. Afonso-Carrillo & W. Wildpret, 1987. Praderas marinas de *Zostera noltii* (Zosteraceae) en las islas Canarias. *Vieraea* 17, 143-146.

- González Correa, J. M., J. T. Bayle, P. Sánchez-Jérez & C. Valle, 2007. *Posidonia oceanica* meadows are not declining globally. Analysis of population dynamics in marine protected areas of the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 336, 111-119.
- Green, E. P. & F. Short, 2003. *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press. California.
- Grifoll, M., G. Jordá, M. Espino, J. Romo & M. García-Sotillo, 2011. A management system for accidental water pollution risk in a harbor: the Barcelona case study. *Journal of Marine Systems* 88, 60-73.
- Guadalupe, M. E., M. C. Gil-Rodríguez & M. C. Hernández, 1995. *Flora y Vegetación Marina de Arrecife de Lanzarote*. Servicio de Publicaciones de la Fundación Cesar Manrique. Lanzarote. 269 pp.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck & R. Watson, 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-952.
- Haroun, R. J., M. C. Gil-Rodríguez & W. Wildpret, 2003. *Plantas Marinas de las Islas Canarias*. Canseco Editores. Talavera de La Reina. 319 pp.
- Heck Jr, K. L., G. Hays & R. J. Orth, 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 253, 123-136.
- Hemminga, M. A. & C. M. Duarte, 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge Univ. Press, London.
- Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Díaz-Almela, C. M. Duarte, M. Frederiksen, A. Grau, I. Karakassis, N. Marbá, S. Mirto, M. Pérez, A. Pusceddu & M. Tsapakis, 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1618-1629.
- Hughes, A. R., S. L. Williams, C. M. Duarte, K. L. Heck & M. Waycott, 2009. Associations of concern: Declining seagrasses and threatened dependent species. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 242-246.
- Infantes, E., A. Orfila, T. J. Bourna, G. Simarro & J. Terrados, 2011. *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* seedling tolerance to wave exposure. *Limnology and Oceanography* 56, 2223-2232.
- IPCC, 2013. *Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Resumen para responsables de políticas*. 34 pp.

- Instituto Canario de Estadística (ISTAC), 2014. www.gobiernodecanarias.org/istac/.
- Jordá, G., N. Marbá & C. M. Duarte, 2012. Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming. *Nat. Clim. Change* 2, 821-824.
- Koch, E. W., 2001. Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries* 24, 1-17.
- Lapointe, B. E., D. A. Tomasko & W. R. Matzie, 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54, 696-717.
- Marbá, N., D. Kraue-Jensen, T. Alcoverro, S. Birk, A. Pedersen, J. M. Neto, S. Orfanidis, J. M. Garmendia, I. Muxika, A. Borja, K. Dencheva & C. M. Duarte, 2013. Diversity of European seagrass indicators: patterns within and across regions. *Hydrobiologia* 704, 265-278.
- Martínez, J., 2011. Análisis espacio-temporal de las praderas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Archerson en la isla de Gran Canaria. Tesina del Máster en Gestión Costera. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 120 pp.
- Meinesz, A., J. R. Lefevre & J. M. Astier, 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean shore of continental France. *Marine Pollution Bulletin* 23, 343-347.
- Mena, J., J. M. Falcón, A. Brito, F. M. Rodríguez & M. Mata, 1993. Catálogo preliminar de la ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas de la isla de Tenerife, islas Canarias. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía* 11: 217-222.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2002. Estudio Ecocartográfico del Arco Sur de la isla de Gran Canaria. Gobierno de España.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2006. Estudio Ecocartográfico del Arco Sur de la isla de Gran Canaria. Gobierno de España.
- Montefalcone, M., G. Albertelli, C. N. Bianchi, M. Mariani & C. Morri, 2006. A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at San Remo (Ligurian Sea, NW Mediterranean): *Aquatic Conservation of Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 29-42.
- Montefalcone, M., C. Morri, A. Peirano, G. Albertelli & C. N. Bianchi, 2007. Substitution and phase shift within the *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 63-71.
- Montefalcone, M., 2009. Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators* 9, 595-604.

- Monterroso, O., M. Rodríguez, R. Riera & E. Ramos, 2006. Influencia de la ampliación del Puerto de Arinaga sobre las comunidades marinas. CIMA-Informe Técnico 8.
- Morel, A., Y. Huot, B. Gentili, P. J. Werdell, S. B. Hooker & B. A. Franz, 2007. Examining the consistency of products derived from various ocean color sensors in open ocean (case 1) waters in the perspective of a multi-sensor approach. *Remote Sens. Environ.* 111, 69-88.
- Neverauskas, V. P., 1987. Monitoring seagrass beds around a sewage sludge outfall in South Australia. *Marine Pollution Bulletin* 18, 158-164.
- Ojeda, A. & L. O'Shanahan, 2005. Discoloraciones por acumulaciones de la diatomea bentónica epipsámica *Attheya armatus* (Centrales, Bacillariophyta) en playas del S y SW de Gran Canaria (Canarias, España). *Vieraea* 33, 51-58.
- Oliva, S., O. Mascaró, I. Llagostera, M. Pérez & J. Romero, 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114, 7-17.
- O'Neil, J. M., T. W. Davis, M. A. Burford & C. J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14, 313-334.
- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott & S. L. Williams, 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56, 987-996.
- O'Shanahan, L., E. Vela & A. Sánchez, 2003. Efecto de un vertido de aguas residuales sobre una comunidad bentónica del litoral de Telde. NE de Gran Canaria (Islas Canarias). *Vieraea* 31, 253-266.
- Pagès, J. F., M. Pérez & J. Romero, 2011. Sensitivity of the seagrass *Cymodocea nodosa* to hypersaline conditions: A microcosm approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 386, 34-38.
- Palomar, P. & I. J. Losada, 2010. Desalination in Spain: Recent developments and recommendations. *Desalination* 255, 97-106.
- Pavón-Salas, N., M. Garrido & R. Haroun, 1998. Distribution and structure of seagrass meadows in Las Canteras beach, Las Palmas, Canary Islands (Spain). *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 50, 107-115.
- Pavón-Salas, N., R. Herrera, A. Hernández-Guerra & R. Haroun 2000. Distributional patterns of seagrasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *Journal of Coastal Research* 16, 329-335.

- Pérez, J., 1996. Contribución al conocimiento del efecto de los emisarios submarinos y los diques sobre las praderas marinas de *Cymodocea nodosa*. Estudio del emisario submarino de la Playa del Cochino y el dique del Puerto de Taliarte en Gran Canaria. Memoria de Suficiencia Investigadora. Unidad de Ecosistemas Litorales, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, ULPGC.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C-F., Pasqualini, V., Pergent, G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology* 27, 310-319.
- Pizarro, M., 1985. Peces de Fuerteventura. Dirección General de Pesca, Consejería de Agricultura y Pesca. Gobierno de Canarias. 183 pp.
- Png-González, L., M. Vázquez-Luis & F. Tuya, 2014. Comparison of epifaunal assemblages between *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in Gran Canaria (eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94, 241-253.
- Polifrone, M., A. Abelardo-González & A. Quevedo-Díaz, 2006. Fish community and grazing pressure on meadows of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Biologia Marina Mediterranea* 13, 167-169.
- Polifrone, M. & M. Rosell-Fieschi, 2014. Degradation of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadow at Las Canteras Beach (Gran Canaria, Canary Islands, Atlantic Ocean). *Journal of Coastal Life Medicine* 2, 270-273.
- Portillo, E., G. Louzara, M. Ruiz de la Rosa, J. Quesada, J. C. González, F. Roque, M. Antequera & H. Mendoza, 2013. Venturi diffusers as enhancing devices for the dilution processes in desalination plant brine discharges. *Desalination and Water Treatment*, doi: 10.1080/19443994.2012.694218.
- Portillo, E., M. Ruiz de la Rosa, G. Louzara, J. M. Ruiz, L. Martín-Guirao, J. Quesada, J. C. González, F. Roque, N. González & H. Mendoza, 2014. Assessment of the abiotic and biotic effects of sodium metabisulphite pulses discharged from desalination plant chemical treatments on seagrass (*Cymodocea nodosa*) habitats in the Canary Islands. *Marine Pollution Bulletin* 80, 222-233.
- Reyes, J., 1993. Estudio de las praderas marinas de *Cymodocea nodosa* (Cymodoceaceae, Magnoliophyta) y su comunidad de epifitos, en El Médano (Tenerife, Islas Canarias). Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna, Tenerife.
- Reyes, J. & M. Sansón, 1994. Anatomía y morfología de *Cymodocea nodosa* (Cymodoceaceae, Magnoliophyta) en praderas de El Médano (S Tenerife, islas Canarias). *Vieraea* 23, 43-64.
- Reyes, J. & J. Afonso-Carrillo, 1995. Morphology and distribution of nongeniculate coralline algae (Corallinaceae, Rhodophyta) on the leaves of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Cymodoceaceae). *Phycologia* 34, 179-190.

- Reyes, J., M. Sansón & J. Afonso-Carrillo, 1995a. Distribution and reproductive phenology of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Canary Islands. *Aquatic Botany* 50, 171-180.
- Reyes, J., M. Sansón & J. Afonso-Carrillo, 1995b. Leaf Phenology, Growth and Production of the Seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (South of Tenerife, Canary Islands). *Botánica Marina* 38, 457-465.
- Reyes, J. & M. Sansón, 1996. Las algas epífitas en *Cymodocea nodosa* en El Médano, isla de Tenerife (Magnoliophyta, Cymodocea). *Vieraea* 25, 45-56.
- Reyes, J. & M. Sansón, 1997. Temporal distribution and reproductive phenology of the epiphytes on *Cymodocea nodosa* leaves in the Canary Islands 40, 193-202.
- Reyes, J., M. Sansón & J. Afonso-Carrillo, 1998. Distribution of the epiphytes along the leaves of *Cymodocea nodosa* in the Canary Islands. *Botánica Marina* 41, 543-552.
- Reyes, J. & M. Sansón, 2001. Biomass and production of the epiphytes on the leaves of *Cymodocea nodosa* in the Canary Islands. *Botánica Marina* 44, 307-313.
- Romero, J., B. Martínez-Crego, T. Alcoverro & M. Pérez, 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55, 196-204.
- Ruiz, J. M. & J. Romero, 2003. Effects of disturbances caused by coastal construction on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1523-1533.
- Ruiz, J. M., C. Marco-Méndez & J. L. Sánchez-Lizaso, 2010. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Environmental Research* 69, 118-126.
- Ruiz de la Rosa, M., *et al.*, 2011. Traslocación de seadales (*Cymodocea nodosa*) contemplado en el proyecto constructivo de las obras de abrigo del Puerto de Granadilla en consonancia con la etapa 3. Replantación de área receptora viable del Proyecto de Rehabilitación de seadales y en el Proyecto de siembra de semillas/frutos procedentes del sebadal directamente sepultado por las obras de abrigo del puerto de Granadilla a la ZEC ES7020120 Sebadal de San Andrés. Informe Final. ECOS SL. 50 pp.
- Rumeu, B., J. A. Pérez, M. Hernández, N. Aldanondo-Aristizabal & M. C. Gil-Rodríguez, 2007. Caracterización genética de *Zostera noltii* (Zosteraceae, Magnoliophyta) en Lanzarote, Islas Canarias. *Vieraea* 35, 33-42.
- Short, F. T. & H. A. Neckles, 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63, 169-196.

- Short, F., T. Carruthers, W. Dennison & M. Waycott, 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 3-20.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erftemeijer, P. L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., Prathep, A., Sanciangco, J. C., van Tussenbroek, B., Vergara, S. G., Waycott, M., Zieman, J. C., 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation* 144, 1961-1971.
- Silberhorn, G. M., S. Dewing & P. A. Mason, 1996. Production of reproductive shoots, vegetative shoots, and seeds in populations of *Ruppia maritima* L. from the Chesapeake Bay, Virginia. *Wetlands* 16, 232-239.
- Siljeström, P. A., J. Rey & A. Moreno, 1996. Characterization of phanerogam communities (*Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa*) using side-scan-sonar images. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 51, 308-315.
- Smale, D. A. & T. Wernberg, 2009. Satellite derived SST data as a proxy for water temperature in nearshore benthic ecology. *Marine Ecology Progress Series* 387, 27-37.
- Suchanek, T. H., S. L. Williams, J. C. Ogden, D. K. Hubbard & I. P. Gill, 1985. Utilization of shallow-water seagrass detritus by Caribbean deep-sea macrofauna: $\delta^{13}\text{C}$ evidence. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 32, 201-214.
- Tuya, F., J. Pérez, L. Medina & A. Luque, 2001. Variaciones estacionales de la macrofauna invertebrada de tres praderas marinas de *Cymodocea nodosa* en Gran Canaria (Centro-Este del océano Atlántico). *Ciencias Marinas* 27, 223-234.
- Tuya, F., J. A. Martín & A. Luque, 2002. Impact of a marina construction on a seagrass bed at Lanzarote (Canary Islands). *Journal of Coastal Conservation* 8, 157-162.
- Tuya, F., A. Boyra, P. Sánchez-Jerez & R. J. Haroun, 2005. Multivariate analysis of the benthic-demersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic: comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Marine Biology* 147, 1229-1237.
- Tuya, F., J. A. Martín & A. Luque, 2006. Seasonal cycle of a *Cymodocea nodosa* seagrass meadow and of the associated ichthyofauna at Playa Dorada (Lanzarote, Canary Islands, eastern Atlantic). *Ciencias Marinas* 32, 695-704.
- Tuya, F., H. Hernández, F. Espino, R. Haroun, 2013a. Drastic decadal decline of the seagrass *Cymodocea nodosa* at Gran Canaria (eastern Atlantic): Interactions with the green algae *Caulerpa prolifera*. *Aquatic Botany* 105, 1-6.

- Tuya, F., M. A. Viera-Rodríguez, R. Guedes, F. Espino, R. Haroun & J. Terrados, 2013b. Seagrass response to nutrient enrichment depend on clonal integration, but no flow-on effects on associated biota. *Marine Ecology Progress Series* 490, 23-35.
- Tuya, F., F. Espino & J. Terrados, 2013c. Preservation of seagrass clonal integration buffers against burial stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439, 42-46.
- Tuya, F., L. Png-González, R. Riera, R. Haroun & F. Espino, 2014a. Ecological structure and function differs between habitats dominated by seagrasses and green seaweeds. *Marine Environmental Research* 98, 1-13.
- Tuya, F., L. Ribeiro-Leite, N. Arto-Cuesta, J. Coca, R. Haroun & F. Espino, 2014b. Decadal changes in the structure of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows: Natural vs. human influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 137, 41-49.
- Unsworth, R. K. F. & L. C. Cullen, 2010. Recognising the necessity for Indo-Pacific seagrass conservation. *Conservation Letters* 3, 63-73.
- Viceconsejería de Medio Ambiente, 2004. Evaluación de especies amenazadas. Gobierno de Canarias. 97 pp.
- Viceconsejería de Medio Ambiente, 2008. Evaluación de especies amenazadas. *Cymodocea nodosa*. Gobierno de Canarias. 79 pp.
- Viceconsejería de Medio Ambiente, 2008. Censo Oficial de Vertidos. Gobierno de Canarias.
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, C. W. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr., A. R. Hughes, G. A. Kendrick, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short & S. L. Williams, 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academic of Science* 106, 12377-12381.
- Wildpret, W., M. C. Gil-Rodríguez & J. Afonso-Carrillo, 1987. Evaluación cuantitativa y cartografía de los campos de algas y praderas de fanerógamas marinas del piso infralitoral del archipiélago canario. Consejería de Agricultura y Pesca, Gobierno de Canarias. 100 pp.
- Williams, S. L., 1988. Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series* 42, 63-71.
- Wirtz, P., 1995. One vascular plant and ten invertebrate species new to the marine flora and fauna of Madeira. *Arquipelago. Life and Marine Science*, 13A: 119-123.
- Wright, J. P. & C. G. Jones, 2006. The concept of organisms as ecosystem engineers ten year on: Progress, limitations, and challenges. *BioScience* 56, 203-220.

Zarranz, M. E., N. González-Henríquez, P. García-Jiménez & R. Robaina, 2010. Restoration of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows through seed propagation: germination in vitro, seedling culture and field transplants. *Botánica Marina* 53, 173-181.

Apéndice I. Resultados del ANOVA de 3 factores para testar las diferencias en densidad de pies, altura de hoja y cobertura de *Cymodocea nodosa* entre 'Año' (factor fijo, 2003 vs. 2012), 'Pradera' (factor aleatorio) y 'Sitio' (factor aleatorio).

Fuente de variación	Densidad de pies				Altura de hoja			Cobertura		
	DF	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
Año, <i>A</i>	1	1166.955	16.947	0.0004	1087.778	80.659	0.0002	779.050	8.772	0.0086
Pradera, <i>P</i>	20	69.394	9.733	0.0002	24.471	12.125	0.0002	179.304	14.033	0.0002
Sitio (<i>A</i> x <i>P</i>)	42	7.129	13.345	0.0002	2.0181	1.280	0.1238	12.777	17.014	0.0002
<i>A</i> x <i>P</i>	20	68.859	9.658	0.0002	13.486	6.682	0.0002	88.811	6.950	0.0002
Residual	420	0.534			1.576			0.751		

Apéndice II. Densidad de pies (n° de pies m^{-2}), altura de hoja (cm) y cobertura (%) de *Cymodocea nodosa* en cada sitio dentro de cada pradera y período de muestreo. Los valores corresponden a media \pm error estándar. Se incluyen los *P* valores de las comparaciones entre años para cada pradera.

Pradera	Densidad de pies			Altura de hoja			Cobertura		
	2003	2012	<i>P</i>	2003	2012	<i>P</i>	2003	2012	<i>P</i>
Las Canteras	1768 \pm 96.78	0	0.01	19.85 \pm 0.69	0	0.0004	15 \pm 2.88	0	0.27
	1056 \pm 79.89	0		16.15 \pm 0.74	0		1.67 \pm 1.67	0	
Taliarte	693.5 \pm 13.32	205.3 \pm 13.95	0.01	17.45 \pm 1.1	16.5 \pm 0.62	0.003	35 \pm 2.88	10 \pm 2.88	0.006
	634.7 \pm 20.6	277.3 \pm 14.1		18.5 \pm 1.78	15.33 \pm 1.14		33 \pm 4.41	7 \pm 1.67	
Salinetas	296 \pm 34.75	0	0.02	17.45 \pm 1.1	0	0.10	30 \pm 5.77	0	0.01
	165.3 \pm 32.7	0		15.85 \pm 0.94	0		51.67 \pm 4.4	0	
Gando	808 \pm 65.8	162.7 \pm 23.89	0.003	35.55 \pm 1.34	11.57 \pm 1.01	0.03	41.67 \pm 6	3.33 \pm 1.67	0.006
	797.3 \pm 59.5	200 \pm 12.22		36.33 \pm 2.89	11 \pm 2.67		43.33 \pm 4.41	1.67 \pm 1.67	
Burrero-Vargas	845.3 \pm 42.4	1173 \pm 66.7	0.52	31.95 \pm 1.27	24.03 \pm 1.95	0.006	86.67 \pm 4.4	96.67 \pm 3.33	0.05
	586.7 \pm 75.7	690 \pm 45.5		30.8 \pm 0.81	27.12 \pm 3.15		83.33 \pm 4.4	93.33 \pm 4.41	
El Cabrón	1024 \pm 101.5	490 \pm 15.3	0.0008	33.1 \pm 1.67	22.75 \pm 1.18	0.01	81.67 \pm 4.41	86.67 \pm 7.26	0.80
	997.3 \pm 99.6	501.3 \pm 16.9		29.67 \pm 1.54	23.5 \pm 2.37		93.33 \pm 4.41	85 \pm 2.88	
Arinaga	1368 \pm 112.9	0	0.01	46.85 \pm 1.32	0	0.001	81.67 \pm 4.41	0	0.001
	802 \pm 78.6	0		47.25 \pm 1.9	0		91.67 \pm 4.41	0	
Formas	1490 \pm 54.7	0	0.002	40.6 \pm 1.25	0	0.0006	66.67 \pm 4.41	0	0.002
	1261 \pm 69.1	0		38.6 \pm 1.04	0		81.67 \pm 4.41	0	
El Cardón	522.7 \pm 59.5	1008 \pm 80.4	0.004	40.15 \pm 2.09	26.45 \pm 1.88	0.0002	43.33 \pm 4.41	91.67 \pm 4.41	0.07
	568 \pm 38.9	994.7 \pm 80.9		42.5 \pm 4.51	30.95 \pm 2.12		63.33 \pm 3.28	98.33 \pm 1.67	
El Cochino	1016 \pm 56.2	669.3 \pm 46.8	0.74	21.6 \pm 0.96	18.58 \pm 1.07	0.03	8.33 \pm 8.33	33.33 \pm 6.01	0.005
	877.3 \pm 68.2	1752 \pm 65.2		44.8 \pm 1.7	37.15 \pm 1.62		8.33 \pm 8.33	40 \pm 2.88	
El Inglés	1053 \pm 113.1	1146 \pm 49.7	0.45	40.4 \pm 1.9	36.61 \pm 2.78	0.001	95 \pm 2.88	98.33 \pm 1.67	0.08
	1200 \pm 79.9	1272 \pm 60.8		41 \pm 5.13	42.68 \pm 1.88		96.67 \pm 3.33	98.33 \pm 1.67	
Maspalomas	514.7 \pm 55.5	18.7 \pm 18.7	0.01	37.95 \pm 1.79	17.59 \pm 1.48	0.02	63.33 \pm 4.41	0	0.004
	853.3 \pm 31.4	24 \pm 24		34.1 \pm 1.25	17.67 \pm 1.33		53.33 \pm 6.01	1.67 \pm 1.67	
Meloneras-Pasito	421.3 \pm 40.1	290.7 \pm 41.4	0.22	35.25 \pm 1.62	30.49 \pm 1.96	0.01	11.67 \pm 4.41	6.67 \pm 1.67	0.27
	954.7 \pm 75.8	0		42.35 \pm 1.82	0		15 \pm 8.67	0	
Santa Agueda	485.3 \pm 36.9	770.87 \pm 35.4	0.18	40.5 \pm 1.94	45.9 \pm 1.26	0.53	83.33 \pm 4.41	95 \pm 2.88	0.25
	256 \pm 36.1	594.7 \pm 20.9		39.6 \pm 1.86	30.48 \pm 2.24		75 \pm 5.77	85 \pm 5.77	

Apéndice II. continuación.

Pradera	Densidad de pies			Altura de hoja			Cobertura		
	2003	2012	<i>P</i>	2003	2012	<i>P</i>	2003	2012	<i>P</i>
Marañuelas-Balito	514.7 ± 74.8	0	0.01	43.65 ± 2.22	0	0.02	20 ± 10.4	0	0.16
	354.7 ± 37.9	45.3 ± 45.3		49.4 ± 2.58	25.64 ± 1.82		8.33 ± 8.33	1.67 ± 1.67	
Puerto Rico	880 ± 54.4	173.3 ± 27.8	0.02	30.8 ± 1.49	24.15 ± 1.17	0.03	30 ± 2.88	6.67 ± 1.67	0.02
	629.3 ± 59.3	194.7 ± 23.9		33.45 ± 2.07	17.73 ± 1.59		25 ± 5.77	5 ± 2.88	
Amadores	178.7 ± 27.9	0	0.32	32.85 ± 1.59	0	0.02	1.67 ± 1.67	0	0.51
	725.3 ± 81.8	221.3 ± 40.2		41.1 ± 1.68	16.41 ± 1.06		91.67 ± 4.41	10 ± 2.88	
Taurito	600 ± 136.9	125.3 ± 125.3	0.01	48.5 ± 1.97	34.71 ± 1.72	0.01	86.67 ± 7.26	5 ± 2.88	0.009
	717.3 ± 30.2	0		45.9 ± 1.87	0		91.67 ± 4.41	0	
Veneguera 1	488 ± 31.7	498.7 ± 66.8	0.30	41.4 ± 2.27	26.92 ± 1.58	0.01	55 ± 5.77	75 ± 5.77	0.59
	562.7 ± 57.9	394.7 ± 41.3		42.4 ± 1.65	29.25 ± 1.81		61.67 ± 8.88	55 ± 5.77	
Veneguera 2	402.7 ± 16.8	360 ± 31.2	0.31	32.85 ± 1.94	26.4 ± 1.36	0.12	23.33 ± 6.01	25 ± 5.77	0.90
	642.7 ± 62.8	384 ± 65.2		37.25 ± 1.8	32.95 ± 1.38		70 ± 2.88	80 ± 2.88	
Güi Güi	629.3 ± 40.8	461.3 ± 36.9	0.13	34.35 ± 1.54	38.95 ± 3.42	0.10	20 ± 2.88	21.67 ± 1.67	0.87
	946.7 ± 67.3	336 ± 36.3		45.45 ± 1.21	35.2 ± 2.32		61.67 ± 8.82	73.33 ± 4.41	

Apéndice III. Resultados de los análisis de la regresión lineal múltiple para testar las relaciones entre la proporción de cambios en densidad de pies, altura de hoja y cobertura (variables dependientes) entre 2003 y 2012 y los CV de SST, Chl-a y PAR (variables predictoras) desde 2003 a 2012; así como el número y tipos de impactos humanos alrededor de cada pradera. La rutina AIC fue utilizada para retener las variables con buen poder de explicación para cada descriptor estructural de *C. nodosa*. La contribución de cada variable independiente es descrita por medio de los valores de r^2 parcial, y los p -valores proveen las diagnosis de significancia.

Densidad de pies		Longitud de hoja		Cobertura	
X ₁ = número de vertidos (p = 0.006)	$r^2 = 0,2293$	X ₁ = número de vertidos (p = 0.001)	$r^2 = 0,3324$	X ₁ = número de puertos (p = 0.004)	$r^2 = 0,1892$
X ₂ = número de puntos de descarga (p = 0.006)	$r^2 = 0,1439$	X ₂ = número de granjas marinas (p = 0.035)	$r^2 = 0,0703$	X ₂ = CV de PAR (p = 0.017)	$r^2 = 0,1161$

Apéndice IV. Características principales de las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) marinas de la isla de Gran Canaria. Se indica el nombre, códigos LIC y ZEC, superficie, perímetro, especies y hábitats de la Directiva 92/43/CEE con sus códigos respectivos.

Nombre	Cód LIC	Cód ZEC	Sup. (ha)	Per. (km)	Especies	Cód sp	Hábitats	Cód hb
1. Área Marina de la Isleta	ES7010016	35_GC	8.562,1	65,28	<i>Caretta caretta</i> *	1224	-	-
					<i>Tursiops truncatus</i>	1349		
2. Bahía del Confital	ES7010037	38_GC	634,27	17,85	<i>Tursiops truncatus</i>	1349	Bancos de arena ¹	1110
3. Bahía de Gando	ES7010048	26_GC	477,76	8,8278	<i>Caretta caretta</i>	1224	Bancos de arena ¹	1110
4. Playa del Cabrón	ES7010053	34_GC	955,63	17,33	-	-	Bancos de arena ¹	1110
5. Sebadales de Playa del Inglés	ES7010056	32_GC	2.721,57	30,26	<i>Caretta caretta</i>	1224	Bancos de arena ¹	1110
					<i>Tursiops truncatus</i>	1349		
6. Franja Marina de Mogán	ES7010017	33_GC	29.993,41	95,7	<i>Caretta caretta</i>	1224	Bancos de arena ¹	1110
					<i>Tursiops truncatus</i>	1349		
7. Sebadales de Güí Güí	ES7011005	46_GC	7.219,39	36,84	<i>Caretta caretta</i>	1224	Bancos de arena ¹	1110
					<i>Tursiops truncatus</i>	1349		
8. Costa de Sardina del Norte	ES7010066	61_GC	1.426,55	28,47	-	-	Cuevas marinas ²	8330

Especies. *Especies prioritarias

Hábitats.

¹Hábitat 1110 denominado “Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda”.

²Hábitat 8330 denominado “Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas”.

Apéndice V. Efectos del cambio climáticos sobre las fanerógamas marinas.

Cambios	Efectos	Afección a Fanerógamas Marinas
Nivel del mar	Cambios en la profundidad y en la disponibilidad de la luz. Afecta actividad fotosintética. Cambios en la productividad primaria. Cambios en las mareas. Alteraciones circulación del agua. Intrusiones de agua marina.	Desaparición y redistribución de especies. Cambios en la distribución batimétrica de las especies.
Temperatura	Afecta funciones fisiológicas: fotosíntesis, crecimiento, reproducción. Incremento de algas competidora y epífitos.	Cambios en la distribución geográfica de las especies. Incremento carga de epífitos. Aparición de especies invasoras y/o competidoras. Aparición de enfermedades.
Radiación UV-B	Inhibición y daños en sistema fotosintético.	Regresión y desaparición (especies intermareales y someras).
Concentración de CO ₂	Incremento de la productividad primaria. Efectos a largo plazo desconocidos. Incremento pH, cambios en actividad fotosintética. Incremento de la carga de epífitos.	Aumento de las poblaciones a corto plazo en áreas con fuente de Carbono limitada. Cambios en la distribución de especies. Alteración de la competencia entre especies. Cambios en competencia entre fanerógamas-algas.
Intensidad y frecuencia de temporales e inundaciones	Incremento de erosión, turbidez, nutrientes, eutrofización. Hipoxia y anoxia en sedimentos.	Regresión y desaparición de praderas.
Salinidad	Afecta la germinación de semillas, formación de propágulos, fotosíntesis, crecimiento y biomasa.	Cambios en la distribución de especies. Desaparición de especies. Aumento de enfermedades.
Movimiento del agua y circulación de mareas	Aumento de la turbidez y disminución de la luz. Aumento de la carga de epífitos. Cambios en la productividad.	Desaparición de especies.