



SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES QUE PERMITAN DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN' DE LOS DIFERENTES TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS

María Aranda
Francisco Javier Gracia
Augusto Pérez-Alberti
(coords.)



Madrid, 2019



SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES QUE
PERMITAN DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE
CONSERVACIÓN DE LA 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN'
DE LOS DIFERENTES TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS





Aviso Legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

El presente documento fue realizado en el marco del proyecto *Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Hábitat en España*, promovido y financiado por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, desarrollado entre 2015 y 2017.

Dirección técnica del proyecto

Rafael Hidalgo Martín¹

Realización y producción

Tragsatec

Coordinación general

Elena Bermejo Bermejo² y Juan Carlos Simón Zarzoso²

Coordinadores científicos

María Aranda García³

Francisco Javier Gracia Prieto³

Augusto Pérez Alberti⁴

Coordinación y revisión editorial

Olga Lamas Murúa²

Jara Andreu Ureta²

Íñigo Vázquez-Dodero Estevan²

¹ Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica

² Tragsatec. Grupo Tragsa

³ Universidad de Cádiz (UCA)

⁴ CRETUS. Universidade de Santiago de Compostela

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

Aranda M, Gracia F J & Pérez-Alberti A (coords.). 2019. Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación de la 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 132 pp.

Las opiniones que se expresan en esta obra no representan necesariamente la posición del Ministerio para la Transición Ecológica. La información y documentación aportadas para la elaboración de esta monografía son responsabilidad exclusiva de los autores.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Edita:

© Ministerio para la Transición Ecológica

Secretaría General Técnica

Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<https://cpage.mpr.gob.es>

NIPO: 638-19-088-X

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	7
1.1. Definición del estado de conservación favorable.....	7
1.2. Estructura y función de los tipos de hábitat costeros.....	8
1.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación (local y regional).....	9
2. SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES PARA DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL PARÁMETRO 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN' EN LOS TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS ROCOSOS	11
2.1. Aantilados y plataformas rocosas.....	11
2.1.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	11
2.1.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local	24
3. SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES PARA DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL PARÁMETRO 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN' EN LOS TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS SEDIMENTARIOS	28
3.1. Grandes calas y bahías poco profundas.....	28
3.2. Playas.....	28
3.2.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	29
3.2.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local	37
3.2.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional.....	40
3.2.4. Distribución de tipos de hábitat de playa en España	42
3.3. Dunas	42
3.3.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	44
3.3.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local	52
3.3.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional.....	55
3.3.4. Distribución de tipos de hábitat dunares en España	56
3.4. Marismas.....	56

3.4.1.	Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	57
3.4.2.	Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local	68
3.4.3.	Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional	71
3.4.4.	Distribución de tipo de hábitat de marisma en España.....	73
3.5.	Marjales y lagunas costeras.....	73
3.6.	Salinas	73
3.6.1.	Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	73
3.7.	Estuarios mareales, rías y deltas mediterráneos	74
3.7.1.	Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables	74
3.7.2.	Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local	81
3.7.3.	Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional	84
3.7.4.	Distribución de tipo de hábitat presentes en los estuarios y deltas en España	85
4.	REFERENCIAS	86
	Bibliografía adicional de interés.....	89
	ANEXO I. Presencia de tipos de hábitat en costas españolas	90
	ANEXO II. Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas dunares	109
	ANEXO III. Estadillos de campo para la toma muestras <i>in situ</i> de variables en los tipos de hábitat dunares	118
	ANEXO IV. Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas de marisma	120
	ANEXO V. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para las aguas de transición	128



1. INTRODUCCIÓN¹

María Aranda, Francisco Javier Gracia y Augusto Pérez-Alberti

1.1. Definición del estado de conservación favorable

El artículo 1.e de la Directiva Hábitats², define el 'estado de conservación de un hábitat' como "el conjunto de las influencias que actúan sobre el hábitat natural de que se trate y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones, así como a la supervivencia de sus especies típicas en el territorio a que se refiere el artículo 2". A tal efecto, establece que el 'estado de conservación de un hábitat natural' se considerará favorable cuando:

- su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen;
- la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible;
- el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable cuando se cumplan simultáneamente los tres criterios siguientes:
 - los datos sobre la dinámica de las poblaciones de la especie en cuestión indiquen que la misma sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats naturales a los que pertenezca;
 - el área de distribución natural de la especie no se esté reduciendo ni amenace con reducirse en un futuro previsible;
 - exista y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo.

¹ A efectos bibliográficos el capítulo debe citarse como sigue:

Aranda M, Gracia F J & Pérez-Alberti A. 2019. Introducción. pp. 7-10. En: Aranda M, Gracia F J & Pérez-Alberti A. (coords.) Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación de la 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.

² Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres



1.2. Estructura y función de los tipos de hábitat costeros

Por estructura de un tipo de hábitat se entiende el conjunto de componentes físicos del mismo, tanto elementos estructurales inertes (p. ej. los bloques de un canchal) como especies vivas (árboles, matorrales, etc.) o muertas (p. ej. troncos muertos). Las funciones del tipo de hábitat hacen referencia a los procesos ecológicos que ocurren en el mismo, tanto en su dimensión espacial como temporal.

Por otra parte, las interrelaciones entre lo abiótico y lo biótico, incluso en circunstancias en las que lo antrópico está menos presente, son muy estrechas, lo cual genera dificultades a la hora de valorar no solo la estructura y función, sino la asignación de un parámetro positivo o negativo, favorable o desfavorable. Por ejemplo, a un acantilado inestable que dificulta la instalación de las plantas pero que sigue su propia dinámica geomorfológica, ¿se le asigna un estado desfavorable-malo? La respuesta es difícil, porque todo lo inestable tiende al cambio y, consecuentemente, todo ecosistema desarrollado sobre él es inestable.

Sea como fuere, las variables a tener en cuenta deben ser evaluadas desde dentro (con medidas en campo, toma de muestras, inventarios, etc.) y desde fuera (con analítica en el laboratorio y uso de ortofotografías, modelos digitales del terreno, cartografía en papel, fotografías oblicuas, etc.), buscando siempre saber cómo funciona un ecosistema, cómo funcionó en el pasado y cómo puede hacerlo en el futuro.

La combinación de ambos conjuntos de métodos debe procurar la recopilación de un número de variables de moderado a bajo, de cara a hacer el sistema sostenible, fácilmente aplicable y repetible en el tiempo, sin problemas.

De nuevo, la necesidad de simplificar en número y dificultad la toma de datos y el seguimiento de este tipo de ecosistemas plantea la opción de calificar la toma de datos *in situ* como optativa (aunque ampliamente recomendada), siendo la tarea de tratamiento de imágenes aéreas y la aplicación de Sistemas de Información Geográfica (en adelante GIS, del inglés *Geographic Information System*) obligatoria en todos los casos.

Tal y como se explicitó en los diversos informes que conforman el trabajo "Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España" (VV.AA. 2009), la definición del estado favorable para cada tipo de hábitat requiere la aplicación de métodos de medida de un conjunto de variables específico para cada caso. A diferencia de los bosques o de los prados, los ambientes costeros son muy diversos y dinámicos y eso conlleva el diseño de protocolos particulares de seguimiento de la dinámica de cada tipo de hábitat.

No obstante, pueden hacerse simplificaciones para conjuntos de tipos de hábitat muy relacionados entre sí. Existen métodos de evaluación del estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' de los tipos de hábitat que se repiten para conjuntos amplios de tipos de hábitat, de modo que se requiere utilizar metodologías específicas solo a partir de determinados niveles de jerarquización.

En cualquier caso, para cada tipo de hábitat específico será necesario definir valores umbrales de las variables más determinantes y representativas de su funcionalidad y de su estructura. Solo en el caso de los tipos de hábitat más complejos como los estuarios o las grandes calas y bahías poco profundas, en los que confluyen una amplia variedad de subambientes, procesos fisicoquímicos y biocenosis diversas e interdependientes, será necesario abordar métodos más complejos de seguimiento y evaluación.



1.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación (local y regional)

Existen tipos de hábitat cuya tendencia a la expansión o a la retracción puede formar parte de una evolución global, de carácter climático, eustático, antrópico, etc., por lo que conviene utilizar métodos de evaluación que hayan sido testados previamente para amplias regiones, especialmente de Europa, ya que los resultados pueden ser comparables y útiles para establecer las tendencias generales (Ramos *et al.* 2012).

Muchos tipos de hábitat asociados a un mismo tipo general de ambiente costero están sometidos a la misma clase de procesos condicionantes. Así, la vegetación casmofítica de acantilados costeros, la vegetación pionera asociada, la dinámica de las plataformas rocosas desarrolladas a su pie, los horizontes algales existentes en la zona intermareal, etc., son tipos de hábitat distintos que pueden estar presentes en una misma zona. Conviene establecer métodos integrados que evalúen el estado general del sistema 'acantilado' y que sean únicos para todo el conjunto que los alberga. Posteriormente, habrá que definir qué variables específicas pueden servir para determinar el estado de conservación de cada tipo de hábitat individual. Consideraciones similares pueden hacerse para las marismas y pastizales salinos costeros, o para los sistemas dunares.

A escalas más amplias, conviene establecer métodos cartográficos sencillos y suficientemente representativos que permitan delimitar la extensión de los tipos de hábitat en áreas geográficas importantes (provincia costera o región biogeográfica). En ese caso habrá que tener en cuenta cuáles son los factores regionales que favorecen la presencia o no de un determinado tipo de hábitat, es decir, será necesario ponderar la extensión de cada tipo de hábitat en función de los condicionantes regionales. En ese sentido debemos enfatizar la alta calidad y utilidad de las cartografías de tipos de hábitat llevadas a cabo mediante sensores remotos (imágenes de satélite, ortofotografías y LiDAR) a escala regional (véase Ballesteros *et al.* 2014). Su repetición sistemática respetando la periodicidad propuesta en este documento permitiría detectar cambios sustanciales en la extensión de los tipos de hábitat y, por tanto, identificar causas o desencadenantes regionales o globales que pueden poner en peligro la supervivencia de un determinado tipo de hábitat.

Por tanto, conviene combinar ambos tipos de escalas mediante un único sistema de seguimiento y evaluación que las integre de manera eficaz y, sobre todo, homogénea para todo el territorio nacional. Aunque en algunas regiones se está llevando a cabo una labor muy meritoria en la cartografía y seguimiento de los tipos de hábitat, especialmente los tipos de hábitat de interés comunitario (THIC) incluidos en la Directiva Hábitats, los procedimientos utilizados para la identificación, cartografía y evaluación de su estado de conservación no siempre son iguales ni se especifican suficientemente. Es necesario que las administraciones autonómicas incorporen un método único que sea común para todo el territorio nacional y que, a su vez, sea el más utilizado a nivel europeo, o a nivel de región biogeográfica, para que los resultados sean comparables a distintas escalas y aporten información local, regional y global sobre el estado de conservación y las tendencias de cada uno de los tipos de hábitat.

Entre las variables propuestas para las mediciones *in situ* existen precedentes muy variados aunque incompletos en VV.AA. (2009), sin embargo es conveniente reconsiderar su alcance, complejidad de muestreo, periodicidad, facilidad de tratamiento y representatividad. Sin duda, un paso posterior deberá consistir en la justa simplificación de estos métodos de campo, que no siempre resultan sencillos a la hora de ser aplicados a medios naturales costeros, a menudo de difícil acceso o con condiciones meteorológicas y marinas adversas.



Teniendo en cuenta esto, y según establece la Directiva Hábitats, el estado de conservación general se obtiene combinando el resultado de evaluar cuatro parámetros independientemente:

- Rango (de extensión)
- Superficie ocupada (de distribución)
- Estructura y función
- Perspectivas futuras

para asignar a cada parámetro, y de forma global, las siguientes categorías:

- Favorable
- Desfavorable – inadecuado
- Desfavorable – malo
- Desconocido (información insuficiente para realizar una evaluación)

Es necesario resaltar que, de manera general, la evaluación de la estructura y función para cada uno de los grandes sistemas costeros se debe hacer en base a dos niveles de información: a nivel de gran grupo (acantilados y plataformas rocosas, playas, dunas, marismas, etc.) y a nivel de tipo de hábitat específico de cada gran grupo (p.ej. THIC 2110 Dunas móviles embrionarias, THIC 1330 Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*)). Se especificará en cada apartado cuáles son las variables de evaluación para cada tipo de hábitat, si bien para la mayoría de los casos las variables se aplicarán a cada uno de los tipos de hábitat que presente el sistema, de forma que la suma total de la evaluación mediante variables para cada uno de los tipos de hábitat específicos será la evaluación total a nivel de gran grupo de ecosistemas.

Además, debido a la enorme heterogeneidad de tipos de hábitat distribuidos por todo el territorio español, la mayoría de las variables planteadas para cada uno de ellos son relativas a la superficie ocupada por el ecosistema. De esta forma, una playa que presente unas dimensiones de 100 ha podrá ser comparada con una playa de 500 ha, estableciendo unos valores en función de la superficie ocupada por el sistema total.

A continuación, se desarrolla la metodología empleada para conseguir esta primera evaluación en los grandes conjuntos de ecosistemas costeros identificados.



2. SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES PARA DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL PARÁMETRO 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN' EN LOS TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS ROCOSOS³

Augusto Pérez-Alberti

2.1. Acantilados y plataformas rocosas

La costa funciona como un sistema abierto a flujos de materia y energía. Los ecosistemas existentes son a la vez causa y resultado de ello, y del gran dinamismo que opera a escala de tiempos y ritmos diferenciados. Los medios costeros pueden pasar de una estabilidad secular a otra, bien distinta, inestabilidad diaria. Sectores que apenas han sufrido cambios durante décadas pueden llegar a transformarse en segundos. Incluso las costas rocosas que están asociadas popularmente a la estabilidad pueden transformarse rápidamente después de un temporal o de un intenso episodio de lluvia.

Este comportamiento sistémico se encuentra condicionado por variables muy diferentes: oceánicas, abióticas, bióticas o antrópicas; lo que provoca tanto su discriminación como su seguimiento.

2.1.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

2.1.1.1. Estabilidad geomorfológica

Erosión lineal

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: estudio de los efectos de la escorrentía superficial (Figura 1) y subsuperficial en los acantilados, tanto en lo que se refiere a inducción de la erosión como a los condicionantes ecológicos de los seres vivos.

Procedimiento de medición: control de la escorrentía mediante parcelas de control en las paredes de los acantilados y recogida tanto de caudales de escorrentía superficial como subsuperficial.

Periodicidad: 5 años.

³ A efectos bibliográficos el capítulo debe citarse como sigue:

Pérez-Alberti A. 2019. Selección y descripción de variables para diagnosticar el estado de conservación del parámetro 'estructura y función' en los tipos de hábitat costeros rocosos. pp. 11-27. En: Aranda M, Gracia F J & Pérez-Alberti A. (coords.) Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación de la 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.



Figura 1 Evidencias de escorrentía superficial y desprendimientos en acantilados en A Capelada (A Coruña; izquierda) y acantilado del Asperillo (Huelva; derecha). Fuente: extraída del Plan de Ordenación del Litoral (POL) de Galicia (Xunta de Galicia; izquierda). Autor: Francisco Javier Gracia (derecha).

Movimientos en masa

Cuando se analiza la estabilidad de los acantilados hay que tener presente que su dinámica no es lineal sino caótica. Funciona en relación a la energía del medio, por lo que sus procesos están en relación con momentos de alta intensidad energética y baja frecuencia. Este hecho determina que un sector pueda estar estabilizado durante un largo período de tiempo y que se transforme en pocos segundos, pasando de ser un acantilado estable a ser uno inestable.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica estructural y/o funcional.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: análisis de la dinámica de los acantilados estudiando los procesos erosivos ya comentados.

Procedimiento de medición: cartografiado de evidencias indicadoras de inestabilidad, como los ya citados desprendimientos, deslizamientos, colapsos, regueros, etc., generados entre dos momentos de medición.

Periodicidad: 5 años.

Estado de conservación:

- Acantilados muy estables, el retroceso del acantilado es escaso, existiendo geoformas internas de escaso tamaño y evolución. Son elementos duraderos pero no representan microambientes especializados dentro del tipo de hábitat → Desfavorable
- Acantilados inestables, con evidencias puntuales de tipo erosivo → Favorable-desfavorable
- Acantilados estables en cuya base se pueden crear balmas o cuevas y otras geoformas → Favorable-desfavorable
- Acantilados muy inestables, con evidencias de inestabilidad que afectan a diferentes sectores de la fachada costera lo que dificulta la estabilización vegetal → Muy desfavorable-malo



Retroceso de la línea de costa

El grado de estabilidad de los acantilados es el resultado de la intervención diferencial de muchas de las variables: la altura y formas de los acantilados, su constitución, su cobertura vegetal, régimen hídrico, etc.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: a dos niveles. Por una parte, mediante el cartografiado de evidencias de los diferentes procesos erosivos que afectan a la fachada costera ya comentados (desprendimientos, deslizamientos, colapsos, regueros, etc.) y, por otra, mediante el dibujo de líneas en la parte baja y alta de los acantilados para poder detectar los cambios en el perfil.

Procedimientos de medición: la cartografía de las evidencias requiere la integración en un GIS de las ortofotografías de diferentes años que permita cartografiar cada año y ver las diferencias visuales. Para poder conocer los cambios en el volumen de material removido es necesario contar, por lo menos, con dos modelos digitales de alta resolución. Los construidos a partir de los archivos LAS permitirían hacerlo, pero en el momento de elaboración de este trabajo solamente existe un vuelo, por lo que es imposible hacerlo.

Es posible, llevar a cabo levantamientos fotogramétricos continuados con ayuda de drones o vehículos aéreos no tripulados (UAV, del inglés *Unmanned Aerial Vehicle*). Esto permitiría desarrollar la cartografía tanto a partir de las ortofotografías elaboradas como a partir de procesos automáticos que permitirían saber los cambios que se hayan producido entre dos momentos consecutivos. Para poder conocer los cambios en la línea de costa es recomendable usar en ArcGIS (de Esri) la extensión *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS) desarrollada por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, del inglés *United States Geology Survey*; Thieler *et al.* 2003). A través de esta herramienta, que en el caso de los acantilados usa límite superior de estos, se pueden calcular los parámetros estadísticos de la evolución de la línea de costa entre los distintos vuelos utilizados.

Estado de conservación:

- Acantilados que no han sufrido cambios entre dos momentos de medida → Muy favorable
- Acantilados que han sufrido pequeños cambios entre dos momentos de medida → Favorable
- Acantilados que presentan numerosos cambios entre dos momentos de medida → Muy desfavorable-malo

2.1.1.2. Componentes bióticos

Biodiversidad

La biodiversidad es un buen indicador del estado de conservación de los tipos de hábitat. La presencia de todas las comunidades típicas y de endemismos valoriza cualquier tipo de hábitat.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.



Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: estudio de la riqueza de seres vivos existentes y de la aparición de comunidades nativas o de la falta de alguna de ellas, en función de factores limitantes de tipo natural o antrópico.

La riqueza se utiliza habitualmente como sinónimo de diversidad, aunque este segundo término solo debe emplearse para denominar el parámetro que mide la relación ponderada entre la riqueza y la abundancia. Por tanto, la riqueza debe ser entendida como el número de especies integrantes de una comunidad, si bien en muchos casos se considera que este parámetro es una medida de diversidad muy útil (Magurrán 1989; Molina Holgado, en Meaza 2000).

Procedimiento de medición: pueden reconocerse diversos tipos de riqueza, expresados en todos los casos mediante valores globales, dato que corresponde al número de especies presentes en la unidad o muestras analizadas (inventario o grupo de inventarios; Meaza 2000).

- 'Riqueza total' o 'riqueza acumulada' (rt): número total de especies para el conjunto de la muestra.
- 'Riqueza media' (r): número medio de especies ($r = rt/n$).
- 'Riqueza máxima' (rM): número de especies de la unidad de muestreo de riqueza más elevada.
- 'Riqueza mínima' (rm): número de especies de la unidad de muestreo de riqueza más baja.
- 'Riqueza total anual' (rt anual): número total de especies/muestra durante el período de análisis.

Se trata pues de elegir una red de muestreo y realizar inventarios para obtener datos estadísticos por regiones naturales de niveles de corte inferiores y, posteriormente, poder dilucidar el grado de diversidad animal que presentan los diferentes tipos de acantilados. A continuación, se pueden buscar los factores que están afectando a esos acantilados y que impiden que se desarrollen correctamente las comunidades típicas del tipo de hábitat.

Estado de conservación:

- Acantilados o plataformas rocosas con una riqueza o diversidad de especies elevada en donde la abundancia y elevada biodiversidad asegura el correcto comportamiento ecosistémico y relaciones interespecíficas → Muy favorable-favorable
- Acantilados o plataformas rocosas con una riqueza o diversidad de especies próxima a la media en los que la abundancia y elevada biodiversidad permite un margen de mejora para la reconstrucción completa del ecosistema por la falta de algunas especies, desarrollándose un comportamiento ecosistémico aceptable → Favorable-desfavorable
- Acantilados o plataformas rocosas con una riqueza o diversidad de especies baja en los que la escasez de especies no permite que se complete la función ecológica de las diferentes especies, por lo que las comunidades vivas, sujetas a algún tipo de variable negativa, pueden ir desapareciendo, y con ellas la conservación correcta del tipo de hábitat → Muy desfavorable-malo.



Composición florística y de la fauna

Es un parámetro muy similar al anterior, pero aplicado a nivel de comunidades y de la taxonomía animal y vegetal.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: análisis del número de asociaciones de seres vivos establecidas como propias de ese tipo de hábitat, presentes y ausentes en cada acantilado elegido para la realización de la investigación.

Se relacionaría, de esta manera, el tipo de acantilado con el número de asociaciones presentes y se establecería un índice de presencia/ausencia de las mismas, y una clasificación de acantilados en función de la riqueza de agrupaciones animales y vegetales.

Procedimiento de medición: se debe ajustar en un esquema taxonómico propio de cada región natural o nivel inferior para el presente tipo de hábitat. Se realizarán inventarios de asociaciones y jerarquías superiores. Se establecerán los extremos de mayor riqueza y menor riqueza de comunidades.

Estado de conservación:

- Acantilados o plataformas rocosas en los que aparece más del 75% de las comunidades posibles y donde la estructura y función ecológica del tipo de hábitat parecen estar aseguradas en las condiciones actuales → Muy favorable
- Acantilados o plataformas rocosas que contienen entre el 50% y el 75% de las comunidades posibles y donde la estructura y función ecológica del tipo de hábitat suelen mantenerse, pero existen factores negativos que pueden desestabilizar el correcto funcionamiento ecosistémico → Favorable
- Acantilados o plataformas rocosas que solo presentan entre el 25% y el 50% de las comunidades posibles donde la estructura y la función se ven claramente afectadas y el ecosistema puede entrar en recesión → Desfavorable
- Acantilados o plataformas rocosas que no alcanzan el 25% de las comunidades posibles en las cuevas costeras completas del litoral de esa región natural o nivel inferior donde no existe un correcto funcionamiento del tipo de hábitat, que está en franco receso y corre peligro de desaparecer → Malo

Grado de naturalidad de la vegetación y la fauna

Se trata de analizar la presencia de especies de tipo invasivo y exótico existentes en las comunidades de los acantilados costeros. El grado de naturalidad implica diferencias en el estado de conservación y en la correcta funcionalidad del tipo de hábitat, pues las especies invasoras modifican las propiedades de los ecosistemas, reducen la diversidad de especies nativas, provocan hibridaciones y causan problemas en la integridad genética de las especies autóctonas, entre otros problemas.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.



Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: valoración del porcentaje de especies invasoras y/o exóticas en el tipo de hábitat, con especial atención también al número de comunidades afectadas por estos taxones y el grado de abundancia/dominancia sobre las especies nativas y propias de los acantilados en los diferentes sectores biogeográficos.

Procedimiento de medición: es necesaria la realización de inventarios de vegetación y fauna en las cuevas de la red de muestreo que se elija, de modo que se lleve a cabo la identificación de especies no nativas, su clasificación en exóticas o exóticas invasoras, la determinación de su relación abundancia/dominancia en cada comunidad de seres vivos y de los posibles efectos negativos que está desarrollando en los ecosistemas.

Estado de conservación: se propone una clasificación solo provisional y cualitativa, a la espera de que estudios iniciales otorguen unos rangos de clasificación que permitan cuantificar numéricamente los diferentes grados de afecciones:

- Ausencia de especies invasoras y/o exóticas en el ecosistema que no se encuentra afectado por estas y conserva su estructura y función en perfecto estado en relación a este factor → Favorable-muy favorable
- Presencia de especies invasoras y/o exóticas lo que provoca que el ecosistema esté transformado y la estructura y la función del tipo de hábitat no sea la correcta → Desfavorable
- Dominio de especies invasoras y/o exóticas en el ecosistema que está muy transformado y su estructura y función muy degradada → Malo

Presencia de especies indicadoras de calidad ambiental

Algunas especies de líquenes y vegetales funcionan como interesantes indicadores de contaminación, existencia de medios dinámicos o de suelos contaminados. La identificación de estas especies y su seguimiento, puede servir para controlar el estado de conservación de la biota de los acantilados y vertientes costeras y la 'salud' de la estructura y la función del tipo de hábitat.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: recomendable.

Métrica: identificación de especies indicadoras de contaminación, dinamismo y de paleoniveles y niveles marinos en acantilados, así como análisis de presencia/ausencia y de abundancia/dominancia de las mismas.

Propuesta de medición: realización de inventarios de vegetación y fauna e inclusión de los datos sobre especies bioindicadoras en un GIS sobre el acantilado litoral, que permita correlacionar datos de factores y asignar pesos a los mismos sobre su importancia en la conservación de la estructura y la función de las vertientes costeras.

Estado de conservación:

- Presencia de especies muy sensibles a la contaminación que indica la existencia de nula o muy escasa contaminación y, por ello, de un funcionamiento correcto del ecosistema → Favorable



- Desaparición de especies bioindicadoras de niveles contaminantes que indica la existencia de contaminación y la pérdida de biodiversidad → Desfavorable
- Ausencia de especies bioindicadoras de condiciones marinas muy energéticas o de una dinámica continental intensa que indica estabilidad en el acantilado y durabilidad temporal del estadio ecológico del mismo → Favorable
- Aparición de especies bioindicadoras de condiciones marinas muy energéticas o dinámica continental elevada que se pueden producir por efectos erosivos críticos que destruyan la estructura propia natural del acantilado → Desfavorable
- Ausencia de bioindicadores de niveles marinos que indiquen que se están produciendo cambios sensibles en los niveles marinos en la actualidad indicativa de una estabilidad y un funcionamiento correcto y duradero de la estructura del tipo de hábitat → Favorable
- Presencia de bioindicadores de niveles marinos que indiquen que se están produciendo cambios en el nivel del mar por lo que las franjas de poblamiento mareal y el ecosistema se pueden ver transformados, produciéndose una anomalía en el tipo de hábitat → Desfavorable

2.1.1.3. Suelo

Profundidad del suelo

Conocer los cambios en la profundidad del suelo permite saber tanto las posibles pérdidas como ganancias a lo largo el tiempo.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: recomendable.

Métrica: apertura de perfiles en el acantilado siguiendo la pendiente.

Cambios fisicoquímicos de los suelos

Los suelos desarrollados sobre los acantilados muestran un escaso desarrollo. En general, son suelos con un perfil A/R o A/C dependiendo de la naturaleza geológica de la zona. Además, debido a las fuertes pendientes asociadas a este tipo de hábitat, su estabilidad es muy reducida favoreciéndose los procesos erosivos.

Esta franja de la costa se caracteriza por una cierta zonación en cuanto al desarrollo del suelo. La parte inferior del acantilado se caracteriza por su naturaleza rocosa, fuertemente afectada por el oleaje y donde apenas hay suelo. Le sigue en altura una zona intermedia con formación de suelos someros y abundantes afloramientos rocosos, y después una zona superior donde el suelo se presenta prácticamente como una capa continua con desarrollo de una cobertura vegetal preforestal.

Debido al escaso desarrollo edáfico, las propiedades y composición del suelo están muy influenciadas por el material litológico y, en ocasiones, por la capa de sedimentos que fosiliza al primero. En tramos costeros de rocas silíceas (granitos, pizarras y esquistos) los suelos suelen presentar una reacción ácida o fuertemente ácida, de textura variable que puede oscilar de franca a franco-arenosa, con elevado



contenido de materia orgánica. En este caso, los suelos dominantes son leptosol lítico, leptosol eútrico o leptosol esquelético en la parte inferior, pasando a leptosol móllico, leptosol úmbrico o leptosol arénico (cuando una capa de arena fosiliza el sustrato geológico) hacia la parte superior. Por el contrario, en tramos costeros de rocas calizas o dolomíticas, la reacción del suelo es alcalina y la textura es fina. Los suelos de la parte superior suelen encuadrarse en el grupo leptosol réndzico o leptosol dolomítico.

A pesar del escaso desarrollo del suelo, su presencia es el factor clave que permite una cobertura vegetal continua. En ausencia del suelo la vegetación es escasa y discontinua, apareciendo asociada a grietas o zonas de acumulación de aportes erosivos. Sin embargo, la importancia del suelo en la distribución de la flora no está clara. El efecto de la influencia marina (salinidad) parece ser para los botánicos un factor determinante, sobre todo en los eventos salinos asociados a los temporales. Sin embargo, la aparición de otros factores como, por ejemplo, las colonias de aves marinas, pueden generar cambios sustanciales en la flora y en la composición de las comunidades vegetales.

Por otra parte, cabe destacar que el acantilado representa uno de los tipos de hábitat más sensibles al aumento del nivel del mar, es por ello que su monitorización es fundamental.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: las variables edáficas que más interés pueden tener son los siguientes.

- La 'densidad aparente' (D.a.) del suelo puede ser un buen indicador de la presión antrópica. A excepción de los acantilados isleños, las zonas costeras están experimentando un incremento de la presión antrópica (sobrefrecuentación) debido al tránsito de pescadores y turistas.
- La 'reacción del suelo' se determina a través del pH. El valor del pH permite diferenciar medios de sustrato silíceos de los calizos o dolomíticos.
- La 'salinidad' puede resultar un buen indicador del incremento de la influencia marina y/o cambio en el régimen de precipitación local.
- El 'estado trófico del suelo', que se puede conocer a través de la composición del complejo del intercambio catiónico analizando calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y NH_4^+ , respectivamente), así como el fósforo (P) asimilable. Su determinación aporta información acerca de la eutrofización del sistema debido al incremento de nitrógeno (N) en el agua de lluvia o bien por otro tipo de acciones antrópicas que puede conducir a una ruderalización de la vegetación. Al mismo tiempo, también es un excelente indicador del efecto de las colonias de aves marinas.

Procedimiento de medición:

- Densidad aparente (D.a.): se define como el peso seco del suelo por unidad de volumen del suelo inalterado, tal y como se encuentra en su emplazamiento natural, incluyendo el espacio poroso. La medición es simple y económica. Se retira del campo una muestra de suelo de volumen conocido y se seca en una estufa a 105 °C, hasta que alcanza un peso constante. La densidad aparente se calcula dividiendo el peso seco del suelo por el volumen que ocupaba en el campo:

$$\text{D.a. (g/cm}^3\text{)} = \text{peso seco de la muestra del suelo/volumen de la muestra}$$



- pH: existen varios métodos para determinar el pH del suelo. Uno de los más usados internacionalmente es determinarlo en una suspensión suelo/agua 1:2,5. El procedimiento es muy simple, se pesan 10 g de suelo, previamente tamizado por 2 mm, y se le añaden 25 ml de agua destilada, se homogeniza la suspensión y se espera 10 min. Finalmente, se mide directamente el pH en la suspensión con un pHmetro.
- Salinidad: se determina a través de la conductividad eléctrica medida de un extracto obtenido a partir de una suspensión suelo/agua. Existen varios métodos, uno de los más extendidos para suelos salinos es el denominado método de 'pasta saturada' que reproduce la salinidad del suelo saturado en agua. Para ello se necesita una cantidad relativamente grande de suelo (100-200 g). El suelo se satura en agua lentamente al mismo tiempo que se homogeniza y se deja una noche reposando para que alcance el equilibrio. Una alternativa más rápida es la preparación de un extracto suelo/agua 1:5. Es decir, se pesan 10 g de suelo seco y se añaden 50 ml de agua, se agita durante 1 h y se determina la conductividad eléctrica en el sobrenadante. En este segundo caso, se produce una dilución de las sales debido a un aporte excesivo de agua. En todo caso, para la monitorización debiera usarse siempre el mismo procedimiento.
- Estado eutrófico del suelo:
 - Determinación de los cationes de intercambio iónico: existen varios métodos en la literatura internacional, no obstante su determinación requiere de cierta infraestructura analítica, como disponer de un aparato de espectroscopia de absorción atómica (AAS, del inglés *Atomic Absorption Spectroscopy*) y un colorímetro. Los cationes de intercambio (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) son extraídos con acetato de amonio 1M. Para ello se mezclan 5 g de suelo seco o tamizado por 2 mm, y 50 ml de la disolución extractante, se agitan durante 1 h y se filtra. Los cationes de cambio se determinan finalmente por AAS.
 - El NH_4^+ y el nitrato (NO_3^-) se extraen con una disolución de cloruro potásico (KCl) 2M, procediendo de forma similar a la descrita para los cationes básicos. Se pesan 5 g de suelo, se le añaden 50 ml de la disolución extractante, se gira 1 h y se filtra. Las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- se determinan por destilación con arrastre de vapor.
 - El P asimilable para las plantas o 'P biodisponible' se determina según el denominado método Olsen. Se trata de un método muy difundido y de fácil aplicación en cualquier laboratorio de suelos. A 2,5 g de suelo seco se le añaden 50 ml de extractante de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) 0,5M, se agita durante 30 min, se filtra y la concentración de P se determina por colorimetría a 880 nm, por reacción del P con el molibdato de amonio.

Periodicidad: las mediciones debieran realizarse al menos 2 o 3 veces al año, dependiendo de la estacionalidad de la zona.

Estado de conservación:

- Cuando las variables edáficas muestran una desviación de los valores propios de la zona <30% → Muy favorable-favorable
- Cuando las variables edáficas muestran una desviación de los valores propios de la zona de entre 30-60% → Favorable
- Cuando la oscilación de los valores propios de la zona es >60% → Muy desfavorable-malo



Cambios de temperatura del suelo

Las nuevas tecnologías permiten conocer, con el máximo detalle, los cambios en la humedad y temperatura del suelo y del aire, fundamentales en la evolución de los ecosistemas. Por ello, aunque no hayan sido muy comunes hasta la actualidad y este tipo de datos se hayan extrapolado a partir de los meteorológicos, son fundamentales para conocer directamente los cambios a lo largo del tiempo.

Existen en el mercado, desde hace años, *data loggers* y sensores que permiten medir a diferentes intervalos (a diario, cada hora, minuto o segundo) tanto la temperatura como la humedad del suelo o del roquedo.

Tipo de hábitat a controlar: acantilados y plataformas rocosas.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: recomendable.

Estado de conservación:

- Acantilados o plataformas rocosas que mantienen datos de temperatura y humedad similares entre dos momentos de medida → Muy favorable
- Sin cambios significativos → Favorable
- Acantilados y plataformas rocosas que presentan cambios intensos en sus datos → Muy desfavorable-malo

Cambios en la humedad del suelo

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: recomendable.

Métrica: instalación de aparatos de medición de la humedad del suelo a, por lo menos, -5 cm y -20 cm.

Estado de conservación:

- Permanencia de datos similares en la humedad del suelo a lo largo de los años → Favorable
- Cambios en la humedad del suelo en algún momento del año → Desfavorable
- Cambios muy importantes en la humedad del suelo a lo largo de todas las estaciones → Malo-muy desfavorable



2.1.1.4. Grado de antropización

Actividad agraria, forestal y ganadera

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria

Métrica: cartografía de los cambios observados a partir de muestreos con ayuda en el terreno o mediante ortofotografías; si existen actividades que afecten a los acantilados son visibles por la presencia de vertidos, pisoteo, apertura de sendas o caminos, etc.

Estado de conservación:

- Sin cambios entre los dos momentos de control → Favorable
- Pequeños cambios que pueden generar pequeños problemas de erosión, contaminación y desequilibrio de los ecosistemas en algunos sectores del litoral → Desfavorable
- Cambios importantes en el entorno de los acantilados con la presencia de nuevas actividades ganaderas, agrarias o forestales que pueden modificar la escorrentía o la destrucción de especies vegetales así como la apertura de vías de comunicación, el inicio de los procesos de erosión y el desequilibrio en los ecosistemas → Malo-muy desfavorable

Grado de urbanización

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria

Métrica: extracción de las zonas urbanizadas próximas a los acantilados y plataformas rocosas a través del Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), superposición de esta capa sobre una ortofotografía del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)⁴ y diseño de nuevas construcciones, caminos, pistas, sendas nuevas o cambios evidentes en las existentes.

Estado de conservación:

- Sin cambios en la urbanización → Favorable
- Pequeños cambios pero que afectan a la calidad ambiental de los acantilados → Desfavorable
- Aumento de la urbanización, con presencia de distintas actividades que pueden acelerar los procesos de degradación de los sectores → Malo-muy desfavorable

⁴ <https://pnoa.ign.es/>



Cercanía de industria o de vías de comunicación

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria.

Métrica: cartografía mediante ortofotografías del PNOA u otras, si existen. Extracción a través del SIOSE de las vías de comunicación existentes en un momento anterior. Diseño de nuevas vías de comunicación si las hubiera.

Estado de conservación:

- Sin cambios en las vías de comunicación → Favorable
- Pequeños cambios pero que afectan a la accesibilidad de los acantilados con presencia de nuevas sendas, que pueden generar problemas de erosión y desequilibrio de los ecosistemas → Desfavorable
- Aumento de las vías de comunicación que pueden favorecer el acceso a los acantilados y los procesos de degradación de los ecosistemas → Malo-muy desfavorable

Densidad de ocupación de poblaciones cercanas

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica estructural.

Aplicabilidad: recomendable.

Métrica: cuantificar la densidad de ocupación de elementos antrópicos, es decir, carreteras, viviendas, naves industriales, establecimientos turísticos e infraestructuras de otros tipos, sobre el total de superficie de la franja costera de los 500 m desde la línea de costa.

Procedimiento de medición: mediante las bases de datos existentes: CORINE (del inglés *Coordination of Information on the Environment*), SIOSE, planes de ordenación urbana, etc.

Estado de conservación:

- Escasa ocupación humana del litoral. Buen estado de conservación en general, debido a una baja presión en el litoral. Los impactos son ocasionales o puntuales, normalmente blandos y pueden ser corregidos por el propio sistema natural costero (actividades tradicionales) → Favorable
- Densidades de ocupación bajas por la presencia de alguna/as actividades que producen problemas de erosión, contaminación o desequilibrio de tipo puntual en los ecosistemas costeros → Favorable-desfavorable
- Densidades de ocupación medias con presencia de algunas actividades, que pueden generar pequeños problemas de erosión, contaminación y desequilibrio de los ecosistemas en algunos sectores del litoral → Desfavorable
- Altas densidades de ocupación con presencia de distintas actividades que pueden acelerar los procesos de erosión y el desequilibrio en buena parte de los ecosistemas costeros → Malo-muy desfavorable



Grado de accesibilidad

Tipo de hábitat a controlar: acantilados.

Tipo de variable: característica funcional.

Aplicabilidad: obligatoria

Métrica: cartografía a partir de otofotografías de todos los accesos a los acantilados.

Estado de conservación:

- Sin accesos → Favorable
- Presencia de sendas que permitan el acceso a lugares de valor ambiental → Desfavorable
- Gran facilidad de acceso por la existencia de sendas o caminos → Malo-muy desfavorable

Presencia de actividades turísticas sobre acantilados y plataformas rocosas

Los usos del suelo en la costa tienen un impacto en la desestabilización de muchos ecosistemas. Según el tipo de usos del suelo, los riesgos y las agresiones al ecosistema son diferentes en tipo e intensidad.

La intensidad de ocupación humana en el litoral hace referencia a la superficie ocupada con actividades y construcciones antrópicas, tránsito de personas y de vehículos, y contaminación concentrada y difusa.

Tipo de variable: característica estructural.

Aplicabilidad: obligatoria.

Propuesta de métrica: análisis de las implicaciones de los diferentes usos del suelo en la dinámica costera y en la estabilidad geomorfológica y biótica.

Procedimiento de medición: cartografía de los usos del suelo en las proximidades de los puntos de la red de muestreo elegida, identificación y calificación de los impactos asociados, y elaboración de cartografía de riesgos para el tipo de hábitat. Es posible el uso de las capas del SIOSE.

Estado de conservación: se realiza la clasificación en función de los diferentes tipos generales de usos de suelo en las costas españolas.

- Ausencia de ocupación humana. Situación más positiva → Muy favorable
- Usos agropecuarios extensivos con contaminación, transformación de la cubierta vegetal y frecuentación en los bordes costeros → Desfavorable-favorable
- Usos forestales tradicionales con transformación de la cubierta vegetal y frecuentación de los bordes costeros → Desfavorable-favorable
- Usos forestales o agropecuarios intensivos: presencia de contaminación, transformación de la cubierta vegetal y las comunidades faunísticas naturales, favorecimiento de los fenómenos de bioclastia, erosiones derivadas de la extracción maderera, etc. → Desfavorable
- Uso turístico/recreativo de baja densidad o poblamiento rural: por tránsitos costeros relativamente densos, anomalías constructivas y modificación de flujos hídricos e interferencia en la fauna y la vegetación → Desfavorable
- Uso turístico/recreativo masivo: por tránsitos densos en la costa, actividades constructivas poco racionales, modificación de los flujos hídricos, contaminación, etc. → Malo



- Usos urbanos y residenciales densos: por contaminación, interferencia en los recursos hídricos, frecuentación del litoral con actividades pesadas, por vibraciones y ruidos intensos → Malo
- Uso industrial: por contaminación, interferencia en los recursos hídricos, frecuentación del litoral con actividades pesadas, por vibraciones y ruidos intensos → Malo

2.1.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local

Ante la falta de un sistema de evaluación de los ecosistemas aplicable a los ecosistemas costeros rocosos y tras haber consultado otros aplicados en otros ambientes, se ha generado el Índice de Naturalidad de Ecosistemas Costeros Rocosos (INECOR). Este índice ha sido elaborado por Augusto Pérez Alberti y debe ser objeto de revisiones en el futuro.

Para el cálculo del estado de conservación a nivel local INECOR considera las 17 variables descritas anteriormente agrupadas en 4 grupos diferentes según si están relacionadas con la estabilidad geomorfológica (E), los componentes bióticos de los acantilados y plataformas rocosas (B); el suelo (S) o si son de carácter antrópico (An) (Tabla 1).

La valoración va de 5 a 0 (mayor y menor valor de la variable presente en el ecosistema, respectivamente) en las variables naturales, y de 50 a 0, en las variables antrópicas, en función del grado de impacto en los ecosistemas.

Dependiendo de la importancia ecológica de cada variable, se le otorgará un índice de ponderación del 1 al 3. En concreto, el valor 3 se corresponderá con una variable de gran importancia para la riqueza del ecosistema, o que es muy negativa para él, y el valor 1 con una variable cuyo papel es menos importante tanto en la construcción de los ecosistemas como en el impacto negativo que tiene sobre ellos.

La fórmula aplicada para el cálculo del estado de conservación a nivel local es:

$$\text{INECOR} = (E+B+S+An) / 4$$

donde:

- E es el grupo de variables relativas a la estabilidad geomorfológica;
- B es el grupo de variables relativas a los componentes bióticos de los acantilados y plataformas rocosas;
- S es el grupo de variables relacionadas con el suelo y
- An es el grupo de variables de carácter antrópico.

La máxima calidad otorgable a nivel local es de 152,8 puntos y la mínima de 0 puntos.



Tabla 1 Sistema de evaluación de los ecosistemas costeros rocosos. Descripción de grupos y variables del índice INECOR. Fuente: elaboración propia (Augusto Pérez Alberti).

GRUPO	VARIABLE	TIPO	VALORACIÓN						PONDERACIÓN
			5	4	3	2	1	0	
E Estabilidad geomorfológica	1 Erosión lineal > erosión por escorrentía superficial o subsuperficial > fragmentación del ecosistema y > dificultad de estabilidad	Obligatoria	Baja		Media		Alta		2
	2 Movimiento en masa > movimientos en masa > dificultad de estabilidad.	Obligatoria	Bajo		Medio		Alto		2
	3 Retroceso de la línea de costa (cm/año) para un período de 10 años: Progradación (+0 cm), retroceso (-0 cm) Proceso, por lo general, lento a excepción de algunos acantilados sobre rocas sedimentarias Importancia a largo plazo	Obligatoria	0	+50	+100	-50	-100	-200	1
B Componentes bióticos	4 Biodiversidad Estabilidad > posibilidades de asentamiento de la flora y la fauna > biodiversidad > riqueza del ecosistema	Obligatoria	Alta		Media		Baja		3
	5 Composición florística y de la fauna A partir de un estado 0, > disminución > pérdida del valor del ecosistema	Obligatoria	Alta		Media		Baja		3
	6 Naturalidad de la vegetación y la fauna La pérdida de naturalidad de la vegetación es indicativa de importantes cambios en el ecosistema	Obligatoria	Alta		Media		Baja		3
	7 Presencia de especies indicadoras de calidad ambiental >abundancia > riqueza del ecosistema	Obligatoria	Presentes					Ausentes	4

Continúa en la siguiente página ►



GRUPO	VARIABLE	TIPO	VALORACIÓN					PONDERACIÓN	
			5	4	3	2	1		0
S Suelo	8 Profundidad del suelo > profundidad > estabilidad y posibilidades de asentamiento de especies	Obligatoria	Mucha		Poco			Nulo	1
	9 Cambios de las características fisicoquímicas > estabilidad > posibilidades de asentamiento de especies > posibilidad de desarrollo edáfico del suelo	Obligatoria	Muy edafizado		Poco			Nada	1
	10 Cambios en la temperatura del suelo Parámetro indicativo de cambios importantes en el ecosistema. > cambio > posibilidades de que un ecosistema esté cambiando	Opcional	Escasos		Ligeros cambios			Altos cambios	1
	11 Cambios en la humedad del suelo Igual que la temperatura, los cambios en la humedad a lo largo del tiempo provocarán cambios importantes en los ecosistemas	Opcional	Humedad estable		Pequeños cambios			Profundos cambios	1
			50	40	30	20	10	0	
An Grado de antropización	12 Actividad agraria, forestal y ganadera En principio, la actividad menos impactante siempre que no afecte a los ecosistemas. La ganadería, por ejemplo, puede provocar cambios importantes en la colonización vegetal e, indirectamente, en el suelo. Por lo general, afecta al entorno de los acantilados. Hay que cuantificar el impacto, especialmente, si se usan abonos o purines.	Obligatoria				Bajo	Medio	Alto	1
	13 Grado de urbanización La existencia de urbanizaciones encima de los acantilados los puede afectar > altura y pendiente < posibilidades de que sean afectados Posible impacto de aguas contaminadas	Obligatoria		Baja		Media		Alta	2

Continúa en la siguiente página ►



GRUPO	VARIABLE	TIPO	VALORACIÓN						PONDERACIÓN
			5	4	3	2	1	0	
An Grado de Antropización (cont.)	14 Cercanía de industria o vías de comunicación Impacto indirecto por la emisión de contaminantes. En el caso de las vías de comunicación, impacto por las aguas efluentes.	Obligatoria	Baja			Media		Alta	3
	15 Densidad de ocupación de la población del entorno > densidad de población > posibilidades de acceso a los ecosistemas y > posibilidades de degradación	Obligatoria	Baja		Media			Alta	2
	16 Grado de accesibilidad > facilidades de acceso (caminos, senderos, vías de comunicación, etc.) > posibilidades de degradación	Obligatoria	Baja			Media		Alta	2
	17 Presencia de actividades turísticas sobre los acantilados > presencia de actividades sobre los acantilados > posibilidades de degradación de los ecosistemas por pisoteo	Obligatoria	Baja		Media		Alta		3



3. SELECCIÓN Y DESCRIPCIÓN DE VARIABLES PARA DIAGNOSTICAR EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL PARÁMETRO 'ESTRUCTURA Y FUNCIÓN' EN LOS TIPOS DE HÁBITAT COSTEROS SEDIMENTARIOS⁵

María Aranda y Francisco Javier Gracia

3.1. Grandes calas y bahías poco profundas

Las grandes calas y bahías poco profundas, englobadas en el THIC 1160, al tratarse de un tipo de hábitat fundamentalmente marino, no se tratan en este trabajo. No obstante, la información correspondiente a la evaluación de su estructura y función aparece reflejada en VV.AA. (2009).

3.2. Playas

Las playas son sistemas muy dinámicos y se encuentran sometidos a diferentes presiones en la mayoría de los casos. La evaluación del estado de conservación de las playas debe pasar inevitablemente por la integración de indicadores de conservación de las componentes natural, sociocultural y de gestión del tipo de hábitat.

El estado de conservación favorable, en términos ecológicos, de un tipo de hábitat de playa es consecuencia del estado de los otros componentes que influyen en este ecosistema. Es decir, las medidas de gestión y la actividad sociocultural son determinantes para el estado ecológico del tipo de hábitat.

La propuesta de variables para la caracterización y seguimiento de este tipo de hábitat presenta marcadas dificultades dada la enorme diversidad de variables que juegan un papel importante en el desarrollo del tipo de hábitat: geomorfología, origen estructural (biogénico o no biogénico), rango mareal, grado de antropización, régimen de oleaje, etc. Existe una gran dificultad para el establecimiento de los valores de referencia que deben considerarse como los adecuados u óptimos para cada enclave. Así, estos pueden presentar una fuerte variabilidad entre las diferentes regiones biogeográficas, no solo a gran escala sino en relación a factores locales que pueden determinar las singularidades de cada enclave en un momento determinado.

El potencial uso de las variables propuestas y planteadas de una manera genérica debería pasar, en primer lugar, por la recopilación de información detallada disponible. En caso de que esta no existiera, se requerirá el desarrollo de trabajos de investigación específicos a fin de obtener la información de base, de la que actualmente se carece en la mayoría de los casos.

⁵ A efectos bibliográficos el capítulo debe citarse como sigue:

Aranda M & Gracia F J. 2019. Selección y descripción de variables para diagnosticar el estado de conservación del parámetro 'estructura y función' en los tipos de hábitat costeros rocosos. pp. 28-85. En: Aranda M, Gracia F J & Pérez-Alberti A. (coords.) Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación de la 'Estructura y función' de los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.



3.2.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

La evaluación del parámetro 'Estructura y función' se lleva a cabo a partir de un índice que consta de diversas variables agrupadas según tres conjuntos de factores: factores morfosedimentarios y oceanográficos (FM), factores ecológicos (FE) y factores de gestión y protección (FG). Las variables han sido elegidas a partir de una selección de factores, en su mayoría utilizados ya previamente por otros autores (Rizzo *et al.* 2017 y Royo & Traveset 2009, entre otros). El rango de valores que toma cada variable se basa en datos obtenidos por dichos autores. Se ha diferenciado entre variables de obligada cuantificación y variables recomendadas o de interés secundario. Los valores de todas ellas oscilan entre 0 y 2.

3.2.1.1. Factores morfosedimentarios y oceanográficos

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores morfosedimentarios y oceanográficos, propuestas para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de playa (Tabla 2). Se incluyen variables obligatorias y recomendadas. Las primeras contemplan aspectos dinámicos como el aporte sedimentario, el rango de marea o la energía del oleaje, mientras que las variables recomendadas se refieren a otros aspectos de detalle. La valoración de cada variable oscila entre 0 y 2, indicando este último valor un mejor estado de conservación y/o un mejor funcionamiento de la estructura y función del tipo de hábitat.



Tabla 2 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores morfosedimentarios y oceanográficos.

Fuente: elaboración propia.

Nota: en el caso del tipo de hábitat 'Depósitos de desbordamiento' la variable 4 se valorará en el orden inverso: los oleajes energéticos favorecen la aparición y mantenimiento de estos tipos de hábitat.

TIPO DE VARIABLE		VALORACIÓN		
VARIABLES OBLIGATORIAS		2	1	0
1. Dimensiones de la playa: anchura de la playa seca (m)				
1.1.	Regiones atlántica y macaronésica	>50	25-50	<25
1.2.	Región mediterránea	>30	15-30	<15
2. Aporte sedimentario: cambios en la línea de costa (m/año en últimos 10 años)		>2	Entre +2 y -2	<-2
3. Rango de marea (m)		Rango meso o macromareal, ≥ 2	Rango micromareal alto, 1-2	Rango micromareal bajo, <1
4. Frecuencia de oleajes energéticos (%) (umbrales definidos en Tabla 3)		<15% del oleaje incidente con alturas superiores al rango definido	15-30% del oleaje incidente con alturas superiores al rango definido	>30% del oleaje incidente con alturas superiores al rango definido
VARIABLES RECOMENDADAS		2	1	0
5. Pedregosidad (%)		<15	15-40	>40
6. Pendiente de la playa		$\leq 1^\circ$	1,1-10°	>10°

Los datos de oleaje reflejados en la Tabla 3 se han obtenido a partir de los informes del Banco de Datos Oceanográfico del Organismo Público Puertos del Estado (Ministerio de Fomento)⁶. Estos informes se realizan a partir de la serie de datos histórica con la que cuenta este organismo en las boyas repartidas a lo largo del territorio costero nacional.

Para evaluar la frecuencia de oleajes energéticos se han seleccionado como referencia los mayores umbrales de excedencia de cada provincia costera. Si se hubieran realizado estudios que indiquen un umbral de oleaje energético diferente y justificado para alguna de estas provincias, se adoptarían las alturas que indique el correspondiente estudio.

⁶ <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>



Tabla 3 Extremos máximos de oleaje proporcionados por cada una de las boyas del territorio costero español y umbral de oleaje de tormenta propuesto para cada una de las provincias costeras según la región biogeográfica. Fuente: elaboración propia a partir de datos obtenidos del Organismo Público Puertos del Estado⁷.

REGIONES BIOGEOGRÁFICAS	PROVINCIAS	LOCALIZACIÓN BOYA	RÉGIMEN EXTREMAL DE OLAJE Hs (m)	UMBRAL DE OLAJE ENERGÉTICO PROPUESTO (m)
Región noratlántica	Costa cantábrica	Puerto de Bilbao-Vizcaya	4,50	4,50
		Cabo de Peñas	4,50	
	Costa de Galicia	Estaca de Bares	4,50	
		Villano-Sisargas	4,50	
		Silleiro	4,50	
Región sudatlántica	Costa del golfo de Cádiz	Golfo de Cádiz	3,50	3,50
		Sevilla	2,50	
		Costa de Cádiz	2,50	
	Costa del Estrecho	Tarifa	2,00	
	Región mediterránea	Costa de Alborán	Alborán	
Málaga			2,00	
Costa de cabo de Gata			2,5	
Almería			1,5	
Ceuta			2,00	
Melilla			2,00	
Costa alicantino-balear		Costa de cabo de Palos	3,00	4,50
		Costa de Alicante	2,00	
		Mahón	4,50	
		Capdepera	3,00	
		Dragonera	4,50	
Costa baja levantina		Costa de Valencia I	2,00	4,50
		Costa de Valencia II	2,00	
Costa Brava		Costa de Tarragona	2,00	4,50
		Costa de Barcelona II	2,00	
	Palamós	2,50		
Región macaronésica	Costa macaronésica	Cabo Begur	4,50	4,00
		Las Palmas este	2,00	
		Las Palmas-Confital	4,00	
		Gran Bretaña	3,50	
		Granadilla	2,00	
		Tenerife sur	2,00	
		Santa Cruz de Tenerife	2,00	
Tenerife	2,00			

⁷ http://portus.puertos.es/Portus_RT/?locale=es



Procedimiento de medición:

La anchura de la playa (variable 1; Tabla 2) se evaluará mediante fotografía aérea. Se medirá la distancia entre el límite de la pleamar media (reconocible en las fotos por la marca de agua en la playa) y el comienzo de las primeras dunas embrionarias (reconocible en la foto por tratarse de los primeros relieves arenosos con cierta cobertura vegetal, manifestada mediante un cambio de textura). Posteriormente se calculará la distancia en metros. En playas antrópicas o urbanizadas se medirá desde el límite de la pleamar media hasta el límite superior delimitado por el paseo marítimo o cualquier otra estructura antrópica que exista.

La escala de medición dependerá del tamaño del tipo de hábitat. De forma general, a una escala 1:5.000 o 1:6.000 es posible realizar una medición fiable de la anchura de la playa. Se descargarán, para este proceso, ortofotografías del PNOA, las más recientes o del período correspondiente en caso de que sea necesaria la comparación con años anteriores. A través de un programa GIS se puede calcular fácilmente esta longitud, una vez la imagen esté correctamente georreferenciada.

No obstante, sería mucho más fiable realizar medidas directamente sobre el terreno, mediante GPS (del inglés *Global Positioning System*), estación total o, incluso, cinta métrica. La fecha más apropiada para realizar esta medida anual sería a finales de verano (preferiblemente a finales de septiembre).

El aporte sedimentario (variable 2; Tabla 2) influye en la estabilidad de la playa a corto y medio plazo (de años a décadas) y, por tanto, en el desarrollo de los tipos de hábitat presentes en ella. Dado que las variaciones de la anchura de la playa dependen de multitud de factores sedimentarios y dinámicos, conviene establecer una tendencia a corto-medio plazo que sea fiable y que no se vea influenciada por eventos puntuales o fenómenos episódicos. Para ello, se propone comparar las fotografías aéreas o, en su defecto, imágenes de satélite de alta resolución para los últimos 10 años, tal y como proponen Gornitz *et al.* (1997) y Rizzo *et al.* (2017). La comparación entre las anchuras medias de la playa correspondientes a los dos años permitirá establecer las variaciones acumuladas para la última década. No obstante, en caso de que no exista disponibilidad de fotografías o imágenes correspondientes a esos años, se podrá recurrir a las de otras fechas próximas disponibles. En cualquier caso, el resultado final se expresará en cambios medios anuales en la anchura de la playa, a base de dividir la diferencia de anchuras entre las dos imágenes y el número de años transcurrido entre la toma de las mismas.

El rango de marea de cada playa (variable 3; Tabla 2) influye en la modulación del oleaje incidente, en el grado de inundación y humectación del sedimento, en el aporte periódico de materia orgánica y de nutrientes, así como en la pendiente y granulometría final de la playa. Todos estos factores influyen en el tipo y número de organismos que se asientan en este tipo de hábitat. El rango de marea se puede consultar en el Anuario de Mareas del Instituto Hidrográfico de la Marina (Armada Española, Ministerio de Defensa) para el puerto más próximo. Se debe medir el rango medio de mareas, que condiciona directamente la extensión de la playa intermareal e indirectamente la pendiente de la playa activa.

En cuanto a la frecuencia de oleajes energéticos (variable 4; Tabla 2), se obtiene mediante la recopilación de datos de las boyas de oleaje más cercanas del Banco de Datos Oceanográficos del Organismo Público Puertos del Estado. Los valores de oleajes energéticos dependen de cada provincia costera. Así, los oleajes energéticos de la 'Costa cantábrica' no son los mismos para la 'Costa del Estrecho', siendo ambas provincias costeras atlánticas. Los umbrales de oleajes energéticos se adecuarán a cada zona.

La pedregosidad (variable 5; Tabla 2) se refiere a la relación entre elementos gruesos (cantos, conchas de tamaño medio a grande, etc.) con respecto a la cantidad de arena que presenta una playa. Playas con



tendencia a la erosión suelen perder arena manteniendo la cantidad de elementos gruesos, con lo que con el tiempo se hacen cada vez más pedregosas. Por otro lado, la colonización vegetal y animal de playas es mucho más eficaz cuando existe una baja pedregosidad, de ahí que esta variable -y especialmente su tendencia temporal- sea interesante como indicador indirecto de la capacidad de la playa para albergar flora y fauna. La pedregosidad se mide como porcentaje de elementos gruesos que cubren la superficie de la playa y puede estimarse visualmente mediante el método de Hodgson (1974), tal y como se muestra en la Figura 2.

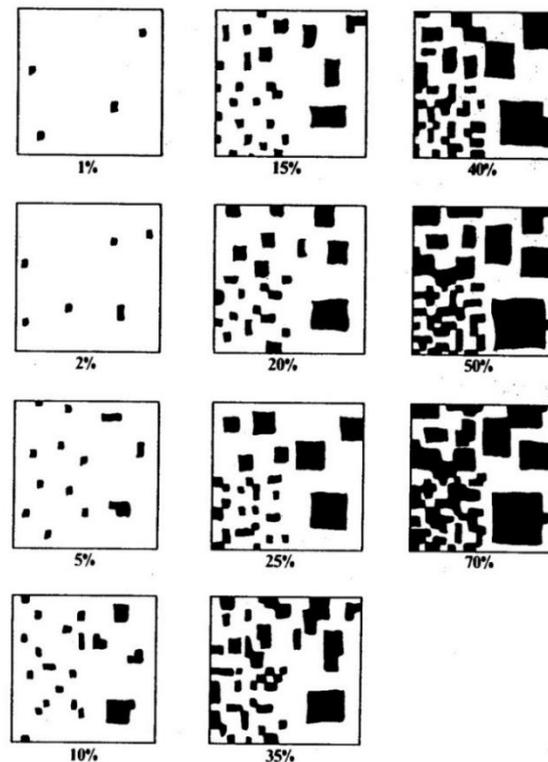


Figura 2 Plantilla para estimar valores de porcentaje de pedregosidad. Fuente: extraída de Hodgson (1974).

La pedregosidad debe medirse mediante campañas periódicas. En cada campaña debe estimarse a lo largo de transectos perpendiculares a la línea de costa, espaciados al menos 50 m, dependiendo de la extensión de la playa. En cualquier caso, el número de transectos recomendado no es necesario que sea superior a 10. En cada transecto se harán tres determinaciones en cuadrados de 1 m de lado, representativos de las zonas supra, inter e inframareal (esta última en marea baja, en caso de playa con mareas). Las campañas se realizarán de manera anual a finales de verano. Se recomienda hacer medidas a lo largo de, al menos, 3 años y estimar un valor medio suficientemente representativo.

Por último, la pendiente de la playa (variable 6; Tabla 2) es una variable directamente relacionada con el tamaño de grano medio del sedimento que la compone. A menor tamaño de grano, mayor facilidad de los organismos para colonizar y excavar sus galerías en el sedimento. Suele haber una relación muy clara entre biodiversidad de una playa y tamaño de grano. A su vez, existe también una relación bien establecida entre tamaño de grano dominante y pendiente de la playa. Como esta última variable es la más sencilla de medir, se incluye como variable recomendada. Para ello debe usarse una estación total, teodolito, clinómetro o técnicas topográficas sencillas, como pértigas unidas con cuerdas, vasos



comunicantes, etc. Actualmente, el método más rápido y eficiente consiste en el uso de una antena de GPS cinemático en modo RTK (del inglés *Real Time Kinematic*) o de navegación cinética satelital en tiempo real. La medición se realizará mediante transectos perpendiculares a la línea de costa y se llevará a cabo en coincidencia con las campañas de estimación de la pedregosidad.

3.2.1.2. Factores ecológicos

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores ecológicos, propuestas para la evaluación de la estructura y función del tipo de hábitat de playa. Se incluyen variables con presencia y densidad de aportes orgánicos o de infauna (Tabla 4).

Tabla 4 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores ecológicos. Fuente: elaboración propia.
Nota: en el caso del tipo de hábitat 'Depósitos de desbordamiento' la variable 7 se valorará en el orden inverso: la ausencia de aportes orgánicos de origen marino favorece la presencia de este tipo de hábitat.

TIPO DE VARIABLE	VALORACIÓN		
	VARIABLES OBLIGATORIAS	2	1
7. Aportes orgánicos de origen marino (arribazones, bermas vegetales y desechos marinos acumulados)	Presencia continua y permanente	Presencia discontinua u ocasional	Ausencia
8. Densidad de infauna característica de la zona intermareal (invertebrados, artrópodos, moluscos, etc.)	>20 individuos/m ²	5-20 individuos/m ²	<5 individuos/m ²

Procedimiento de medición:

Los aportes orgánicos de origen marino (variable 7; Tabla 4) incluyen especies nitrófilas y halófilas como *Cakile maritima*, *Salsola kali*, *Atriplex rosea*, *Beta maritima*, *Euphorbia peplis*, *Euphorbia polygonifolia*, o incluso plantas perennes como *Honckenya peploides* o *Polygonum maritimum*. Estas acumulaciones suponen el sustrato sobre el que se desarrollan comunidades de invertebrados como pulgas de arena (*Talitrus saltator*) y saltones de playa (*Orchestia gammarellia*). Estos invertebrados constituyen el alimento de aves costeras como chorlitejos (*Charadrius* spp.) y gaviotas (*Larus* spp.). A veces, los arribazones están formados por restos de fanerógamas marinas, que ejercen un importante papel protector de las playas y que además retienen sedimento, favoreciendo la protección y pervivencia de los volúmenes de arena; adicionalmente, sirven de cobijo a una nutrida comunidad de invertebrados. La fanerógamas más comunes que forman bermas vegetales pertenecen a la especie *Posidonia oceanica* en las costas mediterráneas y al género *Zostera* en las costas atlánticas.

La cuantificación de esta variable debe tener en cuenta tanto la continuidad lateral como el espesor de los restos orgánicos acumulados. Por ello, se propone utilizar los valores de la Tabla 5, obtenidos a partir de datos de Servera *et al.* (2002) y Roig-Munar *et al.* (2006).



Tabla 5 Valores umbrales y modo de cálculo de la variable 7 'Aportes orgánicos de origen marino' (Tabla 4). Fuente: elaboración propia.

VARIABLES	A	B	C
Espesor medio de las acumulaciones orgánicas (m)	>0,5	0,3–0,5	<0,3
Continuidad lateral de las acumulaciones orgánicas (% de la longitud total de la playa)	>60%	30-60%	<30%
VALOR FINAL	2	1	0
Combinación de las variables	AA	AB, BA, BB	AC, CA, BC, CB, CC

La medición de estas variables debe hacerse sobre el terreno mediante perfiles topográficos perpendiculares a la línea de costa y espaciados 50 m, siguiendo el mismo criterio que para la medición de la pedregosidad (variable 5; Tabla 2). El espesor medio de las acumulaciones se estima a partir de los perfiles, teniendo en cuenta la pendiente natural de la playa antes y después de la acumulación. El muestreo debe hacerse dos veces al año: una después de la estación invernal pero antes del comienzo de la estación turística, preferentemente en abril y la segunda al final del verano, preferentemente a finales de septiembre, una vez que hayan cesado las actividades y usos turísticos de la playa.

Por último, la densidad de infauna característica de la zona intermareal (variable 8; Tabla 4) es una variable directa de la biodiversidad de la playa. Se mide con cuadrículas de tamaño conocido (50x50 cm o 1x1m) para aislar una pequeña porción de la superficie de la playa donde realizar el conteo y calcular así la biodiversidad, a través de índices de biodiversidad ecológicos (p. ej. índice de Shannon). Se recomienda hacer un estudio piloto para evitar la autocorrelación espacial entre muestras. Si no se dispone de tiempo, establecer una distancia suficiente para evitar esta fuente de error estadístico. Se recomienda también realizar conteos en distintos lugares y tener en cuenta la distancia a la costa en los análisis. A través de indicadores indirectos se puede estimar si el tipo de hábitat dispone de una alta o baja densidad de individuos, a través del estudio de presencia de conchas y restos biogénicos, epifauna, aves limícolas, etc. Las campañas de medición pueden hacerse coincidir con las de la pedregosidad (variable 5; Tabla 2).

3.2.1.3. Factores de gestión y protección

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores de gestión y protección propuestas para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de playa (Tabla 6). Se incluyen cinco variables relacionadas con las principales actividades de gestión de playas, así como la presión humana sobre la playa y la presencia de obras rígidas de ingeniería.



Tabla 6 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores de gestión y protección. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE VARIABLE	VALORACIÓN		
	VARIABLES OBLIGATORIAS	2	1
9. Retirada de los desechos marinos acumulados de origen biológico	No se retiran desechos de la playa	Se retiran desechos una vez/semana en temporada estival	Se retiran desechos durante todo el año
10. Limpieza mecanizada de la playa	No se limpia ni se alisa la playa	Se alisa una vez/semana durante la temporada estival	Se alisa la playa durante todo el año
11. Regeneración de la playa	Nula	Esporádica	Periódica
12. Rango de ocupación de la playa durante la época estival (%)	<30%	30-70%	>70%
13. Presencia de estructuras de ingeniería	Ausencia	Estructuras pequeñas o poco significantes	Presencia de espigones, paseo marítimo, rompeolas, muelles, etc

Procedimiento de medición:

La retirada de desechos marinos acumulados supone la eliminación de un tipo de hábitat, expresamente recogido en la Directiva Hábitats: THIC 1210 Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados. Por otro lado, la limpieza mecanizada supone, a menudo, la destrucción y eliminación de desechos marinos, de plantas pioneras y de comunidades de invertebrados que viven en la playa (Roig-Munar *et al.* 2012). La regeneración de la playa puede ser un hecho positivo en algunos casos, cuando la playa está sometida a procesos de erosión, pero también puede tener consecuencias negativas ya que puede modificar, e incluso hacer desaparecer, algunos tipos de hábitat allí presentes. Es el caso de la infauna de la zona intermareal en playas arenosas o los organismos que viven sobre plataformas rocosas cuando estas se cubren por arena de regeneración. El rango de ocupación turística de una playa, relacionado con su capacidad de carga (Rodella *et al.* 2017), es un indicador de la presión que sufre la playa durante la época estival; una mayor ocupación supone el aumento de riesgos como el pisoteo, la eliminación de restos animales y vegetales, la contaminación del sedimento (fundamentalmente por plásticos de difícil degradación), etc. Por otro lado, las estructuras de ingeniería suponen una artificialización de la playa y le confieren rigidez, de modo que su capacidad natural de cambio y trasvase de sedimento queda muy limitada, así como la posibilidad de expansión de los tipos de hábitat presentes en ella.

Todas estas variables se cuantifican mediante la observación en el campo o por información de la autoridad municipal competente en medio ambiente. Dado que los depósitos orgánicos son efímeros, es necesario un control más exhaustivo de su aparición y desaparición. El rango de ocupación de la playa se puede evaluar mediante conteo de personas ubicadas en una superficie unitaria de playa, o bien a través de la estimación visual desde otros, torres o puntos elevados. Se recomienda en este caso hacer estimaciones semanales durante la estación estival.

Como síntesis, en la Tabla 7 se muestra una estimación de las frecuencias de muestreo o de control de datos que se debe llevar a cabo para cada variable propuesta. Por lo general suelen ser semestrales, una



vez tras el periodo estival y la siguiente tras la época de mayor energía incidente en la playa. En casos particulares, cuando las condiciones del tipo de hábitat lo requieran o bajo las indicaciones de expertos en la materia, se podrá aumentar la frecuencia de recogida de datos.

Tabla 7 Frecuencia de muestreo o recopilación de datos de las variables propuestas para el estudio de la estructura y función en playas. Fuente: elaboración propia.

	VARIABLES DE ESTRUCTURA Y FUNCIÓN	FRECUENCIA DE MUESTREO
Factores morfosedimentarios y oceanográficos	1. Dimensiones de la playa (anchura de la playa seca)	Anual
	2. Aporte sedimentario	Anual
	3. Rango de marea	-
	4. Frecuencia de oleajes energéticos	-
	5. Pedregosidad	Anual
	6. Pendiente de la playa	Anual
Factores ecológicos y de cobertura vegetal	7. Aportes orgánicos de origen marino	Semestral
	8. Densidad de infauna en la zona intermareal	Semestral
Factores de gestión y protección	9. Retirada de los desechos marinos acumulados	Semanal, durante el verano
	10. Limpieza mecanizada de la playa	Semanal, durante el verano
	11. Regeneración de la playa	Anual
	12. Rango de ocupación de la playa	Semanal, durante el verano
	13. Presencia de estructuras de ingeniería	Anual

3.2.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local

A partir de las variables de estructura y función propuestas y caracterizadas en el apartado anterior, se podrá determinar el estado ecológico del tipo de hábitat para cada localidad.

A continuación, se plantea una propuesta para determinar el estado de conservación en una localidad determinada en lo que respecta a la estructura y función. La metodología se basa en el cálculo de índices de vulnerabilidad del sistema a través de los valores obtenidos para cada variable medida.

La evaluación local de la estructura y función permite estimar semicuantitativamente el estado de conservación del tipo de hábitat. El método consiste, simplemente, en la suma de los puntos otorgados a las variables medidas, dividida entre la suma del máximo valor alcanzable con estas variables (Tabla 8). De esta forma, se obtiene el índice de vulnerabilidad parcial (IVP) para cada uno de los factores.



Tabla 8 Valor máximo alcanzable por cada conjunto de factores para las variables de evaluación de playas. Fuente: elaboración propia

FACTORES	VALOR MÁXIMO ALCANZABLE
Factores morfosedimentarios (FM)	12 puntos
Factores ecológicos y de cobertura vegetal (FE)	4 puntos
Factores de gestión y conservación (FG)	10 puntos

En base a estos resultados, el índice de vulnerabilidad total (IVT) se calcula con la media no ponderada de los tres índices de vulnerabilidad parcial (Cicarelli *et al.* 2017; García-Mora *et al.* 2001):

$$IVT = (IVP_{FM} + IVP_{FE} + IVP_{FG}) / 3$$

Los valores oscilan entre 0 y 1 (Tabla 9), de manera que, cuando el índice se acerca a 0, la capacidad del sistema de playa de resistir a determinadas intervenciones disminuye.

Tabla 9 Caracterización del estado de conservación global de las playas a partir de los rangos de variación del total de las variables. Fuente: elaboración propia.

	ESTADO DE CONSERVACIÓN		
	Favorable	Desfavorable -inadecuado	Desfavorable-malo
Evaluación global del estado de conservación	0,67–1,00	0,33–0,66	0–0,32

Para ejemplificar la aplicación de esta metodología se han seleccionado las playas de la región noratlántica (Tablas 10 y 11). Se trata de los enclaves seleccionados como tipos de hábitat de seguimiento para esta región.



Tabla 10 Valores otorgados, a modo de ejemplo, a cada uno de los sistemas de referencia seleccionados para la región noratlántica. Fuente: elaboración propia.

Nota: los valores otorgados son ejemplos, para que fueran totalmente fiables serían necesarios muestreos *in situ*.

PLAYA	Factores morfosedimentarios						Factores ecológico		Factores de gestión y protección				
	1	2	3	4	5	6	7	8	11	12	13	14	15
Zarautz	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	0	2	1
La Rabia-Oyambre	2	1	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	2
Villaviciosa	0	2	2	2	0	1	0	1	1	1	0	2	2
Salinas	0	2	2	2	1	2	2	2	1	1	1	1	2
Foz	2	2	2	2	1	2	0	1	1	1	1	1	2
Frouxeira	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	2
Baldaio	2	2	2	2	0	2	1	1	1	1	1	1	2
Carnota	1	1	2	2	1	1	1	2	1	1	0	1	1
Corrubedo	2	2	2	2	2	1	2	1	1	1	0	2	1
La Lanzada	1	2	2	2	0	1	0	2	1	1	0	2	2
Las Rodas (islas Cíes)	2	1	2	2	2	1	0	0	1	1	0	2	2

Tabla 11 Ejemplo de la aplicación de la metodología para el cálculo de los índices de vulnerabilidad parcial (IVP) y de vulnerabilidad total (IVT). Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde), desfavorable-inadecuado (ámbar) y desfavorable-malo (rojo).

Localización	IVP_FM	IVP_FE	IVP_FG	IVT
Zarautz	0,66	1,00	0,50	0,72
La Rabia-Oyambre	0,75	1,00	0,60	0,78
Villaviciosa	0,58	0,25	0,60	0,47
Salinas	0,75	1,00	0,60	0,78
Foz	0,92	0,25	0,60	0,59
Frouxeira	0,75	0,75	0,60	0,70
Baldaio	0,83	0,50	0,60	0,64
Carnota	0,66	0,75	0,40	0,60
Corrubedo	0,92	0,75	0,50	0,72
La Lanzada	0,66	0,50	0,60	0,59
Las Rodas (islas Cíes)	0,83	0,00	0,60	0,47

Aproximadamente la mitad de las playas analizadas se encuentran en un estado de conservación 'desfavorable-inadecuado' (Tabla 11). El IVT califica en buen estado de conservación cinco playas de un total de once. Las playas mejor conservadas (según los valores otorgados) son las de La Rabia-Oyambre, en Cantabria, y la playa de Salinas, en Asturias.



No obstante, es muy importante tener en cuenta el número de variables medidas que llevan a obtener el valor del estado de conservación. Ese número indica el grado de representatividad de los datos obtenidos, así como el conocimiento que se tiene del sistema analizado. Por ello, al resultado hay que añadir una letra (A, B o C) que indique la calidad de la evaluación en función del número de variables tenidas en cuenta, según se indica en la Tabla 12.

Tabla 12 Criterios para determinar la calidad de la evaluación en función del número de variables consideradas en las playas. Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde; A), desfavorable-inadecuado (ámbar; B) y desfavorable-malo (rojo; C).

	REPRESENTATIVIDAD DE LOS RESULTADOS		
	A	B	C
Número de variables medidas	9-13	5-8	0-4

La ausencia de información (resultados de tipo C) no es necesariamente indicativa de un estado de conservación desfavorable. Más bien, se trata de dos tipos de información diferentes que caracterizan el resultado: evaluación del estado de conservación y fiabilidad de la evaluación.

La evaluación global del estado de conservación de la estructura y función permite estimar semicuantitativamente el estado de conservación del tipo de hábitat. Así, si en una playa se obtiene un resultado de 0,67C, se evidenciará la alta escasez de datos disponibles o la carencia de estudios previos y, por tanto, que se tiene muy poca información acerca del sistema. No obstante, los pocos datos existentes apuntan hacia un estado de conservación 'favorable'. De igual modo, una playa con un resultado de 0,12A indicará un claro estado de conservación 'desfavorable-malo', determinado a partir de un elevado número de variables medidas.

Con carácter general, se propone una periodicidad de seguimiento anual, de modo que la evaluación cada 6 años que se recomienda para los tipos de hábitat de interés comunitario, sea el promedio de los valores anuales obtenidos en los 6 años anteriores. Así, se podría obtener una estimación del rango de variabilidad interanual de las playas y, por tanto, de su resiliencia y capacidad de adaptación a factores externos.

3.2.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional

Para el caso concreto de los THIC, el sistema integrado de evaluación a escala regional puede definirse mediante la siguiente regla:

- Si la superficie (o número de localidades) en estado bueno (o favorable) es superior al 90% en la región, el estado es → Favorable
- Si la superficie (o número de localidades) en estado malo (o desfavorable-malo) es mayor del 25% en la región, el estado es → Desfavorable-malo



- Cualquier otro valor define un estado → Desfavorable-inadecuado

La evaluación global del estado de conservación de la estructura y función del tipo de hábitat general se puede estimar como la suma de los resultados obtenidos en la evaluación local. Es decir, la evaluación por provincias costeras, o incluso por regiones biogeográficas se podría estimar como la suma de las evaluaciones locales llevadas a cabo en los enclaves de seguimiento en esta provincia o región. Así, para todos los tipos de hábitat, sean o no de THIC, se considera adecuado utilizar los umbrales propuestos.

Una vez obtenidos estos valores, si se calcula el número de localidades (o la superficie) que presenta un estado de conservación desfavorable-malo, desfavorable-inadecuado y favorable (Tabla 13) según la regla mencionada anteriormente, el resultado indica que, al no superar el 90% de ellas el estado favorable, el estado de conservación de esta región se califica como 'desfavorable-inadecuado' (Tabla 14).

Es importante tener en cuenta que la evaluación del estado de conservación se debe llevar a cabo utilizando como referencia una época pasada en la que el tipo de hábitat se encontraba en buen estado de conservación.

Tabla 13 Valores del índice de vulnerabilidad total (IVT) de las playas seleccionadas en la región noratlántica y representatividad de los resultados. Fuente: elaboración propia.

Nota: los datos utilizados no son datos reales, se trata de un ejemplo hipotético para mostrar el proceso de evaluación a escala regional. Estado de conservación: favorable (verde; A), desfavorable-inadecuado (ámbar; B) y desfavorable-malo (rojo; C).

PLAYA	IVT	REPRESENTATIVIDAD DE RESULTADOS
Zarautz	0,72	A
La Rabia/Oyambre	0,78	B
Villaviciosa	0,47	B
Salinas	0,78	A
Foz	0,59	B
Frouxeira	0,70	A
Baldaio	0,64	A
Carnota	0,60	B
Corribedo	0,72	B
La Lanzada	0,59	C
Las Rodas (islas Cíes)	0,47	B



Tabla 14 Número de localidades, expresado en porcentajes, en estado 'desfavorable-malo', 'desfavorable-inadecuado' y 'favorable' para la región noratlántica. Fuente: elaboración propia.

ESTADO DE CONSERVACIÓN	PLAYAS (%)
Desfavorable-malo	0,00%
Desfavorable-inadecuado	45,45%
Favorable	54,54%

Por lo que respecta a la periodicidad, al mismo tiempo que se registran las distintas variables planteadas, se llevarán a cabo los cálculos necesarios para la evaluación de la estructura y función del tipo de hábitat, tanto a nivel local como regional. Al menos se debe tener un cálculo anual para cada región biogeográfica. Así, la elaboración de esta base de datos evoluciona de forma paralela al cálculo de la superficie ocupada planteado, cuyo valor se revisa, de manera general, anualmente.

3.2.4. Distribución de tipos de hábitat de playa en España

En la Tabla I.1 del Anexo I (Tabla I.1) se presenta una matriz de presencia de tipos de hábitat específicos de playa a lo largo de la costa española. Para su elaboración se ha consultado la obra "Los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Guía básica" (Bartolomé *et al.* 2005) y, además, se ha realizado un inventario de toda la costa española con el fin de identificar morfologías que no estuvieran presentes en los trabajos anteriores. Este último procedimiento se ha llevado a cabo a través del visor Iberpix⁸ del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y de la aplicación *Google Earth Pro*.

3.3. Dunas

El alto grado de interdependencia de los distintos tipos de hábitat que constituyen los sistemas dunares, así como la importancia general de los diferentes factores y variables que influyen en su conservación, lleva a considerar los sistemas dunares de manera global. Por ese motivo se ha propuesto un índice, lo más completo posible, que incluya todas las variables importantes que condicionan el estado de conservación de los sistemas dunares en general. Dicho protocolo general de evaluación debe ser aplicado a todos los sistemas dunares que se evalúen.

El estado de conservación favorable de un sistema dunar se corresponde con su situación de equilibrio, tanto sedimentario como ecológico. Un sistema en equilibrio es aquel que no se encuentra perturbado por una serie de presiones y amenazas que modifican su condición natural. Esto es, que no existan grandes presiones antrópicas que alteren su superficie ocupada, que presente un equilibrio sedimentario constante que no se vea fuertemente modificado ni por causas naturales ni antrópicas, y que las sucesiones vegetales no se vean interrumpidas por el paso continuo de vehículos y usuarios, así como por contaminación de cualquier tipo. En definitiva, que el desarrollo de dicho sistema y los tipos de hábitat asociados a él se efectúe de forma natural y se conserve en el tiempo.

⁸ <https://www.ign.es/iberpix2/visor/>



Los sistemas dunares representan una parte importante de los recursos costeros y su conservación tiene implicaciones naturales y sociales que no se limitan únicamente al mantenimiento de paisajes o especies vegetales y animales vulnerables. Algunas de estas implicaciones afectan a la dinámica de las playas y a su equilibrio. Dado que en la naturaleza todos los elementos se encuentran conectados o ligados, ya sea desde un punto de vista trófico o bien desde un punto de vista geodinámico, no es de extrañar que la degradación de los ecosistemas dunares allá donde se ha producido, haya conducido también a la erosión de las playas. Un ejemplo de esta propuesta es la diseñada por la investigadora Angela Rizzo de la Universidad de Parthenope (Nápoles, Italia) para la evaluación del estado de conservación de sistemas dunares costeros. Esta investigadora ha partido de propuestas previas ya conocidas, llegando a un grado de simplificación aceptable, aunque en periodo de prueba (Tabla 15).

Tabla 15 Propuesta de simplificación de las variables necesarias para evaluar la estructura y función de un sistema dunar Fuente: elaboración propia a partir de datos extraídos de Rizzo (2016).

VARIABLES	ESTADO DE CONSERVACIÓN			REFERENCIAS
	Favorable	Desfavorable-inadecuado	Desfavorable-malo	
Altura media de la duna (m)	>4	2-4	<2	Gracia <i>et al.</i> (2009a)
Anchura media de la duna (m)	>100	50-100	<50	Modificado de Gracia <i>et al.</i> (2009a)
Sucesión de vegetación	Completa	Semicompleta, sin dunas fijas	Incompleta, sin el primer cordón	Modificado de Gracia <i>et al.</i> (2009a)
Presencia de desbordamientos (<i>washovers</i>)	0-5%	5-25%	>25%	Modificado de García-Mora <i>et al.</i> (2001)
Exposición a la erosión (a medio plazo)	Sin erosión, playa seca = 5 veces la ICZ	Con erosión moderada o leve, playa seca = 3 veces la ICZ	Con erosión importante, playa seca \leq ICZ	Anfuso <i>et al.</i> (2015)
Antropización (presencia de infraestructuras permanentes sobre la duna activa)	Sistema natural	Sistema afectado parcialmente por estructuras antrópicas	Sistema completamente antropizado	García-Mora <i>et al.</i> (2001)

No todos los tipos de hábitat dunares tienen la misma relevancia de cara a facilitar el desarrollo de todo el conjunto dunar. Algunos de ellos favorecen la generación de otros y aseguran la preservación del sistema, ayudando a que se establezca una sucesión ecológica más completa. En este sentido, de todos los tipos de hábitat dunares, los más vulnerables y determinantes para la conservación del sistema son los que conforman el frente de crecimiento principal: dunas embrionarias (THIC 2110 Dunas móviles embrionarias) y dunas con *Ammophila* (THIC 2120 Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas)). Tanto unas como otras forman a menudo franjas estrechas, de apenas 10 m de anchura. Existen, así, sistemas dunares estables formados por estos dos tipos de hábitat que en conjunto no



alcanzan los 20 m de envergadura. Por otro lado, la longitud del sistema puede ser muy variable, desde apenas 100 m a varios kilómetros. En resumen, las dimensiones mínimas que puede alcanzar un sistema dunar estable en su expresión más sencilla puede evaluarse en unos 2000 m² (0,2 ha), considerando como tal el formado por un conjunto de dunas incipientes y el primer cordón desarrollado con barrón (*Ammophila arenaria*). Este podría ser el valor mínimo indispensable para poder abordar labores de conservación o, mejor, de recuperación del sistema dunar, con el objeto de aumentar en lo posible su superficie.

La altura de las acumulaciones también varía según los tipos morfológicos. Los montículos vegetados aislados (*hummocks*), generalmente indicativos de una situación inestable, pueden tener alturas pequeñas, inferiores a 1 m. Sin embargo, los cordones con *Ammophila arenaria* suelen superar ampliamente este valor. Un sistema dunar con posibilidades de desarrollo sería aquel en el que los primeros cordones dunares vegetados con barrón tienen alturas medias no inferiores a los 0,5 m y preferentemente superiores a 1 m.

Por último, una vez definida la superficie favorable de referencia para el tipo de hábitat, si esta no disminuye notablemente o, tras una pérdida de superficie, se recupera fácilmente, este será un indicador clave del estado de conservación favorable de dicho tipo de hábitat.

Los métodos tradicionales de evaluación del grado de calidad ambiental de un sistema dunar se basan en la cuantificación de variables independientes que influyen en la génesis y desarrollo de las dunas. Existen numerosos métodos y propuestas de evaluación siguiendo este método (Lithgow *et al.* 2014).

La evaluación del estado de funcionalidad de los sistemas dunares y de su vulnerabilidad habitualmente se realiza mediante el control de un conjunto de parámetros o variables representativas (Bodéré *et al.* 1991; García-Mora *et al.* 2001; Martín-Prieto *et al.* 2007; Martínez-Vázquez *et al.* 2006; Williams *et al.* 1993, 1994, 2001). En la actualidad no existe un índice o procedimiento unitario de evaluación de la vulnerabilidad y estado de conservación de los tipos de hábitat dunares que sea totalmente aceptado por la comunidad científica. Uno de los más completos desarrollados en España se debe a García-Mora *et al.* (2001). Sin embargo, dicho índice está diseñado para las primeras dunas (embrionarias y con *Ammophila*) y, por tanto, no se puede aplicar tal cual a otros tipos de hábitat dunares. Además, dichos autores introducen numerosas variables que son realmente invariantes para cada sistema dunar, al menos a corto y medio plazo (*fetch* geográfico, pendiente de la base del sistema dunar, rango de marea, etc.). Por ello, aunque útiles para caracterizar de manera muy general un tipo de hábitat o para comparar entre sí distintos sistemas dunares, no sirven para evaluar posibles cambios en el estado de conservación de un tipo de hábitat concreto.

3.3.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

A continuación, se presenta el procedimiento general de cálculo de un índice de vulnerabilidad de un sistema dunar. Cuenta con tres clases de variables, en concordancia con los grupos propuestos para las playas, adaptadas de la metodología descrita por García-Mora *et al.* (2001): morfosedimentarias, ecológicas y de cobertura vegetal, y de gestión y protección.

Este procedimiento es una simplificación del descrito por Gracia *et al.* (2009) en VV.AA. (2009). El objetivo principal es, a través de la información existente, reducir el número de variables iniciales y desarrollar un



protocolo de medición útil, sencillo y manejable para el conjunto de tipos de hábitat dunares en general, que sea extrapolable, al menos, a todos los tipos de hábitat dunares españoles y repetible en el tiempo.

El índice consta de diversas variables agrupadas según varios conjuntos de factores. Las variables han sido elegidas a partir de una selección de factores, en su mayoría utilizados ya previamente por otros autores (Arens & Wiersma 1994; García-Mora *et al.* 2001; Ley *et al.* 2007; Martín-Prieto *et al.* 2007; Vallejo 2007, entre otros). El rango de valores que toma cada variable se basa en datos obtenidos por dichos autores y en información procedente del consenso de un grupo multidisciplinar internacional de expertos en zonas costeras (Proyecto Dunes-ELOISE, V Programa Marco UE). Se ha diferenciado entre variables de obligada cuantificación, cuyos valores oscilan entre 0 y 4, y variables recomendadas o de interés secundario, cuyos valores oscilan entre 0 y 2. De manera general se considerarán como variables obligatorias aquellas que se puedan determinar con fotografía aérea, y variables recomendadas aquellas que se calculen a través del uso del GPS diferencial en el campo o inspección visual *in situ*.

3.3.1.1. Factores morfosedimentarios

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores morfosedimentarios, propuestas para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de dunas (Tabla 16). Se incluyen parámetros geométricos del sistema dunar, así como la tendencia costera reciente.

Tabla 16 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores morfosedimentarios. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE VARIABLE		VALORACIÓN				
VARIABLES OBLIGATORIAS		4	3	2	1	0
1.	Superficie del sistema dunar (ha)	>500	>100	>50	≥10	<10
2.	Longitud del sistema dunar activo (km)	>20	>10	>5,0	>1,0	>0,1
3.	Anchura del sistema dunar activo (km)	>2,0	>1,0	>0,5	≥0,1	<0,1
4.	Tendencia costera, últimos 10 años (en m/año; avance: >0; retroceso: <0)	>5,0	>1,0	+1 a -1	<-1,0	<-5,0
VARIABLES RECOMENDADAS		2,0	1,5	1,0	0,5	0
5.	Altura modal de las dunas del sistema dunar (m)	>6,0	>3,0	>2,0	≥1,0	<1,0
6.	Grado de fragmentación del sistema dunar (%)	No hay	-	25-50	-	≥50
7.	Porcentaje de frente dunar con escarpes erosivos (%)	0	<25	<50	≤75	>75

Por lo que respecta a la periodicidad, se recomienda disponer de, al menos, datos anuales de los cambios en las variables descritas, a ser posible hacia el final de verano, una vez que finaliza el periodo de mayor sequía y mayor movilidad eólica de la arena. Se tendrá en cuenta la disponibilidad de fotografías aéreas o la renovación de los datos ya existentes en las plataformas *online*.



Procedimiento de medición:

La superficie (variable 1; Tabla 16), la longitud (variable 2; Tabla 16) y la anchura del sistema dunar (variable 3; Tabla 16) son variables que proporcionan información sobre la resiliencia del sistema dunar. Cuanto mayores sean las dimensiones del conjunto dunar y, por lo tanto, mayores las cantidades de sedimento, más efectivo será el sistema frente a la acción de grandes temporales costeros (Carter 1995). Estas variables se pueden estimar sobre un mapa topográfico, pero es preferible realizar la medición sobre fotografía aérea (Figura 3) o sobre imagen de satélite, ya que se identifican mucho mejor los límites laterales del sistema dunar. Se puede utilizar la imagen escaneada y aplicar después un GIS o bien directamente una regla sobre la imagen y la posterior conversión a km. Debe medirse la longitud del primer cordón dunar (dunas secundarias) a lo largo de la zona en la que esté en contacto directo con la playa. En el caso de la anchura del sistema activo, debe medirse desde la línea donde aparecen las primeras manchas grises o parches de vegetación, hasta el límite en el que las dunas están totalmente cubiertas y fijadas por vegetación. La medición debe hacerse en dirección perpendicular a la del primer cordón activo. En la Figura 3, a modo de ejemplo, se muestra cómo deben hacerse las mediciones a través de un GIS. Para el caso de la anchura del sistema dunar, se proponen varias medidas a lo largo de toda la superficie, ya que la anchura varía notablemente entre unas zonas y otras, y así obtener una media de todas ellas. Se recomienda la utilización de los mismos criterios para cada una de las mediciones a lo largo de todo el período de seguimiento, de manera que el error inducido en la medición se minimice al máximo. Siempre que sean posibles desplazamientos a la zona de estudio, se recomienda hacer las mediciones *in situ* con el GPS diferencial, la estación total o incluso una cinta métrica, si las dimensiones del sistema lo permiten.



Figura 3 Ejemplo de medición de las variables morfosedimentarias obligatorias en las dunas costeras de Valdelagrana (Cádiz). Fuente: elaboración propia a partir de ortofotografía del PNOA.



La tendencia de la línea de costa durante los últimos 10 años (variable 4; Tabla 16) proporciona información sobre el aporte sedimentario, la principal influencia del mar como causa de la vulnerabilidad de los sistemas dunares. Esta variable es la misma que la variable 2 (Tabla 2) descrita para playas. De la misma forma, el aporte sedimentario y, por tanto, la tendencia costera, influye en los sistemas de playa-duna, estrechamente relacionados. Para su medición, deben compararse fotografías aéreas que cubran aproximadamente este periodo o el más aproximado posible. Las fotografías deben estar georreferenciadas. La medición se hará perpendicularmente a la línea de costa a lo largo de transectos representativos, separados unos de otro un máximo de 50 m. Cada transecto se identificará en cada una de las fotos a partir de puntos fijos invariables localizados hacia el continente, y que permitan ubicar y orientar correctamente la línea de medición, de modo que sea la misma de un vuelo a otro. En cada transecto se medirá la distancia en metros desde un punto de referencia que se identifique en todas las fotos.

La determinación de la línea de costa puede ser problemática en costas mareales. Por ello, se recomienda medir simultáneamente las distancias a distintos indicadores identificables en las fotos. En los estudios de erosión costera es especialmente útil y fiable el frente dunar, el límite entre la duna vegetada y la duna desprovista de vegetación (Del Río 2007). En cualquier caso, la elección de los indicadores dependerá del tipo de costa. Una vez obtenidas las líneas de costa de las distintas fechas a partir de la digitalización de los indicadores, la comparación entre ellas y la cuantificación de las tasas de cambio puede realizarse mediante un GIS (Ojeda *et al.* 2002). En este caso se recomienda el uso del programa ArcView, a través de la extensión DSAS 2.2.1 (Figura 4), desarrollada por el USGS (Thieler *et al.* 2003). Este procedimiento se describe en Gracia *et al.* (2019a). A través de esta herramienta, que utiliza como entrada las posiciones de las líneas de costa referidas a una línea de base arbitraria, se pueden calcular los parámetros estadísticos de la evolución de la línea de costa entre los distintos vuelos utilizados.



Figura 4 Ejemplo del uso de la herramienta DSAS para la cuantificación de los cambios en la línea de costa en los últimos años a partir de fotografías aéreas. Izquierda: fotografías aéreas obtenidas de vuelos fotogramétricos en distintos años. Derecha: pie de duna, línea de base y transectos utilizados para la cuantificación de los cambios a través de la herramienta DSAS. Fuente: elaboración propia a partir de ortofotografías del PNOA.



Por otro lado, las medidas de altura modal (variable 5; Tabla 16) de las dunas deben realizarse en el campo. Se recomienda realizar un número representativo de medidas de altura de las cumbres dunares, preferentemente mediante GPS dinámico. Si bien es cierto que los visores autonómicos y nacionales, así como *Google Earth Pro* proporcionan información altimétrica, no presenta una buena precisión y los datos no se actualizan con suficiente periodicidad.

Es importante tener en cuenta el grado de fragmentación del sistema dunar (variable 6; Tabla 16). Si bien se ha considerado como variable recomendada, se trata de un indicador fundamental del estado de conservación del tipo de hábitat a lo largo del tiempo. Esta variable está relacionada con la superficie ocupada, ya que si esta va disminuyendo es posible que el sistema se esté fragmentando o, simplemente, reduciendo su extensión. Por tanto, la suma de la superficie de estos sistemas fragmentados sería la superficie total del sistema en una zona determinada. A modo de ejemplo, el sistema dunar de la Figura 3 muestra una fragmentación $\geq 50\%$.

El porcentaje de frente dunar afectado por escarpes erosivos (variable 7; Tabla 16) es un indicador directo de erosión dunar, así como de falta de aporte sedimentario al sistema playa-duna (Figura 5). Requiere una inspección visual en el campo ya que los escarpes verticales en el frente de las dunas secundarias difícilmente se reconocen mediante sensores remotos. Para ello, debe recorrerse el frente dunar y medirse mediante cinta métrica, o con el GPS diferencial, la longitud de frente afectada por los escarpes. Se recomienda realizar esta operación en primavera. El resultado se expresa como porcentaje de la longitud total del tramo dunar considerado.



Figura 5 Ejemplo de escarpe erosivo en el frente dunar de Punta Candor (Rota). Autor: María Aranda.

3.3.1.2. Factores ecológicos y de cobertura vegetal

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores ecológicos y de cobertura vegetal, propuestas para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de dunas (Tabla 17). Se incluyen aquí parámetros relacionados con flora y la fauna asociadas a los tipos de hábitat dunares.



Tabla 17 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores ecológicos y de cobertura vegetal. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE VARIABLE	VALORACIÓN				
	4	3	2	1	0
VARIABLES OBLIGATORIAS					
8. Continuidad en las sucesiones vegetales	Total	-	Discontinua	-	Nula
9. Presencia de conejos	Ninguna	-	Esporádica	-	Elevada
10. Presencia de invertebrados, reptiles y nidos de aves en el sistema dunar	Frecuente	-	Esporádica	-	Nula
11. Porcentaje de plantas con raíces expuestas	≤5	>5	>15	>25	>50

Todas las variables propuestas están relacionadas con la identificación visual de campo de especies vegetadas y la continuidad de sucesiones vegetales. Se medirán con una periodicidad anual, preferentemente hacia el final del invierno (comienzos de marzo). La presencia de conejos, invertebrados y aves se registrará a lo largo de todo el año, especialmente en verano, mediante muestreo mensual o, en un caso extremo, trimestral.

Procedimiento de medición:

La vegetación juega un papel fundamental en la formación y desarrollo de los sistemas dunares. El papel de la vegetación para atrapar y estabilizar el sedimento transportado por el viento depende de la continuidad de las sucesiones vegetales, así como de sus características morfológicas y fisiológicas. La continuidad en las sucesiones vegetales (variable 8; Tabla 17), se obtiene con una inspección visual en el campo sobre el comportamiento de la vegetación característica en cada punto del perfil dunar. También se puede usar fotografía aérea, la más reciente posible, aunque no resulta tan fiable como la inspección de campo, puesto que la identificación de algunas especies es prácticamente imposible con este tipo de técnicas. Tanto en un caso como en el otro, es necesario el uso de catálogos de las principales especies presentes en estos sistemas. Se trata de documentos sencillos, estructurados para cada tipo de hábitat dunar⁹ No obstante, en el Anexo II se adjunta un posible 'Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas dunares'.

La inspección visual del campo dunar permitirá también identificar madrigueras de conejos (variable 9; Tabla 17), invertebrados y reptiles o nidos de aves costeras (variable 10; Tabla 17), así como el cálculo del porcentaje de plantas con raíces expuestas (variable 11; Tabla 17), en varios lugares representativos. Esta última es consecuencia de la variable 7 de los factores morfosedimentarios (porcentaje del frente dunar con escarpes erosivos; Tabla 16).

⁹ Se puede encontrar un ejemplo de este tipo de catálogos en:

<https://justlikeawave.files.wordpress.com/2010/01/cuaderno-flora-dunar1.pdf>



3.3.1.3. Factores de gestión y protección

A continuación, se exponen las variables correspondientes a los factores de gestión y conservación, propuestas para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de dunas (Tabla 18). Se incluyen las principales actividades y actuaciones encaminadas a una correcta gestión de estos tipos de hábitat.

Tabla 18 Rango de valores de las variables correspondientes a los factores de gestión y protección. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE VARIABLE	VALORACIÓN				
	4	3	2	1	0
12. Control de paso y estacionamiento de vehículos	Permanente	-	Estacional	-	Nulo
13. Instalación de captadores de arena en el frente dunar	Frecuente	-	Esporádica	-	Nula
14. Control de acceso, aislamiento, cerramiento	Total	-	Moderado	-	Ausente
15. Paneles informativos (nº por cada 500 m de longitud de sistema dunar)	≥5	3-4	2	1	0
16. Porcentaje del sistema dunar afectado por residuos sólidos y basuras	0	<5	<25	<50	≥50

Procedimiento de medición:

El paso y estacionamiento de vehículos provoca la removilización del sedimento y la destrucción de las comunidades vegetales presentes, provocando la desaparición o deterioro de estas comunidades. Así, la existencia de un control exhaustivo de paso y estacionamiento (variable 12; Tabla 18) garantiza la conservación de la fauna y flora de los sistemas dunares.

Por su parte, los captadores de arena (variable 13; Tabla 18) ayudan a la duna a estabilizarse y fijarse con mayor rapidez, favoreciendo su desarrollo completo. Junto a la instalación de captadores de arena, una de las medidas más eficaces en la recuperación y/o mantenimiento del buen estado de conservación en dunas es el aislamiento o cerramiento del sistema (variable 14; Tabla 18), impidiendo cualquier acción antrópica perjudicial para el tipo de hábitat. Por último, los paneles informativos son una buena medida de gestión como fuente de información rápida y accesible para los usuarios de las playas, ya que proporcionan un conocimiento mínimo necesario para el correcto comportamiento en este tipo de sistemas a menudo muy amenazados.

Como se ha mencionado anteriormente, la inspección visual periódica permitirá identificar controles de paso y estacionamiento (variable 12), controles de acceso y cerramientos (variable 14), instalación de captadores de arena (variable 13) o labores de regeneración de la playa (variable 11 de los tipos de hábitat de playas; Tabla 6). La cuantificación del número de pasarelas por cada 500 m de longitud de duna (variable 15; Tabla 18) puede llevarse a cabo mediante recorrido a pie del sistema dunar.

El porcentaje del frente dunar afectado por residuos sólidos y basuras (variable 16; Tabla 18) depende de las características de la playa, es decir, si se trata de una playa urbana que normalmente se encuentra



más afectada por este tipo de presiones, aunque a su vez más controlada, o una playa natural donde no se efectúan limpiezas mecanizadas pero tampoco se encuentra fuertemente presionada por la existencia de residuos sólidos. Así, se debe hacer una estimación visual sobre el terreno del porcentaje de residuos sólidos que cubre la zona dunar.

A modo de síntesis, en la Tabla 19 se muestra una estimación de las frecuencias de muestreo o control de datos que se debe llevar a cabo para cada variable propuesta. Por lo general, suelen ser semestrales, una vez tras el periodo estival y la siguiente tras la época de mayor energía incidente en la playa. En casos particulares, cuando las condiciones del tipo de hábitat lo requieran o bajo las indicaciones de expertos en la materia, se podrá aumentar la frecuencia de recogida de datos. Los factores de gestión y protección se evaluarán durante las salidas periódicas programadas, así como tras el análisis de la información procedente de las administraciones. Por tanto, su periodicidad dependerá de las variables anteriores o de la cantidad de datos recogidos por los informes administrativos.

Tabla 19 Frecuencia de muestreo o recopilación de datos de las variables propuestas para el estudio de la estructura y función en dunas. Fuente: elaboración propia.

	VARIABLES DE ESTRUCTURA Y FUNCIÓN	FRECUENCIA DE MUESTREO
Factores morfosedimentarios	1. Superficie del sistema dunar (ha)	Semestral
	2. Longitud del sistema dunar activo (km)	Semestral
	3. Anchura del sistema dunar activo (km)	Semestral
	4. Tendencia costera, últimos 10 años (en m/año; avance: >0; retroceso: <0)	Anual
	5. Altura modal de las dunas del sistema dunar (m)	Semestral
	6. Grado de fragmentación del sistema dunar (%)	Semestral
	7. Porcentaje del frente dunar con escarpes erosivos (%)	Semestral
Factores ecológicos y de cobertura vegetal	8. Continuidad de las sucesiones vegetales	Semestral
	9. Presencia de conejos	Semestral (se puede aumentar la periodicidad)
	10. Presencia de invertebrados, reptiles y nidos de aves en el sistema dunar	Semestral (se puede aumentar la periodicidad)
	11. Porcentaje de plantas con raíces expuestas	Semestral
Factores de gestión y protección	12. Control de paso y estacionamiento de vehículos	-
	13. Instalación de captadores de arena en el frente dunar	-
	14. Control de acceso, aislamiento, cerramiento	-
	15. Paneles informativos (nº por cada 500 m de longitud del sistema dunar)	-
	16. Porcentaje del sistema dunar afectado por residuos sólidos y basuras	-



Por otro lado, en la Tabla III.1 del Anexo III se ofrece una propuesta de estadillo de campo que podría ser utilizado para la determinación de las variables consideradas en la evaluación de sistemas dunares costeros. El estadillo sirve también de guía para identificar las principales variables que deben ser determinadas.

Para la identificación, tanto en el campo como por fotografía aérea, de las especies características correspondientes a cada tipo de hábitat del sistema dunar, el uso de cuadernos de campo resulta esencial. En el Anexo II se adjunta un posible 'Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas dunares'.

Por último, hay que tener en cuenta que una de las variables para el diagnóstico del estado de conservación es la superficie ocupada por el sistema. Si bien existen sistemas dunares de magnitudes muy diversas, esto no quiere decir que el estado de conservación dependa de la superficie ocupada. Un sistema dunar de pequeñas dimensiones puede estar perfectamente desarrollado y encontrarse en un buen estado de conservación.

En este sentido, se plantea medir cada variable de evaluación en función de la superficie ocupada por el sistema. Es decir, aquellas variables que dependan de la superficie ocupada por el sistema dunar, por ejemplo la presencia de conejos (hay más posibilidad de que el número de conejos aumente cuanto mayor sea la superficie del tipo de hábitat), se evaluarán en función de la superficie total del mismo estableciendo un área mínima representativa que sea común a todos los sistemas o dividiendo entre la superficie total ocupada por el sistema. Así, se intenta reducir al máximo los errores inducidos por las diferencias entre los distintos sistemas dunares.

3.3.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local

La metodología propuesta para el estudio de la estructura y función de los sistemas dunares es la misma que la indicada anteriormente para los tipos de hábitat de playa. A continuación, se expone un ejemplo para los sistemas dunares seleccionados como sistemas de seguimiento en la región sudatlántica.

La evaluación local de la estructura y función permite estimar semicuantitativamente el estado de conservación del tipo de hábitat. El método consiste simplemente en la suma de los puntos otorgados a las variables medidas, dividida entre la suma del máximo valor alcanzable con estas variables (Tabla 20). De esta forma, se obtiene el índice de vulnerabilidad parcial (IVP) para cada uno de los factores.

Tabla 20 Valor máximo alcanzable por cada conjunto de factores para las variables de evaluación de dunas. Fuente: elaboración propia.

FACTORES	VALOR MÁXIMO ALCANZABLE
Factores morfosedimentarios (FM)	22 puntos
Factores ecológicos y de cobertura vegetal (FE)	16 puntos
Factores de gestión y conservación (FG)	20 puntos



En base a estos resultados, el índice de vulnerabilidad total (IVT) se calcula con la media no ponderada de los tres índices de vulnerabilidad parcial (Ciccarelli *et al.* 2017; García-Mora *et al.* 2001):

$$IVT = (IVP_{FM} + IVP_{FE} + IVP_{FG})/3$$

Los valores oscilan entre 0 y 1 (Tabla 21), de manera que cuando el índice se acerca a cero la capacidad del sistema dunar de resistir a determinadas intervenciones disminuye.

Tabla 21 Caracterización del estado de conservación global del sistema dunar a partir de los rangos de variación del total de las variables. Fuente: elaboración propia.

	ESTADO DE CONSERVACIÓN		
	Favorable	Desfavorable-inadecuado	Desfavorable-malo
Evaluación global del estado de conservación	0,67-1,00	0,33-0,66	0-0,32

A modo de ejemplo de aplicación de esta metodología se han utilizado los cinco sistemas dunares de referencia seleccionados como sistemas de seguimiento en la región sudatlántica (Tabla 22): La Antilla (Huelva), Doñana (Huelva), Trafalgar (Cádiz), Bolonia (Cádiz) y Los Lances (Cádiz).

Tabla 22 Valores otorgados, a modo de ejemplo, a cada uno de los sistemas de referencia seleccionados en la región sudatlántica. Fuente: elaboración propia.

Nota: los valores otorgados son ejemplos, para que fueran totalmente fiables serían necesarios muestreos *in situ*.

SISTEMA DUNAR	Factores morfosedimentarios							Factores ecológicos				Factores de gestión y protección				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
La Antilla	3	3	2	1	1,5	0,5	2	3	2	2	1	4	2	3	3	1
Doñana	4	4	4	3	1,5	2	2	3	3	3	4	4	3	4	4	4
Trafalgar	3	3	3	2	1	1	1	2	1	2	3	4	2	2	2	1
Bolonia	3	3	3	1	1	1,5	1	3	2	2	2	2	3	1	2	2
Los Lances	4	4	4	3	2	2	1,5	2	2	3	2	2	2	2	3	3



Tabla 23 Ejemplo de la aplicación de la metodología para el cálculo del índice de vulnerabilidad parcial (IVP) y de vulnerabilidad total (IVT). Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde), desfavorable-inadecuado (ámbar) y desfavorable-malo (rojo).

Localización	IVP_FM	IVP_FE	IVP_FG	IVT
La Antilla	0,59	0,50	0,65	0,58
Doñana	0,93	0,81	0,86	0,86
Trafalgar	0,63	0,50	0,55	0,56
Bolonia	0,61	0,56	0,50	0,55
Los Lances	0,93	0,56	0,60	0,69

La mayoría de los sistemas dunares utilizados se encuentran en un estado de conservación 'desfavorable-inadecuado' (Tabla 23). El IVT se sitúa por encima de 0,5 en todos los casos, sin embargo solo en el caso de Doñana y Los Lances el estado de conservación es favorable. Se trata, por tanto, de los sistemas dunares mejor conservados (según los valores otorgados en este ejemplo).

No hay que olvidar tener en cuenta el número de variables medidas que llevan a obtener el valor del estado de conservación. Ese número indica el grado de representatividad de los datos obtenidos, así como el conocimiento que se tiene del sistema analizado. Por ello, al resultado hay que añadirle una letra (A, B o C) que indique la calidad de la evaluación en función del número de variables tenidas en cuenta, según se indica en la Tabla 24. La letra otorgada al resultado de la evaluación proporciona información sobre la fiabilidad de los datos analizados.

Tabla 24 Criterios para determinar la calidad de la evaluación en función del número de variables consideradas en sistemas dunares. Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde; A), desfavorable-inadecuado (ámbar; B) y desfavorable-malo (rojo; C).

	REPRESENTATIVIDAD DE LOS RESULTADOS		
	A	B	C
Número de variables medidas	13-18	6-12	0-5

Siguiendo la metodología descrita para los tipos de hábitat de playa, con carácter general, se propone una periodicidad de seguimiento anual, de modo que la evaluación cada 6 años que se recomienda para los THIC sea el promedio de los valores anuales obtenidos en los 6 años anteriores. Así, se podría obtener una estimación del rango de variabilidad interanual de los sistemas dunares y, por tanto, de su resiliencia y capacidad de adaptación a factores externos.



3.3.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional

Para el caso concreto de los THIC, el sistema integrado de evaluación a escala regional puede definirse mediante la siguiente regla:

- Si la superficie (o número de localidades) en estado bueno (o favorable) es superior al 90% en la región, el estado es → Favorable
- Si la superficie se encuentra en estado malo (o desfavorable-malo) es mayor del 25% en la región, el estado es → Desfavorable-malo
- Cualquier otro valor define un estado → Desfavorable-inadecuado

A continuación, se expone un ejemplo para los sistemas dunares de la región sudatlántica. Se han otorgado valores al azar, a modo de ejemplo, a cada uno de los sistemas dunares de la región sudatlántica (Tabla 25).

Tabla 25 Valores del índice de vulnerabilidad parcial (IVP) de los sistemas dunares presentes en la región sudatlántica y representatividad de los resultados. Fuente: elaboración propia.

Nota: los datos utilizados no son datos reales, se trata de un ejemplo hipotético para mostrar el proceso de evaluación a escala regional. Estado de conservación: favorable (verde; A), desfavorable-inadecuado (ámbar; B) y desfavorable-malo (rojo; C).

SISTEMA DUNAR	IVP	REPRESENTATIVIDAD DE RESULTADOS
La Antilla	0,58	A
Doñana	0,86	B
Trafalgar	0,56	B
Bolonia	0,55	A
Los Lances	0,69	B

Una vez obtenidos estos valores, si se calcula el número de localidades que presentan un estado de conservación desfavorable-malo, desfavorable-inadecuado y favorable (Tabla 26), según la regla mencionada anteriormente, el resultado indica que, al no superar el 90% de ellas el estado 'favorable', el estado de conservación de esta región se califica como 'desfavorable-inadecuado'.

Tabla 26 Número de localidades, expresado en porcentaje, en estado 'desfavorable-malo', 'desfavorable-inadecuado' y 'favorable' para la región sudatlántica. Fuente: elaboración propia.

ESTADO DE CONSERVACIÓN	SISTEMAS DUNARES (%)
Desfavorable-malo	0%
Desfavorable-inadecuado	60%
Favorable	40%



Como se ha descrito en el caso de las playas, es importante tener en cuenta que la evaluación del estado de conservación se debe llevar a cabo utilizando como referencia una época pasada en la que el tipo de hábitat se encontraba en buen estado de conservación. Para ello, en cada sistema se definirá la superficie potencial alcanzable en base a información histórica, así como las condiciones favorables óptimas para su correcto desarrollo.

Por lo que respecta a la periodicidad, al mismo tiempo que se registran las distintas variables planteadas, para las cuales se ha recomendado una periodicidad anual, se harán los cálculos necesarios para la evaluación de la estructura y función del tipo de hábitat, tanto a nivel local como regional. Es decir, al menos se debe tener un cálculo anual para cada región biogeográfica.

Así, la elaboración de esta base de datos evoluciona de forma paralela al cálculo de la superficie ocupada planteado que, por lo general, ha tenido lugar anualmente.

Se han propuesto periodicidades y sistemas de evaluación iguales para las playas y dunas debido a su gran conectividad. Ambos sistemas dependen del otro para su correcto funcionamiento por lo que la evaluación de ambos debe ser simultánea.

3.3.4. Distribución de tipos de hábitat dunares en España

En el Anexo I (Tabla I.2) se presenta una matriz de presencia de tipos de hábitat dunares específicos a lo largo de la costa española (García de Lomas *et al.* 2011).

3.4. Marismas

Especialmente complejo resulta el caso de los humedales costeros como marismas, albuferas, lagunas costeras, estuarios y deltas. Tal y como indican Ibáñez *et al.* (2009), los métodos de evaluación del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua¹⁰ (DMA) no dependen de la ecorregión. Así, un mismo método puede usarse en distintos lugares, adaptando siempre los umbrales de calidad al referente según el tipo de hábitat. Por ello, no se diferencian métricas para la evaluación del estado de conservación del tipo de hábitat ni entre ecorregiones ni entre los subtipos descritos. Pueden diferenciarse umbrales de calidad de la evaluación, o no incluirse determinados indicadores y/o métricas por ser improcedentes.

Para el caso de los tipos de hábitat de marisma, la evaluación del estado de conservación está condicionada por la presencia de determinadas asociaciones de plantas. Así, dado que la mayoría de estos tipos de hábitat están definidos por la presencia de especies vegetales concretas, su presencia o ausencia y sus tendencias recientes (a la expansión o a la retracción) constituirán variables fundamentales para evaluar el estado de su estructura y función.

Como ya se ha comentado, en la actualidad y sobre todo en España, la DMA es el marco normativo más desarrollado para dar respuesta a las directrices marcadas por la normativa europea. Por otro lado, en

¹⁰ 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



algunas comunidades autónomas existe ya una compleja metodología desarrollada para valorar el estado ecológico de los tipos de hábitat acuáticos.

Hay que destacar que no se indican valores de referencia ni umbrales definitivos e inequívocos para la diferenciación del estado ecológico, ya que en la mayoría de los casos todavía no existe suficiente información y validación para proponer criterios fiables para los tipos de hábitat de marisma en España. En general, se recomienda el establecimiento de una red de puntos de control, seguimiento y muestreo en cada sistema, donde se determinen los indicadores que se proponen a continuación.

3.4.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

En primer lugar, es necesaria una recopilación de datos previa a los muestreos *in situ*. Las fotografías aéreas son particularmente útiles en este proceso.

- Las características del terreno deben ser identificadas previamente a la realización de los muestreos. Cada muestreo, aun teniendo un carácter general para cada grupo de tipos de hábitat, se adaptará a cada localización.
- La interacción con los agentes de conservación locales implicados en la gestión y mantenimiento del tipo de hábitat es esencial para la selección de puntos de muestreo en cada uno de ellos. Es necesaria una coordinación con las entidades de gestión ya existentes en cada punto y el seguimiento se adaptará, en la medida de lo posible, a trabajos ya realizados o en proceso de realización.

En segundo lugar, hay que llevar a cabo muestreos de campo. Si bien la información que ofrece el uso de sensores remotos podría ser suficiente para una primera aproximación en la evaluación del parámetro 'Estructura y función', las técnicas de muestreo *in situ* ofrecen información esencial para la evaluación del estado de estos ecosistemas.

Una vez dicho esto y tomando en consideración proyectos como *Saltmarsh Monitoring Project 2007-2008* (McCorry & Ryle 2009) y *Common Standards Monitoring Guidance for Saltmarsh Habitats* (Joint Nature Conservation Committee 2004), la metodología para la evaluación de la estructura y función mediante muestreos de campo consiste en la definición de varios atributos o indicadores que reflejan características significativas de la estructura y función del tipo de hábitat. La mayoría de los atributos descritos -por no decir todos- se pueden extrapolar a casi cualquier tipo de hábitat de marisma. Se trata de indicadores del buen estado ambiental del tipo de hábitat, sencillos y comunes a todos los proyectos de gestión y conservación de marismas y humedales costeros que han tenido o están teniendo lugar a nivel nacional y europeo. Este tipo de muestreo tiene carácter obligatorio para la evaluación de estos tipos de hábitat. Además, se exponen algunas variables adicionales para tipos de hábitat de marisma específicos que requieren una evaluación más exhaustiva de su estructura y función: las llanuras fangosas mareales (THIC 1140 Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja, en adelante Llanuras mareales).

A cada uno de estos atributos o variables se les han otorgado valores (entre 0 y 2) para indicar el estado de conservación de la zona de estudio. Todas las variables planteadas son de obligada cuantificación (Tabla 27).



Tabla 27 Rango de valores de las variables obligatorias. Fuente: elaboración propia a partir de MacCorry & Ryle (2009) y Joint Natures Conservation Committee (2004).

TIPO DE VARIABLE	VALORACIÓN		
	VARIABLES OBLIGATORIAS	2	1
1. Estructura física	Caños y lucios inalterados	Alteración de los caños y lucios reversible	Caños y lucios muy alterados por la actividad humana
2. Estructura de la vegetación: zonación	Rango de distribución típica	Presencia de alteraciones puntuales en la distribución	Zonación inversa o muy alterada
3. Estructura de la vegetación: altura de las plantas	Variedad y altura de la vegetación característica de cada banda	Bandas de vegetación con un desarrollo parcial de la vegetación	Características totalmente alteradas en varias bandas de vegetación
4. Estructura de la vegetación: especies características	Diversidad de especies característica de la zona	Pérdida de diversidad (recuperable cuando cese la presión)	Pérdida de diversidad difícil o muy difícil de recuperar
5. Estructura de la vegetación: indicadores negativos (especies invasoras)	No existen especies invasoras	Especies invasoras puntuales (incremento de <10% durante el período de monitoreo)	Incremento de >10% durante el período de monitoreo
6. Otros indicadores negativos	No hay indicadores negativos	Indicadores negativos que no afectan a más del 5% de la extensión del tipo de hábitat durante el periodo de monitoreo	Indicadores negativos que afectan a más del 5% de la extensión del tipo de hábitat durante el periodo de monitoreo
7. Indicadores de zonas con peculiaridades	No existen peculiaridades destacables	Ciertas peculiaridades encontradas durante los muestreos	Tipo de hábitat con presencia de peculiaridades destacables+
8. Indicadores físico-químicos (temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes, salinidad)	Indicadores dentro del rango óptimo definido para cada región	Indicadores fuera del rango en momentos puntuales	Indicadores muy alejados del rango óptimo durante el periodo de monitoreo

Procedimiento de medición de las variables obligatorias:

La estructura física (variable 1; Tabla 27) hace referencia a la condición de los caños y lucios dentro la marisma. Se entiende como lucio una extensión en cotas bajas dominadas por macrófitos acuáticos (cuando están llenos de agua) y por una orla de helófitos en la época seca. Realmente, son lagunas temporales ubicadas en medio de la marisma al retirarse el agua. Rasgos como la disección o la ampliación pueden indicar tendencias erosivas. El principal objetivo es la no-intervención humana, por ejemplo, con el dragado de los caños. Se evaluará mediante análisis de fotografía aérea. Se cuantificará la variación en la estructura de los caños y lucios a lo largo del periodo de monitoreo. La periodicidad dependerá de la información disponible, siendo necesaria como mínimo una valoración anual de la estructura física de la marisma. Si no existe información fotográfica, se recomienda la inspección *in situ*.



La zonación de la vegetación (variable 2; Tabla 27) hace referencia a la distribución de la vegetación en la marisma. El principal objetivo es mantener el rango de distribución característico de este tipo de hábitat. El tamaño de cada área de distribución se debe tener en cuenta, ya que una zonación inversa con las plantas pioneras localizadas en la marisma alta puede ser un signo de erosión. Si bien el control de la distribución debe adaptarse al tipo de hábitat concreto, se establecerán muestreos anuales para la evaluación *in situ* de la zonación de las especies características.

La altura de las plantas (variable 3; Tabla 27) hace referencia a la diversidad de fisiologías de la vegetación. El principal objetivo es mantener la variación estructural de cada zona de la marisma. Se medirá, en los puntos asignados como puntos de control, la altura de las plantas de cada tipo de hábitat específico de la marisma en cuestión. Aquellos tipos de hábitat que, por sus características, no sean accesibles, no se estimarán.

El indicador de especies características (variable 4; Tabla 27) hace referencia a la diversidad de especies dentro de la marisma. El objetivo de cada tipo de hábitat es mantener la presencia de las principales especies. La zonación debe tenerse en cuenta si las especies características varían según las diferentes zonas. Es esencial la determinación de especies florísticas características con la ayuda de cuadernos de campo.

Los indicadores negativos (variable 5; Tabla 27) tienen como principal objetivo que no haya evidencias significativas de la expansión de las especies invasoras durante el período de monitoreo, es decir, que no exista un incremento mayor al 10% durante este período. Para ello, es necesario un estudio previo del terreno, a través de estudios que describan la presencia de una especie invasora.

Otros indicadores negativos (variable 6; Tabla 27) hacen referencia al impacto de otros indicadores tales como vertidos, pisoteo o uso de vehículos, que pueden afectar a una parte de la marisma. El principal objetivo es que estos indicadores negativos no afecten a más del 5% de la extensión del tipo de hábitat durante el período de monitoreo. Hay que tener en cuenta los efectos negativos que el muestreo *in situ* puede ocasionar en la zona: pisoteo, pérdida de vegetación por recolección de muestras (pequeñas zonas desnudas), etc. Del mismo modo que para la variable 2 (Tabla 27), se recogerá información sobre la altura de las plantas, la especies características y presencia de indicadores negativos. Toda la información se recogerá de manera ordenada en un estadillo de campo, que constituya un repositorio de información de las condiciones del período de monitoreo.

Los indicadores de zonas con peculiaridades (variable 7; Tabla 27) hacen referencia a registros de presencia de plantas raras, ciertos tipos de hábitat u otras características destacables durante los muestreos de campo. El principal objetivo es mantener la presencia o extender estos elementos peculiares siempre que sean beneficiosos para el tipo de hábitat. Este atributo es específico para cada tipo de hábitat. Se anotarán las peculiaridades para hacer un seguimiento a lo largo del período completo de muestreo.

Por último, los indicadores físico-químicos (variable 8; Tabla 27) hacen referencia a la calidad del agua y sedimento de la marisma, así como a sus propiedades físicas. Si bien es cierto que se plantea como una variable obligatoria, al tratarse de metodologías más específicas y con puntos de muestreo de más difícil acceso, se puede revisar su obligatoriedad. Se realiza normalmente en las llanuras mareales, en el agua contenida en los poros del sedimento, aunque los contenidos en contaminantes se determinan bien en la materia en suspensión del agua que cubre esta zona durante las pleamares, bien en los sedimentos del fondo a lo largo de toda la extensión de la marisma.



La temperatura varía durante los ciclos de marea, la época del año y el grado de salinidad. En general, puede afirmarse que la temperatura del agua que drena las llanuras mareales se mantiene entre los 10 y los 28°C. Se recomienda medir la temperatura como mínimo mensualmente, en la columna de agua y en el sedimento.

El oxígeno disuelto es el factor más limitante de la vida en un ecosistema acuático. Depende directamente del intercambio con la atmósfera y, sobre todo, del balance fotosíntesis/respiración (F/R) que se produce en dicho ecosistema. Cuando un ecosistema acuático se encuentra en relativo equilibrio F/R, el oxígeno no es limitante para la mayoría de los organismos. El problema surge cuando la respiración supera a la producción, lo cual conduce a la disminución del oxígeno (hipoxia) que puede llegar hasta su agotamiento (anoxia). Las comunidades de ecosistemas acuáticos con poco oxígeno disuelto suelen ser muy poco diversas. Se considera que los valores de oxígeno por debajo de 3 mg/l (hipoxia) pueden ser dañinos para muchas especies acuáticas. Por el contrario, aguas con más de 10 mg/l (eutrofia), pueden desarrollar tantos individuos que su respiración finalmente acabará consumiendo totalmente el oxígeno. El estado trófico del agua se mide mediante la escala establecida por el Programa Cooperación sobre la Eutrofización de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE 1982; Tabla 28):

Tabla 28 Medida del estado trófico en función del oxígeno disuelto en el agua (mg/l). Fuente: elaboración propia a partir de datos de OCDE (1982).

ESTADO TRÓFICO	OXÍGENO DISUELTO (mg/l)
Ultraoligotrófico	0,1-1
Oligotrófico	1-3
Mesotrófico	3-10
Eutrófico	10-30
Hipereutrófico	<30

El oxígeno disuelto se medirá directamente del agua, en profundidad y en superficie, en la parte alta, media y baja de la marisma, con una frecuencia mínima mensual.

Por su parte, los nutrientes inorgánicos disueltos en el agua son indispensables para los productores primarios y, por lo tanto, para el mantenimiento de la cadena trófica. Los nutrientes más importantes son los compuestos de nitrógeno y fósforo. Un enriquecimiento de estos nutrientes por aportes antrópicos causa el crecimiento desmesurado de los productores primarios, generando episodios de eutrofización con concentraciones elevadas de fitoplancton. La medida de las concentraciones de nutrientes puede revelar posibles problemas de eutrofización.

Para la determinación de la concentración de nutrientes disueltos (nitrato, amonio y fosfato) debe recogerse una muestra de agua y sedimento para analizar en el laboratorio mediante protocolos estandarizados (Tabla 29). Se recomienda una frecuencia de muestreo mensual.



Tabla 29 Medida del estado trófico en función de la concentración de nutrientes (mg/l). Fuente: elaboración propia a partir de datos de OCDE (1982).

ESTADO TRÓFICO	CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES (mg/l)
Ultraoligotrófico	1-6
Oligotrófico	6-10
Mesotrófico	10-60
Eutrófico	60-100
Hipereutrófico	100-1 000

La salinidad y conductividad aportan información sobre la concentración de sales solubles en el agua. Este parámetro influye en el equilibrio osmótico de los organismos y limita la presencia de aquellos organismos no tolerantes. En zonas de marisma se producen constantes cambios de salinidad debido a los periodos cíclicos de exposición y sumersión. La escala de salinidad utilizada más comúnmente es la siguiente (Tabla 30):

Tabla 30 Clasificación del estado halino del agua en función del porcentaje de sales (mg/l). Fuente: elaboración propia a partir de datos de OCDE (1982).

ESTADO HALINO	PORCENTAJE DE SALES (mg/l)	TIPO DE AGUA
Límnico	<0,5	Dulce
Oligohalino	0,5-5	Salobre
Mesohalino	5-18	Salobre
Polihalino	18-30	Salobre
Euhalino	30-40	Marina
Hiperhalino	>40	Mares cerrados

Se recomienda medirlo mensualmente en el agua de los poros durante las pleamares y las bajamares, y en la columna de agua durante las pleamares.

A continuación, se detalla una variable específica adicional para las llanuras fangosas intermareales (THIC 1140) que, por sus características, requieren un estudio más exhaustivo (Tabla 31). Si se dispone de datos anteriores al inicio de los periodos de muestreo, los valores obtenidos en el análisis de macroinvertebrados bentónicos presentes en las marismas se compararán con los estudios previos.



Tabla 31 Variable específica adicional para el THIC 1140 Llanuras mareales. Fuente: elaboración propia.

VARIABLE ESPECÍFICA THIC 1140 LLANURAS MAREALES	VALORACIÓN		
	2	1	0
1. Macroinvertebrados bentónicos	Aumento de la diversidad a lo largo del periodo de estudio	Mantenimiento de la diversidad a lo largo del periodo de estudio	Reducción de la diversidad a lo largo del periodo de estudio

Procedimiento de medición de la variable específica del THIC 1140:

El estudio de macroinvertebrados bentónicos (variable 1; Tabla 31) puede proporcionar información del estado de conservación del ecosistema y de su estructura y productividad. La comunidad de macroinvertebrados bentónicos es sensible a los cambios de oxígeno, salinidad y nutrientes, por lo que su cuantificación (composición y abundancia) es un parámetro fundamental para evaluar los impactos sobre el ecosistema; además son precisamente estas comunidades las que ejercen bioturbación sobre el fondo, dando lugar a procesos de aireación y oxigenación del sustrato sedimentario. En las Llanuras mareales (THIC 1140), los invertebrados bentónicos susceptibles de evaluación son fundamentalmente los anélidos, los moluscos y los crustáceos. La metodología empleada en la recogida de macrofauna bentónica consiste en el empleo de diferentes tipos de dragas con una superficie operativa conocida, que permite obtener muestras cuantitativas. Para el caso de las llanuras mareales se propone la recogida manual durante las bajamares de 500 g de muestra en los primeros 10 cm de sedimento. En cada uno de los puntos de muestreo se recogerán tres muestras distribuidas verticalmente: una en la zona situada entre la pleamar muerta media y el nivel medio de marea (zona predominantemente expuesta), una segunda entre este último nivel y la bajamar muerta media (zona predominantemente sumergida) y una última entre esta y la bajamar viva media (zona escasamente expuesta). Para la obtención del macrobentos, las muestras deberán tamizarse con tamices de 500 μm .

Para el cálculo de los macroinvertebrados bentónicos son tres los parámetros que se deben considerar: diversidad específica, riqueza y presencia/ausencia de especies sensibles e indicadoras. El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') es, probablemente, el índice más utilizado para el cálculo de la biodiversidad y la riqueza específica puede ser fácilmente calculada como el número total de taxones. En cuanto a la presencia/ausencia de especies sensibles e indicadoras se puede emplear el coeficiente biótico (BC, del inglés *Biotic Coefficient*), obtenido mediante el índice AMBI (del inglés *AZTI Marine Biotic Index*) que, aplicado y validado a lo largo de las costas europeas atlánticas y mediterráneas, ya está siendo utilizado en diferentes países (Italia, Noruega, Portugal y Reino Unido). Para la aplicación del índice AMBI, las especies de invertebrados de fondo blando se distribuyen en cinco grupos ecológicos, en función de su tolerancia o sensibilidad a la contaminación:

- i. Especies muy sensibles al enriquecimiento por materia orgánica y presentes en condiciones impolutas (estado inicial).
- ii. Especies indiferentes al enriquecimiento por materia orgánica, siempre presentes en baja densidad con variaciones poco significativas a través del tiempo (desde estado inicial hasta desequilibrio ligero).



- iii. Especies tolerantes a excesos de enriquecimiento de materia orgánica, que pueden aparecer bajo condiciones normales pero sus poblaciones se ven estimuladas por el enriquecimiento orgánico (situación de ligero desequilibrio).
- iv. Especies oportunistas de segundo orden (situación ligera a pronunciadamente alterada).
- v. Especies oportunistas de primer orden (situación de desequilibrio pronunciado).

Una vez distribuidos todos los individuos en sus correspondientes grupos, se calculan los porcentajes de abundancia de organismos presentes en cada uno de ellos y se introducen en la siguiente ecuación para obtener el coeficiente biótico (BC) de la muestra:

$$BC = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

donde los porcentajes de GI a GV se corresponden con los porcentajes de abundancia en los grupos ecológicos anteriormente descritos.

Los valores del coeficiente biótico obtenidos mediante el índice AMBI son asignados a su vez a un índice biótico (BI, del inglés *Biotic Index*) que distribuye los valores continuos del BC en ocho categorías de valores discretos (0-7) correspondientes a ocho niveles de contaminación, a partir de los cuales se obtiene la clasificación del estado (Tabla 32).

Tabla 32 Categorías de estado ecológico en función del índice biótico. Fuente: elaboración propia.

COEFICIENTE BIÓTICO	ÍNDICE BIÓTICO	NIVEL DE CONTAMINACIÓN	ESTADO ECOLÓGICO
0,0 < BC < 0,2	0	Sin contaminar	Muy bueno
0,2 < BC < 1,2	1	Sin contaminar	Muy bueno
1,2 < BC < 3,3	2	Ligeramente contaminado	Bueno
3,3 < BC < 4,3	3	Contaminado	Moderado
4,3 < BC < 5,0	4	Contaminado	Moderado
5,0 < BC < 5,5	5	Muy contaminado	Deficiente
5,5 < BC < 6,0	6	Muy contaminado	Deficiente
Azoico	7	Extremadamente contaminado	Malo

Esta variable es de carácter opcional, ya que el trabajo de campo en las llanuras fangosas intermareales es muy costoso y requiere de una preparación y experiencia previas. Además, para la recolección de datos en este tipo de superficies son necesarias embarcaciones con las que acceder a esta zona. La recogida de muestras accediendo por la parte superior de la marisma es prácticamente imposible realizarla sin dañar la superficie y los organismos que habitan en ella.



Procedimientos de muestreo:

Una vez los atributos han sido seleccionados, en cada banda de vegetación presente en la zona se define un número determinado de puntos de control (Figura 6) donde se situará un área mínima (Figura 7), generalmente de 1x1 m, aunque ajustable al área que ocupa cada tipo de hábitat, y se evaluará el estado de la vegetación a través de las variables descritas.

En algunos casos, normalmente cuando el área que ocupa el tipo de hábitat no es muy extensa (inferior a 1 ha), el número de puntos de muestreo se reduce a menos de cuatro. La posición de los puntos de control es aleatoria, de manera que bajo el mismo conjunto aparente de condiciones iniciales se podrían obtener resultados diferentes.

Cada uno de los indicadores planteados se evalúa en cada punto de vigilancia o zona de referencia seleccionada y se les da una valoración de favorable o desfavorable dependiendo de si el atributo alcanza el objetivo deseado o no (Tabla 33). Por ejemplo, una zona de referencia se encuentra en estado desfavorable si tiene más del 5% de la superficie sobre suelo desnudo para el caso de la estructura de la vegetación (especies características). El mal estado de uno de los atributos (objetivo no alcanzado) puede suponer el mal estado para el conjunto total.

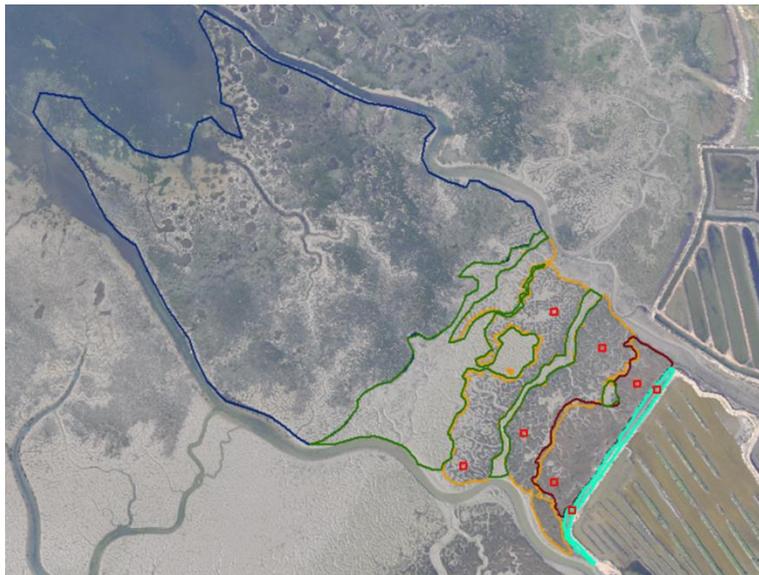


Figura 6 Ejemplo de zonificación de los puntos de muestreo en las marismas del saco interno de la bahía de Cádiz. Las zonas más bajas no presentan puntos de muestreo debido a la dificultad de acceso. Los puntos se han situado en los extremos de las bandas de vegetación, aproximadamente. La cantidad de puntos dependerá de la extensión de la marisma. Fuente: elaboración propia a partir del uso del *software* ArcGIS 10. 5 sobre ortofotografía del PNOA.



Figura 7 Área mínima de control utilizada en la evaluación del estado de una marisma en la bahía de Cádiz para el proyecto FAST (*Foreshore Assessment using Space Technology*)¹¹ con dimensiones de 1x1 m. Fuente: extraída de los productos multimedia disponibles del proyecto FAST.

¹¹ <http://www.fast-space-project.eu/index.php/media-center/images>



Tabla 33 Orientación para la obtención de los objetivos de conservación en las áreas seleccionadas. Fuente: elaboración propia a partir de Joint Nature Conservation Committee (2004).

ATRIBUTO/INDICADOR	OBJETIVOS	MÉTODO DE EVALUACIÓN	COMENTARIOS
1. Estructura física: caños y lucios¹	No existencia de alteración humana de los patrones de distribución de los canales o pérdida de la extensión de lucios comparado con el área de referencia.	Fotografías aéreas combinadas con datos recogidos en los muestreos <i>in situ</i> .	Los caños y lucios varían en tamaño y densidad. Los caños absorben la energía de las mareas favoreciéndose el depósito de sedimentos en la marisma. Una mayor erosión en la marisma es notoria a través de la disección y ampliación de los canales de drenaje, que conduce a la creación de cuencas de fango.
2. Estructura de la vegetación: zonación y altura	Mantener el rango de zonación típico de la zona así como la altura típica de la vegetación allí existente.	La anchura de las zonas puede ser determinada mediante uno o más transectos extendidos desde la parte más alta a la más baja de la marisma. La información recogida con el GPS puede representarse en un mapa. Para la altura de la vegetación, se pueden tomar medidas de las alturas medias de la vegetación a través de cuadrantes de área mínima a medida que se avanza en la línea de muestreo.	El patrón de distribución de la vegetación de una marisma varía regionalmente y también localmente. Las marismas tienen 5 zonas principales: zona pionera, marisma baja-media, marisma media-alta, banda de marisma (<i>saltmarsh strand</i>) y las zonas de transición. Los niveles de muestreo deben adecuarse a cada zona de estudio. Un 'sobrepastoreo' puede modificar la presencia de vegetación afectando a la presencia de avifauna y otras especies.
3. Composición de la vegetación: especies características	Mantener la zonación típica de las zonas de marisma.	Evaluación visual del estado de la zonación a través de un transecto estructurado.	Las comunidades allí presentes deben ser dinámicas y su distribución está asociada a procesos físicos. Varias comunidades pueden coexistir en la zona de transición en la parte alta de la marisma.
4. Composición de la vegetación: indicadores negativos (especies invasoras)	Ausencia de evidencias de expansión de estas especies hacia la zona pionera de la marisma.	Fotografías aéreas acompañadas de muestreos visuales sobre el terreno.	

Continúa en la siguiente página ►



ATRIBUTO/INDICADOR	OBJETIVOS	MÉTODO DE EVALUACIÓN	COMENTARIOS
<p>5. Otros indicadores negativos</p>	<p>Los canales artificiales de drenaje que afectan negativamente a la hidrodinámica son ausentes o raros.</p> <p>Ausencia de indicadores de contaminación.</p> <p>Reducción de áreas de sustrato desnudo como consecuencia de actividades humanas como el uso de vehículos o pisoteo en lugares vulnerables.</p> <p>Daños derivados de la caza furtiva, con extensión de sedimento desnudo <25%.</p>	<p>Muestreos visuales sobre el terreno.</p>	
<p>6. Indicadores fisicoquímicos (temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes, salinidad)</p>	<p>Mantener los indicadores fisicoquímicos dentro del rango óptimo.</p>	<p>Toma de muestras sobre el terreno.</p>	<p>Es necesario un conocimiento previo de la zona de estudio para establecer rangos adecuados de los parámetros físico-químicos.</p>

¹ Lucio: término usado en el suroeste de España para referirse a un charco o laguna que queda en las marismas al retirarse las aguas.



Por último, para la identificación tanto en el campo como por fotografía aérea de las especies características correspondientes a cada tipo de hábitat de marisma, el uso de cuadernos de campo resulta esencial. En el Anexo IV se adjunta un posible 'Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas de marisma'.

3.4.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local

Se han propuesto y caracterizado las variables de estructura y función significativas relativas a estos tipos de hábitat. A partir de estas se podrá determinar el estado ecológico para cada localidad.

En este apartado se plantea una propuesta análoga a los grupos de playas y dunas para determinar el estado de conservación en una localidad determinada en lo que respecta a la estructura y función. La metodología se basa en el cálculo de índices de vulnerabilidad del sistema a través de los valores obtenidos en cada variable medida.

El método consiste simplemente en la suma de los puntos otorgados a las variables medidas dividida entre la suma del máximo valor alcanzable con estas variables (Tabla 34). De esta forma, se obtiene el IVP para cada uno de los factores.

Tabla 34 Valor máximo alcanzable por cada conjunto de factores para las variables de evaluación de marismas. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE VARIABLE	VALOR MÁXIMO ALCANZABLE
Variables generales de evaluación	16 puntos
Variable específica para el THIC 1140 Llanuras mareales	2 puntos

En base a estos resultados, el índice de vulnerabilidad total (IVT) se calcula con la media no ponderada de los dos índices de vulnerabilidad parcial (IVP_general+ IVP_específica):

$$IVT = (IVP_general + IVP_específica) / 2$$

Los valores oscilan entre 0 y 1 (Tabla 35), de manera que, cuando el índice se acerca a 0, la capacidad del sistema de resistir a determinadas intervenciones disminuye.



Tabla 35 Caracterización del estado de conservación global de las marismas a partir de los rangos de variación del total de las variables. Fuente: elaboración propia.

	ESTADO DE CONSERVACIÓN		
	Favorable	Desfavorable-inadecuado	Desfavorable-malo
Evaluación global del estado de conservación	0,67-1,00	0,33-0,66	0-0,32

Para ejemplificar la aplicación de esta metodología se han seleccionado las marismas de la región mediterránea (Tabla 36). Se trata de los enclaves seleccionados como tipos de hábitat de seguimiento para esta región en Gracia *et al.* (2019b).

Tabla 36 Valores otorgados, a modo de ejemplo, a cada uno de los sistemas de referencia seleccionados para la región mediterránea. Fuente: elaboración propia.

Nota: los valores otorgados son ejemplos, para que fueran totalmente fiables serían necesarios muestreos *in situ*.

MARISMA	Variables generales								Variable específica (macroinvertebrados bentónicos)
	1	2	3	4	5	6	7	8	1
Marismas del río Palmones	1	1	0	1	2	1	1	1	2
Marismas de Entinas	2	2	2	2	1	1	0	1	2
Salinas de Cabo de Gata	1	1	1	1	1	1	2	2	1
Marjal de Santa Pola	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Marjal de Pego-Oliva	2	2	2	1	1	1	1	0	1
Marismas (marjales) de la albufera de Valencia	1	1	1	1	1	2	2	2	1
Marismas del delta del río Ebro	2	2	2	1	1	1	1	1	2
Marismas del delta del río Llobregat	1	1	1	2	0	0	0	0	1
Marismas de L'Empordá	1	1	1	1	1	1	0	0	1
Salina de Alcudia	1	1	1	1	2	2	2	2	2
Salinas de Es Trenc	2	2	2	2	1	1	2	2	2

Aproximadamente la mitad de las marismas se encuentran en un estado de conservación desfavorable-inadecuado (Tabla 37). El IVT califica en buen estado de conservación cinco marismas de un total de once. Las marismas mejor conservadas (según los valores otorgados) son las de Santa Pola, en la Comunitat Valenciana, y Es Trenc, en Illes Balears.



Tabla 37 Ejemplo de la aplicación de la metodología para el cálculo del índice de vulnerabilidad parcial (IVP) y de vulnerabilidad total (IVT). Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde) y desfavorable-inadecuado (ámbar).

Localización	IVP_FE	IVP_FG	IVT
Marismas del río Palmones	0,50	1,00	0,75
Marismas de Entinas	0,68	1,00	0,34
Salinas de Cabo de Gata	0,62	0,5	0,56
Marjal de Santa Pola	1,00	1,00	1,00
Marjal de Pegó-Oliva	0,62	0,5	0,56
Marismas (marjales) de la albufera de Valencia	0,68	0,5	0,59
Marismas del delta del río Ebro	0,68	1,00	0,84
Marismas del delta del río Llobregat	0,31	0,5	0,40
Marismas de L'Empordá	0,37	0,5	0,43
Salinas de Alcudia	0,75	1,00	0,87
Salinas de Es Trenc	0,87	1,00	0,93

Al resultado, al igual que para los sistemas de playas y dunas, hay que añadir una letra (A, B o C) que indique la calidad de la evaluación en función del número de variables tenidas en cuenta, según se indica en la Tabla 38.

Tabla 38 Criterios para determinar la calidad de la evaluación en función del número de variables consideradas en marismas. Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde; A), desfavorable-inadecuado (ámbar; B) y desfavorable-malo (rojo; C).

	REPRESENTATIVIDAD DE LOS RESULTADOS		
	A	B	C
Número de variables medidas	9-13	5-8	0-4

Con carácter general se propone realizar un seguimiento con una periodicidad mensual para el caso de marismas, o al menos semestral, de modo que la evaluación cada seis años que se recomienda para los THIC sea el promedio de los valores obtenidos en los seis años anteriores. Así, se podría obtener una estimación del rango de variabilidad interanual de las marismas y, por tanto, de su resiliencia y capacidad de adaptación a factores externos.



3.4.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional

Para el caso concreto de los THIC, el sistema integrado de evaluación a escala regional puede definirse mediante la siguiente regla:

- Si la superficie (o número de localidades) en estado bueno (o favorable) es superior al 90% en la región, el estado es → Favorable
- Si la superficie (o número de localidades) en estado malo (o desfavorable-malo) es mayor del 25% en la región, el estado es → Desfavorable-malo
- Cualquier otro valor define un estado → Desfavorable-inadecuado

La evaluación global del estado de conservación de la estructura y función del tipo de hábitat general se puede estimar como la suma de los resultados obtenidos en la evaluación local. Es decir, la evaluación por provincias costeras, o incluso por regiones biogeográficas, se podría estimar como la suma de las evaluaciones locales llevadas a cabo en los enclaves de seguimiento en esta provincia o región. Así, para todos los tipos de hábitat, sean o no de interés comunitario, se considera adecuado utilizar los umbrales propuestos.

Una vez obtenidos estos valores, si se calcula el número de localidades que presentan un estado de conservación desfavorable-malo, desfavorable-inadecuado y favorable según la regla mencionada anteriormente, el resultado nos indica que, al no superar el 90% de ellas el estado favorable, esta región se califica como 'desfavorable-inadecuada' (Tabla 39).

Es importante tener en cuenta que la evaluación del estado de conservación se debe llevar a cabo utilizando como referencia una época pasada en la que el tipo de hábitat se encontraba en buen estado de conservación.

Tabla 39 Número de localidades, expresado en porcentajes, en estado 'desfavorable-malo', 'desfavorable-inadecuado' y 'favorable' para la región noratlántica. Fuente: elaboración propia.

ESTADO DE CONSERVACIÓN	MARISMAS (%)
Desfavorable-malo	0,00%
Desfavorable-inadecuado	45,45%
Favorable	54,54%

Por lo que respecta a la periodicidad, al mismo tiempo que se registran las distintas variables planteadas, se harán los cálculos necesarios para la evaluación de la estructura y función del tipo de hábitat, tanto a nivel local como regional. Al menos se debe tener un cálculo anual para cada región biogeográfica. Así, la elaboración de esta base de datos evoluciona de forma paralela al cálculo de la superficie ocupada planteado, cuyo valor se revisa anualmente, de manera general.

Atendiendo a la evaluación global del sistema, y teniendo en cuenta la superficie ocupada, la estructura y función, y las presiones y amenazas que sufre el sistema, la evaluación de McCorry & Ryle (2009) en el proyecto *Saltmarsh Monitoring Project 2007-2008* sobre el estado de conservación de las marismas sigue un enfoque basado en estos tres parámetros principales: 'Superficie ocupada', 'Estructura y función' y



'Perspectivas futuras'. El método consiste en un sistema de *traffic light* (o de código de colores de semáforo), igual que el usado en la Matriz General de Evaluación del estado de conservación de los THIC en Europa (European Commission 2011)¹²: favorable, desfavorable-inadecuado o desfavorable-malo, en analogía con la metodología que plantea la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) para evaluar el riesgo de colapso de los ecosistemas (Tabla 40). Este sistema parece ser el más fácil y rápido según la bibliografía consultada y su aplicación es sencilla. La evaluación se lleva a cabo a nivel de tipo de hábitat específico, y los resultados finales son extrapolables a los tipos de hábitat de marisma en su conjunto.

Si alguno de los tipos de hábitat específicos de cada conjunto se encuentra en estado desfavorable-malo, esto hará que el sistema total se encuentre en dicho estado.

Tabla 40 Ejemplo de una matriz de evaluación del estado de conservación dentro del proyecto *Saltmarsh Monitoring Project 2007-2008*. Fuente: extraída de McCorry & Ryle (2009).

TIPO DE HÁBITAT	EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN			EVALUACIÓN GENERAL DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN
	Favorable	Desfavorable-inadecuado	Desfavorable-malo	
Pastizales de <i>Salicornia</i> (THIC 1310)	'Superficie ocupada' 'Estructura y función'	'Perspectivas futuras'		Desfavorable-inadecuado
Pastizales salinos atlánticos (THIC 1330)	'Superficie ocupada'	'Estructura y función' 'Perspectivas futuras'		Desfavorable-inadecuado
Pastizales salinos mediterráneos (THIC 1410)	'Superficie ocupada'		'Estructura y función' 'Perspectivas futuras'	Desfavorable-malo

Otro punto a tener en cuenta en el seguimiento de estos tipos de hábitat según la metodología planteada es la periodicidad de las salidas de campo. Es necesario tener presente el objetivo de este proyecto y los usuarios finales que llevarán a cabo estas tareas. Las salidas de campo para realizar las mediciones deben ser espaciadas en el tiempo de modo que se convierta en una actividad viable para los gestores que se ocupen de estas tareas.

Se plantea, en base a lo citado, y al dinamismo al que están sometidos estos sistemas, un seguimiento estacional para disponer de información periódica y conocer de manera eficiente todos los procesos que allí tienen lugar a lo largo del año. Una vez se conozca cómo evoluciona el sistema, se podría disminuir la periodicidad de la toma de muestras a una anual. En cualquier caso, si la información

¹² <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/reference-material-for-reporting-period-2007-2012-art-17>



existente es escasa, se considera necesario un monitoreo más continuado que permita estimar la estructura y el funcionamiento del tipo de hábitat de manera fiable, al menos al inicio del proceso.

3.4.4. Distribución de tipo de hábitat de marisma en España

En el Anexo I (Tabla I.3) se presenta una matriz de presencia de tipos de hábitat específicos de marisma a lo largo de la costa española. Para su elaboración se ha consultado Bartolomé *et al.* (2005) y, además, se ha realizado un inventario de toda la costa española con el fin de identificar morfologías que no estuvieran presentes en los trabajos anteriores. Este último procedimiento se ha llevado a cabo a través del visor del IGN (Iberpix4) y de la aplicación *Google Earth Pro*.

3.5. Marjales y lagunas costeras

A igual que en Gracia *et al.* (2019a), la evaluación del estado de conservación de los marjales y lagunas costeras (THIC 1150* Lagunas costeras)¹³ se desarrolla en Camacho *et al.* (2019).

3.6. Salinas

Las salinas constituyen uno de los casos más destacados de geomorfología antrópica (Nir 1983). Por un lado, la transformación ha tenido en cuenta las morfologías preexistentes y, por otro, ha ocasionado un cambio en los procesos físicos y dinámicos, especialmente cuando dicha transformación se desarrolla sobre antiguas marismas (Gracia *et al.* 2019a).

Así, la atención debe incidir principalmente sobre los procesos naturales de inundación y sedimentación en estas zonas (Breilh *et al.* 2013; Pethick 1992; Torres *et al.* 2006), sobre el impacto antropogénico y la regeneración ambiental de las marismas antropizadas abandonadas (García-Artola *et al.* 2011; Irabien *et al.* 2008), la modificación de los procesos naturales, o las consecuencias morfológicas y dinámicas de su abandono y degradación.

3.6.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

La selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación del parámetro 'Estructura y función' en las salinas debe dividirse en dos partes. Por un lado, seleccionar aquellas variables que diagnostiquen el estado de conservación de las salinas naturalizadas o restauradas y, por otro, aquellas variables que diagnostiquen el estado de salinas en explotación o funcionales. Si bien es cierto que ambos tipos presentan características comunes, es necesario analizarlos por separado ya que la función que desempeñan es diferente.

¹³ Los tipos de hábitat de interés comunitario que se señalan con un asterisco (*) son considerados prioritarios.



Las salinas naturalizadas o restauradas han sido abandonadas o rehabilitadas con el fin de recuperar la función natural del espacio, es decir, de recuperar las antiguas marismas. Las variables que describen el buen estado ambiental para este caso son muy similares a aquellas propuestas para las marismas: estructura de los caños y lucios; estructura de la vegetación; composición de la vegetación; indicadores fisicoquímicos; etc. La metodología de evaluación del parámetro 'Estructura y función', por tanto, es la misma que la propuesta para el caso de las marismas.

En el caso de las salinas en explotación y funcionales, puesto que se siguen utilizando para la extracción de sal, se debe evaluar la eficiencia de estas morfologías, con especial atención en el mantenimiento de sus estructuras (canales y compuertas), de las condiciones fisicoquímicas adecuadas, de las tasas de sedimentación, así como de producción de sal. Una disminución en el volumen de producción o, en algunos casos, una falta de demanda del producto, puede significar un deterioro de su estructura y función.

Además, hay que tener en cuenta que las salinas en explotación o funcionales no solo sirven para la extracción de sal. De hecho, se trata de un recurso que, con el paso de los años, se explota cada vez menos en España, pasando a ser utilizadas, además, como granjas de acuicultura. En este caso, la evaluación pasará por controlar el volumen de peces producido, así como la calidad de los mismos, además de las variables anteriores.

La falta de información acerca del estado actual de las salinas en España hace conveniente el desarrollo de una futura línea de trabajo que profundice en estos tipos de hábitat para así poder desarrollar una metodología de trabajo más adecuada.

3.7. Estuarios mareales, rías y deltas mediterráneos

Por lo que respecta a estuarios, rías y deltas mediterráneos, la evaluación del estado de conservación está condicionada, en gran parte, por las denominadas 'aguas de transición'. Según la DMA, se consideran aguas de transición aquellas "masas de agua superficial próximas a las desembocaduras de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce". En base a esta definición, estos ecosistemas acuáticos deberán tener una evaluación de su estructura y función para dar respuesta, como mínimo, a los requerimientos de esta directiva.

3.7.1. Procedimiento para la evaluación del parámetro 'Estructura y función'. Descripción de variables

No hay que olvidar que estos sistemas, en su mayoría, reúnen otros tipos de hábitat como son las dunas, playas y marismas estuarinas. En este caso, la evaluación de la estructura y función se llevará a cabo según lo descrito en el apartado correspondiente de cada uno de ellos, tanto a nivel de grupo como de tipos de hábitat específicos. La ausencia o presencia de estos tipos de hábitat en sistemas de aguas de transición que antes no los presentaban es un indicador de la estructura y función del sistema.

Teniendo en cuenta esto, a continuación, se describen los indicadores y las métricas que se están utilizando o se han planteado utilizar en aguas de transición, recogidos en el Real Decreto 817/2015, de



11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (Tabla 41).

En base a lo establecido por la DMA, este real decreto establece como elementos de calidad para la clasificación del estado o potencial ecológico de las masas de agua de la categoría 'aguas de transición' los siguientes:

1. Elementos de calidad biológicos:
 - a) Composición, abundancia y biomasa de fitoplancton
 - b) Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática
 - c) Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados
 - d) Composición y abundancia de la fauna ictiológica
2. Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos de soporte a los elementos de calidad biológicos:
 - a) Generales: transparencia, condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad y nutrientes
 - b) Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas
3. Elementos de calidad hidromorfológicos de soporte a los elementos de calidad biológicos
 - a) Condiciones morfológicas: variación de la profundidad; cantidad, estructura y sustrato del lecho y estructura de la zona de oscilación de la marea
 - b) Régimen de mareas: flujo de agua dulce y exposición al oleaje



Tabla 41 Indicadores aplicables en las aguas de transición por tipo de masas de agua. Fuente: modificada a partir de la tabla del Real Decreto 817/2015.

INDICADOR	TIPOS DE MASAS DE AGUAS DE TRANSICIÓN															
	AT-T01	AT-T02	AT-T03	AT-T04	AT-T05	AT-T06	AT-T07	AT-T08	AT-T09	AT-T10	AT-T11	AT-T12	AT-T13	AT-T14	AT-T15	AT-T16
Chl-a								*	*	*	*					
Blooms								*	*	*	*					
SPTT-2								*	*	*						
FITOHMIB															*	*
ITWf	+	+		+			+					*	*			
IQA								+	+	+						
CYMOX																
MEDOCC																
M-AMBI								*	*	*						
QSB								*	*							
TasBem												+	+			
BO2A	+	+		+			+									
INVHMIB														*	*	*
QAELS				+	+	+										
AFI/TFCI																
Amonio	**	**		**			**	**	**	**	**					
Nitritos	**	**		**			**									
Nitratos	**	**		**			**	**	**	**	**					
Fosfatos	**	**		**			**	**	**	**	**					
Nitrógeno total																
Fósforo total																
FAN																

Donde:

El indicador se utiliza para evaluar estado ecológico en el tipo de masa de agua.

+	Indicador cuyo valor de condición de referencia no se ha definido porque la información no está disponible o el número de masas de referencia es insuficiente.
*	Valores de condición de referencia y/o límites de clase obtenidos con elevada incertidumbre estadística o calculados a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos.
**	Valores de límite de cambio de clase pendientes. Se requiere un mayor desarrollo para su establecimiento.



Y siendo:

ELEMENTO	NOMBRE DEL INDICADOR	ACRÓNIMO
Fitoplancton	P90 de concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) <i>P90 chlorophyll-a concentration</i> ($\mu\text{g/l}$)	Chl-a
	Floraciones planctónicas <i>Planktonic blooms</i> (% de muestras donde un taxón del fitoplancton supera el umbral establecido en 750 000 células/l, durante un periodo de seis años)	<i>Blooms</i>
	Herramienta española para el fitoplancton-aguas de transición, versión revisada 2 <i>Spanish Phytoplankton Tool-Transitional Waters, revised version 2</i>	SPTT-2
	Humedales Multimétrico de las Islas Baleares para fitoplancton	FITOHMIB
	Índice integral de fitoplancton	ITWf
Angiospermas	Índice de Calidad de Angiospermas	IQA
	Índice Multivariante de <i>Cymodocea nodosa</i>	CYMOX
Fauna bentónica de invertebrados	Índice de Calidad de fondos blandos <i>Quality of Soft Bottoms</i>	QSB
	Índice Biótico Marino Multimétrico de AZTI <i>Multivariate-AZTI Marine Biotic Index</i>	M-AMBI
	Índice Multimétrico Bentónico Taxonómicamente Suficiente <i>Taxonomically Sufficient Benthic Multimetric</i>	TasBem
	Índice de anélidos y anfípodos bentónicos oportunistas <i>Benthic Opportunistic Annelida Amphipods Index</i>	BO2A
	Humedales Multimétrico de las Islas Baleares	INVHMIB
	Calidad del agua de los ecosistemas leníticos someros	QAELS
	MEDiterraneo OCCidental	MEDOCC
Peces	Índice de Peces de AZTI <i>AZTI Fish Index</i>	AFI
	Índice de clasificación de los peces en aguas de transición <i>Transitional Fish Classification Index</i>	TFCI
Nutrientes	Amonio ($\text{mg NH}_4/\text{l}$) a salinidad 15‰	Amonio
	Nitritos ($\text{mg NO}_2/\text{l}$) a salinidad 15‰	Nitritos
	Nitratos ($\text{mg NO}_3/\text{l}$) a salinidad 15‰	Nitratos
	Fosfatos ($\text{mg PO}_4/\text{l}$) a salinidad 15‰	Fosfatos
	Nitrógeno total (mg N/l)	Nitrógeno total
	Fósforo total (mg P/l)	Fósforo total
	Índice Fosfatos-Amonios-Nitritos <i>Phosphate-Amonium-Nitrite Index</i>	FAN

Se han seleccionado, de entre todas las masas de agua de transición que define el Real Decreto 817/2015, aquellas que se corresponden con los estuarios mareales y rías descritos en este documento (Tabla 42).



Tabla 42 Tipos de aguas de transición establecidas por el Real Decreto 817/2015. Fuente: elaboración propia a partir del Real Decreto 817/2015.

TIPOS DE AGUAS DE TRANSICIÓN	
AT-T01	Estuario mediterráneo micromareal sin cuña salina
AT-T02	Estuario mediterráneo micromareal con cuña salina
AT-T08	Estuario atlántico intermareal con dominancia del río sobre el estuario
AT-T09	Estuario atlántico intermareal con dominancia marina
AT-T10	Estuario atlántico submareal
AT-T12	Estuario atlántico mesomareal con descargas irregulares del río
AT-T13	Estuario Tinto-Odiel

Las condiciones de referencia para cada indicador de los descritos anteriormente, según establece el Real Decreto 817/2015, aparecen indicadas en la Tabla V.1 del Anexo V de este documento.

3.7.1.1. Programa de control de vigilancia: criterios de diseño e implantación

Se entiende por estación de muestreo al conjunto de puntos de muestreo utilizados para la evaluación del estado de la masa de agua, siendo un punto de muestreo el lugar geográfico de la toma de muestra.

Por lo tanto, cada masa de agua deberá tener exclusivamente una estación que podrá contener varios puntos de muestreo. Cuando una estación de muestreo contenga varios puntos, y no sea posible asociar coordenadas geográficas se podrá aplicar a la estación el centroide de la masa de agua.

Subprograma de seguimiento del estado general de las aguas

El subprograma de seguimiento del estado general de las aguas (o de seguimiento del estado) tiene por objeto recabar la información necesaria para realizar la evaluación del estado general de las aguas superficiales y de los cambios o tendencias que experimentan estas masas de agua a largo plazo como consecuencia de la actividad antropogénica muy extendida.

Las estaciones de muestreo deberán ubicarse en masas de agua que reflejen la heterogeneidad de la confederación hidrográfica, atendiendo a los tipos de masas de agua existentes, las presiones antropogénicas a las que están sometidas y a la evaluación del estado químico, ecológico y general que resulte.

El número de estaciones incluidas en el subprograma dependerá de la heterogeneidad de la cuenca, y será mayor cuanto más heterogénea sea. En todo caso, se seleccionará un número de estaciones que sea estadísticamente representativo de la confederación hidrográfica.

El control debe efectuarse, al menos, en puntos donde:

- el nivel del flujo de agua sea significativo dentro del conjunto de la confederación hidrográfica, incluidos aquellos puntos en grandes ríos cuya cuenca sea superior a 2500 km²;



- el volumen de agua sea significativo dentro del conjunto de la confederación hidrográfica, incluidos los grandes lagos y embalses;
- las condiciones del medio acuático circundante no estén bajo la influencia directa e inmediata de un foco de contaminación ni sometidas a las mareas.

Los resultados de este subprograma permiten extrapolar la evaluación del estado de una masa de agua a otras del mismo tipo que no han sido muestreadas, siempre y cuando estén sometidas a las mismas presiones que la masa de agua muestreada.

En este subprograma deben controlarse los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos generales, así como las sustancias de la lista prioritaria que se vierten, y los contaminantes vertidos en cantidades significativa conocidos como contaminantes específicos.

Como mínimo, las estaciones se muestrearán durante un año dentro del periodo que abarque el plan hidrológico de cuenca. Excepcionalmente, se podrá realizar un control una vez cada tres actualizaciones del plan hidrológico de cuenca en las masas de agua clasificadas en buen estado en el periodo de planificación anterior, y siempre que, a partir del examen de la incidencia de la actividad humana llevada a cabo mediante el ejercicio de presiones e impactos, no exista evidencia de que se hayan modificado las presiones a las que están sometidas las masas de agua.

Durante el año de control, los elementos se examinarán conforme a las siguientes frecuencias de muestreo:

- Los elementos de calidad biológicos se controlarán una vez, excepto el fitoplancton que se analizará al menos dos veces, adaptándose la época de muestreo a las características de la masa de agua a vigilar.
- Los elementos de calidad hidromorfológicos se controlarán una vez, excepto el régimen hidrológico que requerirá un examen continuo para ríos y una vez al mes para lagos.
- Los elementos de calidad fisicoquímicos generales y contaminantes específicos se controlarán al menos cada tres meses, aunque se recomienda un control mensual.
- Las sustancias prioritarias en aguas se controlarán mensualmente. No obstante, cuando el análisis se realice en sedimento o biota la frecuencia será la indicada en el apartado D del anexo I del Real Decreto 817/2015.

A continuación, se presenta un resumen de las frecuencias anuales del programa de control y vigilancia (Tabla 43).



Tabla 43 Frecuencia anual del programa de control de vigilancia. Fuente: elaboración propia.

FRECUENCIA ANUAL DEL PROGRAMA DE CONTROL DE VIGILANCIA		
ELEMENTOS DE CALIDAD		Nº DE MUESTREOS MÍNIMOS
		AGUAS DE TRANSICIÓN
BIOLÓGICOS	Fitoplancton	2
	Otra flora acuática: macrófitos	1
	Macroinvertebrados	1
	Peces	1
HIDROMORFOLÓGICOS	Morfología	1
	Régimen de mareas	1
QUÍMICOS Y FÍSICOQUÍMICOS GENERALES	Condiciones térmicas	4
	Oxigenación	4
	Salinidad	4
	Estado de nutrientes	4
SUSTANCIAS INDIVIDUALES	Sustancias prioritarias	12
	Contaminantes específicos	4

En casos concretos, y de modo justificado, se podrán aplicar intervalos mayores en función de los conocimientos técnicos y el juicio de experto.

Las fechas elegidas para efectuar el seguimiento serán tales que se reduzca al máximo el impacto de la variación estacional de los resultados, con lo que se conseguirá que estos reflejen las alteraciones en la masa de agua debidas a los cambios ocasionados por la presión antropogénica y condiciones naturales. En cualquier caso, se seguirán las especificaciones detalladas en los protocolos de muestreo oficiales.

Subprograma de referencia

El subprograma de referencia tiene por objeto evaluar tendencias a largo plazo en el estado de las masas de agua debidas a cambios en las condiciones naturales, así como establecer condiciones de referencia específicas para cada tipo de masa de agua.

Las estaciones de muestreo deberán ubicarse en masas de agua que no presenten alteraciones, o que presenten alteraciones de escasa importancia, que permitan que se den las condiciones normalmente asociadas al tipo de masa de agua en ausencia de presiones importantes.

En el subprograma de referencia se deberán muestrear, al menos, todos los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos generales.

Como mínimo, las estaciones se muestrearán durante un año dentro del periodo que abarque el plan hidrológico de cuenca. Los elementos de calidad biológicos e hidromorfológicos se controlarán una vez, excepto el fitoplancton que será dos veces. Los elementos de calidad fisicoquímicos generales se controlarán cuando se acuda a muestrear elementos biológicos.



Cuando una estación de referencia esté integrada en el subprograma de seguimiento del estado, se aplicarán los criterios de diseño previstos en tal apartado, siempre y cuando sean más exigentes.

Control de aguas en zonas de protección de tipos de hábitat o de especies

Este control está integrado por el conjunto de puntos de muestreo que permiten el seguimiento de las zonas protegidas incluidos en la Red Natura 2000 en los que el mantenimiento o mejora del estado del agua constituya un factor importante para la protección de los tipos de hábitat o de las especies.

Las estaciones se ubicarán en las masas de agua en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales, es decir, de no lograr el buen estado ambiental y cumplir con las normas y objetivos de conservación derivados de la protección de las especies y tipos de hábitat. El riesgo se evalúa a través del análisis de presiones e impactos y del resultado de los programas de seguimiento del estado.

3.7.2. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala local

Según lo citado en el anexo III, apartado B.1 del Real Decreto 817/2015, la clasificación del estado o potencial ecológico se realizará con los resultados obtenidos para los indicadores correspondientes a los elementos de calidad biológicos, químicos y fisicoquímicos, e hidromorfológicos, y vendrá determinado por el elemento de calidad cuyo resultado final sea el más desfavorable. Cada elemento de calidad permite clasificar el estado o potencial ecológico en las siguientes clases:

- Muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo, aplicando los elementos de calidad biológicos
- Muy bueno, bueno y moderado, aplicando los elementos de calidad químicos y fisicoquímicos
- Muy bueno y bueno, aplicando los elementos de calidad hidromorfológicos

A continuación, se indican los criterios generales y específicos para la combinación de indicadores de los elementos de calidad biológicos, según aparecen especificados en el Real Decreto 817/2015.

1. La clasificación del estado o potencial ecológico de una masa de agua se evalúa a través de un proceso iterativo, esquematizado en la Figura 8, que comprende el análisis de los valores de los indicadores de calidad biológicos, seguido del de los indicadores químicos y fisicoquímicos generales; y finalmente, del de los indicadores hidromorfológicos.
2. Inicialmente se calcula el grado de desviación entre los valores de los indicadores de calidad biológicos observados con los valores de las condiciones de referencia recogidos en la Tabla V.1 del Anexo V. Cuando estos indicadores correspondan a presiones diferentes o resulten evaluaciones distintas se adoptará al valor más restrictivo.
3. Cuando se disponga de valores de varios indicadores aplicables del mismo elemento de calidad y sensibles a la misma presión o a un gradiente de presión general, se deberán combinar los resultados de los indicadores para obtener un único valor de estado del elemento de calidad biológica en cuestión.



4. Cuando los indicadores correspondan a presiones diferentes se adoptará el valor más restrictivo a efectos de clasificación del estado ecológico.
5. En aras de la homogeneidad y comparabilidad de los resultados, el Ministerio para la Transición Ecológica, en coordinación con las confederaciones hidrográficas, definirá criterios específicos para combinar los indicadores correspondientes a los elementos de calidad biológicos que se aprobarán mediante instrucción oficial.

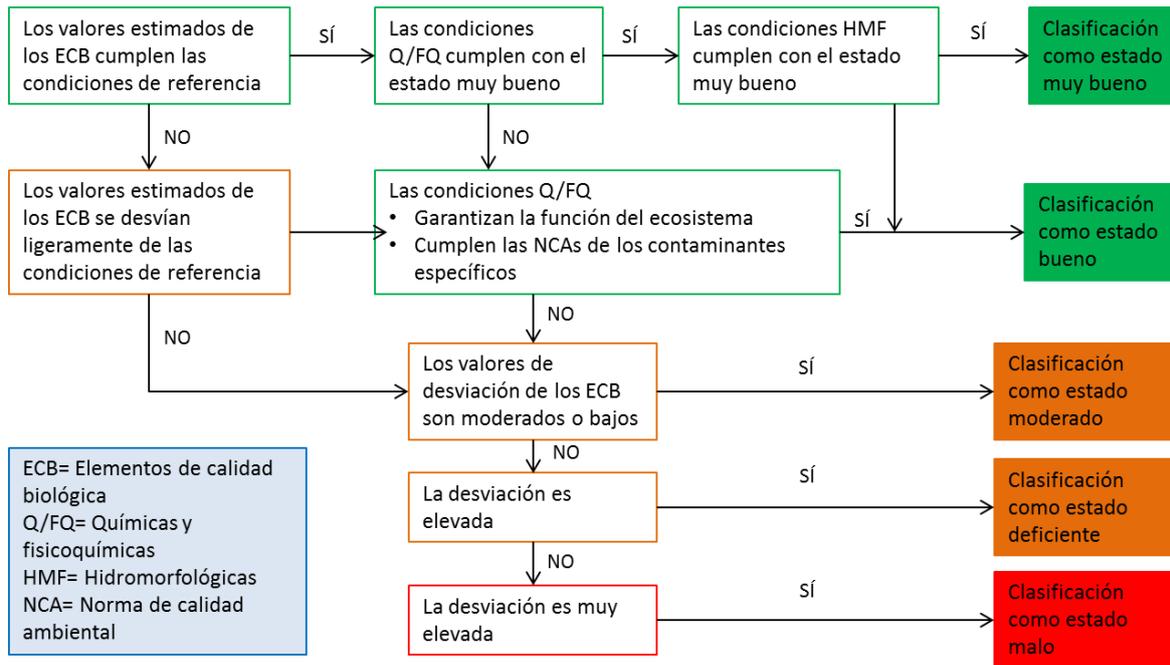


Figura 8 Procedimiento iterativo para la valoración del estado ecológico de las aguas. Fuente: extraída del Real Decreto 817/2015.

Nivel de confianza de la clasificación del estado o potencial ecológico:

1. La evaluación del estado o potencial ecológico de las masas de agua superficial, a efectos del plan hidrológico de cuenca, se realizará a partir de las series de datos disponibles en un período completo de planificación, de seis años de duración.
2. Se tendrán en cuenta los siguientes criterios:
 - a) Cuando los resultados sean homogéneos, los indicadores se calcularán a partir de las series de datos disponibles del período completo de planificación, de seis años de duración, que se está revisando.
 - b) Cuando los resultados presenten una tendencia creciente, decreciente o variable, los indicadores se obtendrán a partir de las series de datos disponibles del último año del período. En este caso, se deberán analizar los datos que son representativos de la calidad o estado de la masa de agua descartando:



- Datos con elevada incertidumbre, en cuyo caso se deberá aumentar la frecuencia de control.
 - Datos obtenidos en circunstancias de deterioro temporal provocado por causas excepcionales tanto naturales como de fuerza mayor o que no hayan podido preverse razonablemente.
 - Datos obtenidos en circunstancias derivadas de accidentes.
 - Datos obtenidos en circunstancias de deterioro circunstancial del estado por existir presiones eventuales.
 - Datos de fiabilidad dudosa por causas desconocidas, en cuyo caso habría que incluir la masa de agua en el programa de control de investigación. Se deberá justificar si se decide utilizar los datos obtenidos en las circunstancias antes descritas.
3. Se deberá realizar el análisis estadístico de las series de datos disponibles para estimar la incertidumbre de medida de los resultados de los programas de control. Dicho estudio incluirá los métodos y resultados de los muestreos.
4. El nivel de confianza de la clasificación de los elementos de calidad y del estado ecológico se calculará a partir de los indicadores obtenidos y correspondientes a un periodo completo de planificación.
5. El nivel de confianza de la evaluación del estado o potencial ecológico se clasificará como alto, medio y bajo en función de:
- La incertidumbre de medida de los datos de muestreo de los programas de control utilizados para obtener los indicadores.
 - La disponibilidad de los indicadores para todos los elementos de calidad o solo para aquellos más sensibles a las presiones.
 - Los niveles de confianza de la clasificación de los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos o químicos, e hidromorfológicos.
 - La coherencia con los datos de las presiones a que están expuestas las masas de agua superficial.
6. La evaluación del estado o potencial ecológico realizada en base a valores de las condiciones de referencia obtenidos bien con elevada incertidumbre o bien a partir de datos insuficientes por interpolación y criterio de expertos, se considerará con un nivel de confianza bajo.

Según establece la DMA, el estado de conservación se determinará a partir del estado ecológico según la Tabla 44.



Tabla 44 Determinación del estado de conservación a partir del estado ecológico. Fuente: elaboración propia.

ESTADO ECOLÓGICO	ESTADO DE CONSERVACIÓN
Muy bueno	Favorable
Bueno	
Moderado	Desfavorable- inadecuado
Deficiente	
Malo	Desfavorable-malo

3.7.3. Establecimiento de un sistema integrado de evaluación del parámetro 'Estructura y función' a escala regional

Al igual que para los tipos de hábitat anteriores, el sistema integrado de evaluación a escala regional puede definirse mediante la siguiente regla:

- Si la superficie (o número de localidades) en estado bueno (o favorable) es superior al 90% el estado en la región es → Favorable
- Si la superficie (o número de localidades) muestreada en estado malo (o desfavorable-malo) es mayor del 25% en la región, el estado es → Desfavorable-malo
- Cualquier otro valor define un estado → Desfavorable-inadecuado

La evaluación global del estado de conservación de la estructura y función del tipo de hábitat general se puede estimar como la suma de los resultados obtenidos en la evaluación local. Es decir, la evaluación por provincias costeras o incluso por regiones biogeográficas se podría estimar como la suma de las evaluaciones locales llevadas a cabo en esta provincia o región. Así, para todos los tipos de hábitat, sean o no de interés comunitario, se considera adecuado utilizar los umbrales propuestos.

A continuación, se expone un ejemplo para la región noratlántica (Tabla 45). En él, a modo de simplificación, se han tenido en cuenta solo los estuarios mareales y rías como aguas de transición en la región noratlántica. Estos estuarios se corresponden con las estaciones de muestreo seleccionadas en esta región biogeográfica para aplicar el sistema de evaluación explicado con anterioridad. Son un total de 14 estaciones de muestreo para toda la región. Los valores otorgados a cada uno de los tipos de hábitat son meramente informativos, no son valores reales.



Tabla 45 Estado de conservación de los estuarios mareales y rías seleccionados como estaciones de muestreo en la región biogeográfica noratlántica. Fuente: elaboración propia.

Nota: estado de conservación: favorable (verde), desfavorable-inadecuado (ámbar) y desfavorable-malo (rojo).

LOCALIZACIÓN	ESTADO DE CONSERVACIÓN
Ría de Oka (Mundaka)	Moderado
Estuario del río Asón	Bueno
Ría de Cubas	Moderado
Estuario del río Ribadesella	Malo
Ría de Villaviciosa	Deficiente
Estuario del río Nalón	Malo
Ría de Ribadeo	Bueno
Ría de Foz	Muy bueno
Ría de Ortigueira	Malo
Ría de Betanzos	Bueno
Ría de Carnota y de Cee	Bueno
Ría de Arosa	Malo
Ría de Vigo	Malo
Estuario del río Miño	Deficiente

Una vez obtenidos estos valores, si se calcula el número de localidades que presentan un estado de conservación desfavorable-malo, desfavorable-inadecuado y favorable (Tabla 46), y según la regla referida anteriormente, el resultado indica que, al no superar el 90% de ellas el estado favorable, el estado de conservación de esta región se califica como 'desfavorable-inadecuado'. El porcentaje de localidades en estado desfavorable-malo es un 14,28% de los sistemas evaluados (<25%).

Tabla 46 Número de estuarios mareales y rías, expresado en porcentaje, en estado 'desfavorable-malo', 'desfavorable-inadecuado' y 'favorable' para la región noratlántica. Fuente: elaboración propia.

ESTADO DE CONSERVACIÓN	ESTUARIOS MAREALES Y RÍAS (%)
Desfavorable-malo	14,28%
Desfavorable-inadecuado	35,71%
Favorable	50,00%

3.7.4. Distribución de tipo de hábitat presentes en los estuarios y deltas en España

En la Tabla I.4 del Anexo I se muestra una matriz de presencia de tipos de hábitat específicos de estuarios a lo largo de la costa española. Para su elaboración se ha consultado Bartolomé *et al.* (2005) y, además, se ha realizado un inventario de toda la costa española con el fin de identificar morfologías que no estuvieran presentes en los trabajos anteriores. Este último procedimiento se ha llevado a cabo a través del visor del IGN (Iberpix4) y de la aplicación *Google Earth Pro*. Además, dado que los sistemas de estuarios y deltas reúnen distintos tipos de hábitat, se ha recopilado la información obtenida a partir de las matrices de presencia de tipos de hábitat de playas, dunas y marismas presentadas anteriormente.



4. REFERENCIAS

- Arens S M & Wiersma J. 1994. The Dutch foredunes: inventory and classification. *Journal of Coastal Research*. 10: 189–202.
- Ballesteros E, Mariani S, Cefalí M E, Terradas M & Chappuis E. 2014. Manual dels hàbitats litorals de Catalunya. Generalitat de Catalunya. Barcelona. 205 pp.
- Bartolomé C, Álvarez J, Vaquero J, Costa M, Casermeiro M A, Giraldo J & Zamora J. 2005. Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía básica. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Bodère J-C, Cribb R, Curr R, Davies P, Hallegouet B, Meur C, Piriou N, Williams A & Yoni C. 1991. La gestion des milieu dunaires littoraux. Evolution de leur vulnérabilité à partir d'une liste de contrôle. Etude de cas dans le sud du Pays de galles et en Bretagne occidentale. *Norwis*. 151: 279-298.
- Breilh J F, Chaumillon E, Bertin X & Gravelle M. 2013. Assessment of static flood modeling techniques: application to contrasting marshes flooded during Xynthia (western France). *Natural Hazards and Earth System Sciences*. 13: 1595-1612.
- Camacho A, Ferriol C, Santamans A C, Sahuquillo M, Camacho-Santamans A, Morant D. 2019. Establecimiento, para cada tipo de hábitat lenítico de interior, de un conjunto mínimo de variables o parámetros para calcular el índice ECLECTIC. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.
- Carter R W G. 1995. Coastal environments: an introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines. 5th edition. Academic press. London. 617 pp.
- Ciccarelli D, Pinna M S, Alquini F, Cogoni D, Ruocco M, Bacchetta G, Sarti G & Fenu G. 2017. Development of a coastal dune vulnerability index for mediterranean ecosystems: A useful tool for coastal managers? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 187: 84-95.
- Del Río L. 2007. Riesgos de erosión costera en el litoral atlántico gaditano. Tesis doctoral inédita, Universidad de Cádiz. 496 pp.
- García de Lomas J, Gracia F J & García C M. 2011. Las dunas como hábitats de interés comunitario. Problemas de conservación. pp. 590-593. En: Gracia J & Sanjaume E (eds.) Las dunas en España. Sociedad Española de Geomorfología. Cádiz.
- García-Artola A, Cearreta A, Leorri E & Irabien M J. 2011. Regeneración ambiental de marismas a partir de ocupaciones antrópicas de zonas costeras: interés de su estudio en el escenario actual de ascenso marino. *Geogaceta*. 50(2): 161-164.
- García-Mora M R, Gallego-Fernández J B, Williams A T & García-Novo F. 2001. A Coastal dune vulnerability classification. A case study of the SW Iberian Peninsula. *Journal of Coastal Research*. 17(4): 802-811.
- Gornitz V M, Beaty T W & Daniels R C. 1997. A coastal hazard database for US West Coast. Environmental Science Division, U.S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee. 147 pp.
- Gracia F J, Aranda M & Pérez-Alberti A. 2019a. Descripción de métodos para estimar las tasas de cambio del parámetro 'Superficie ocupada' por los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías



para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 86 pp.

Gracia F J, Aranda M & Pérez-Alberti A. 2019b. Establecimiento y aplicación de criterios de representatividad para identificar zonas de seguimiento para los diferentes tipos de hábitat costeros. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 42 pp.

Gracia F J, Hernández L, Hernández A I, Flor G, Gómez M A & Sanjaume E. 2009. 2 Dunas marítimas y continentales. 106 pp. En: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.

Hodgson J M (ed.). 1974. Soil survey field handbook. Soil Survey Technical Monograph nº 5. Rothamsted Experiment Station. Harpenden, Herts.

Ibáñez C, Caiola N, Nebra A & Wessels M. 2009. 1130 Estuarios. 73 pp. En: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.

Irabien M J, Rada M, Gómez J, Soto J, Mañanes A & Viguri J. 2008. An assessment of anthropogenic impact in a nature reserve: the Santoña Marshes (Northern Spain). *Journal of Iberian Geology*. 34(2): 235-242.

Joint Nature Conservation Committee. 2004. Common Standards Monitoring Guidance for Saltmarsh Habitats. Version August 2004. ISSN 1743-8160. <http://data.jncc.gov.uk/data/7607ac0b-f3d9-4660-9dda-0e538334ed86/CSM-SaltmarshHabitats-2004.pdf>.

Ley C, Gallego J B & Vidal C. 2007. Manual de restauración de dunas costeras. Dirección General de Costas. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 248 pp.

Lithgow D, Martínez M L & Gallego-Fernández J B. 2014. The "ReDune" index (Restoration of Coastal Dunes Index) to assess the need and viability of coastal dune restoration. *Ecological indicators*. 49: 178-187.

Magurrán A E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Ed. Vdrá. 200 pp.

Martín-Prieto J A, Roig-Munar F X & Rodríguez-Perea A. 2007. Análisis espacio-temporal (1956-2005) de la foredune de cala Mesquida (N. Mallorca) mediante el uso de variables geoambientales y antrópicas. pp. 137-140. En: Gómez-Pujol L & Fonós J J (eds.) Investigaciones recientes (2005-2007) en Geomorfología Litoral. Universidad de las Islas Baleares. Palma de Mallorca.

Martínez-Vázquez M L, Gallego-Fernández J B, García-Franco J G & Moctezuma C. 2006. Assessment of coastal dune vulnerability to natural and anthropogenic disturbances along the Gulf of Mexico. *Environmental Conservation*. 33(2): 109-117.

McCorry M & Ryle T. 2009. Saltmarsh Monitoring Project 2007-2008. A Report for Research Branch, National Parks and Wildlife Service. Environment, Heritage and Local Government. Dublin.

Meaza G (dir.). 2000. Metodología y práctica de la Biogeografía. Colección La Estrella Polar nº 22. Ediciones del Serbal. Barcelona. 392 pp.



- Nir D. 1983. Man, a geomorphological agent. An Introduction to Anthropic Geomorphology. Keter Publishing House. Jerusalem. 165 pp.
- Ojeda J, Borgniet L, Pérez A M & Loder J F. 2002. Monitoring morphological changes along the coast of Huelva (SW Spain) using soft-copy photogrammetry and GIS. *Journal of Coastal Conservation*. 8: 69-76.
- Pethick J S. 1992. Saltmarsh geomorphology. pp. 41-62. In: Allen J R I & Pye K (eds.) *Saltmarshes: Morphodynamics, Conservation and Engineering Significance*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Ramos E, Juanes J A, Galván C, Neto J M, Melo R, Pedersen A, Scanlan C, Wilkes R, Van den Bergh E, Blomqvist M, Karup H P, Heiber W, Reitsma J M, Ximenes M C, Silió A, Méndez F & González B. 2012. Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 112: 105-114.
- Rizzo A, Aucelli P P C, Gracia F J & Anfuso G. 2017. A novelty coastal susceptibility assessment method: application to Valdelagrana area (SW Spain). *Journal of Coastal Conservation*. 22(5): 973-987.
- Rizzo A, Aucelli P P C, Gracia F J, Anfuso G & Roszkopf C M. 2016. A methodological approach to assess beach-dune system susceptibility to erosion. Cases studies from Valdelagrana spit (Spain) and Campomarino beach (Italy). *Geophysical Research Abstracts*. Conference: EGU General Assembly, Vol. 18. Vienna, Austria.
- Rodella I, Corbau C, Simeoni U & Utizi K. 2017. Assessment of the relationship between geomorphological evolution, carrying capacity and users' perception: Case studies in Emilia-Romagna (Italy). *Tourism Management*. 59: 7-22.
- Roig-Munar F X, Martín-Prieto J A, Rodríguez-Perea A & Pons G X. 2006. Valoración geoambiental y económica de diferentes técnicas de gestión de playas. pp. 457-469. En: Pérez-Alberti A & López-Bedoya J (eds.) *Geomorfología y Territorio*. Actas de la IX Reunión Nacional de Geomorfología, Santiago de Compostela.
- Roig-Munar F X, Pons G X, Martín-Prieto J A, Rodríguez-Perea A & Mir-Gual M. 2012. Análisis espacio-temporal (1956-2004) de los sistemas dunares de Menorca (Islas Baleares) mediante variables geoambientales de uso y gestión. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*. 58: 381-403.
- Royo L & Traveset A. 2009. 1210 Vegetación efímera sobre desechos marinos acumulados. 68 pp. En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.
- Servera J, Martín-Prieto J A & Rodríguez-Perea A. 2002. Forma y dinámica de las acumulaciones de hojas de *Posidonia oceanica*. Su papel como elemento protector de la playa subaérea. pp. 363-369. En: Pérez-González A, Vegas A & Machado M J (eds.) *Aportaciones a la geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*. S.E.G. Instituto Geológico y Minero. Madrid.
- Thieler E R, Martin D & Ergui A. 2003. The Digital Shoreline Analysis System, version 2.0: Shoreline change measurement software extension for ArcView. USGS Open-File Report nº 2003-076.
- Torres R, Fagherazzi S, Van Proosdij D, Hopkinson C (eds.). 2006. Salt marsh geomorphology: Physical and ecological effects on landform. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 69(3-4): 309-437.
- Vallejo I. 2007. Caracterización geomorfológica y análisis de la evolución reciente del sistema de dunas activas del P.N de Doñana (1956-2001). Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. 468 pp.



VV.AA. 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx.

Williams A T, Alveirinho-Dias J, Garcia-Novo F, García-Mora M R, Curr R & Pereira A. 2001. Integrated coastal dune management: checklists. *Continental Shelf Research*. 21: 1937-1960.

Williams A T, Davies P, Alveirinho-Dias J M, Pereira A R, García-Mora M R & Tejada M. 1994. A re-evaluation of dune vulnerability checklist parameters. *Gaia*. 8: 179-182.

Williams A T, Davies P, Curr R, Koh A, Bodère J-C, Hallegouet B, Meur C & Yoni C. 1993. A checklist assessment of dune vulnerability and protection in Devon and Cornwall, UK. pp. 3394-3408. In: Magoon O T (ed.) *Coastal Zone '93*. American Society of Civil Engineering, New York.

Bibliografía adicional de interés

Andreu E & Camacho A. 2002. Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 226 pp.

Camacho A, Borja C, Valero-Garcés B, Sahuquillo M, Cirujano S, Soria J M, Rico E, de la Hera A, Santamans A C, García de Domingo A, Chicote A & Gosálvez R U. 2009. 31 Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. 412 pp. En: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

Chust G, Galparsoro I, Borja A, Franco J & Uriarte A. 2008. Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 78: 633-643.

Davies C E, Moss D & Hill M O. 2004. EUNIS habitat classification. Revised 2004. European Environment Agency. European Commission. Copenhagen. 307 pp.

EEA (European Environment Agency). 2006. Corine land cover 2000 coastline. Data and maps. European Commission. Copenhagen. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-coastline>.

Jeffrey S W & Humphrey G F. 1975. New Spectrophotometric Equations for Determining Chlorophylls a, b, c_1 y c_2 in Higher Plants, Algae and Natural Phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen*. 167: 191-194.

Pérez-Alberti A & Trenhaile A S. 2015. An initial evaluation of drone-based monitoring of boulder beaches in Galicia, north-western Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*. 40(1): 105-111.



ANEXO I. Presencia de tipos de hábitat en costas españolas

Tabla I.1 Matriz de presencia de tipos de hábitat de playa en las costas españolas. Fuente: elaboración propia.

Nota: las playas de gravas, cantos y bloques no aparecen reflejadas debido a la falta de información existente hasta el momento sobre este tipo de hábitat.

TIPO DE HÁBITAT DE PLAYAS DE ARENA					
NOMBRE PLAYA	THIC 1140	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento
REGIÓN SUDATLÁNTICA					
Huelva					
Isla Canela	*		*	*	
Isla Cristina	*		*	*	
Islantilla-Redondela	*			*	
La Antilla	*			*	
El Rompido	*			*	
Isla de Saltés	*		*	*	
Punta Umbría	*			*	
Playa de Castilla				*	
Doñana			*	*	
Cádiz					
La Jara-Las Piletas				*	
El Camarón-La Ballena				*	
Punta Candor	*			*	
Santa Catalina	*			*	
Levante	*		*	*	
El Chato-Camposoto-Punta del Boquerón	*			*	
La Barrosa				*	
Los Bateles-Castilnovo				*	
El Palmar	*			*	
Trafalgar-Caños de Meca	*			*	
La Hierbabuena	*			*	
El Carmen-Cañillo	*			*	
Zahara				*	
Bolonia				*	
Valdevaqueros				*	
Los Lances				*	
Getares				*	
Palmones	*			*	
La Atunara-La Hacienda				*	
Guadalquitrón					

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE PLAYAS DE ARENA					
NOMBRE PLAYA	THIC 1140	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento
REGIÓN NORATLÁNTICA					
Guipuzkoa					
Fuenterrabía					
Zurriola				*	
La Concha				*	
Zarautz				*	
Deba				*	
Bizkaia					
Plencia					
Sopelana					
Cantabria					
Puntal-Laredo (La Salvé)	*			*	
Suances	*			*	
La Rabia-Oyambre	*			*	
Asturias					
Villaviciosa	*			*	
Salinas				*	
Los Quebrantos				*	
Penarronda	*			*	
Lugo					
Foz	*			*	
A Coruña					
Barqueiro	*			*	
Ortigueira	*			*	
Vilarrube				*	
Cedeira				*	
Frouxeira				*	
San Xurxo-Doniños	*			*	
Playa grande de Betanzos-Bañobre	*				
Baldaio	*			*	
Esteiro	*			*	
Anllons				*	
Traba	*			*	
Seo de Nemiña	*			*	
Rostro				*	
Carnota				*	
Louro				*	

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE PLAYAS DE ARENA					
NOMBRE PLAYA	THIC 1140	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento
Aguieira				*	
Areas Longas	*			*	
Corrubedo	*			*	
Barraña	*			*	
Pontevedra					
La Lanzada	*			*	
Montalvo	*			*	
Vilariño	*			*	
Castiñeira	*			*	
Barra	*			*	
Meira	*			*	
Las Rodas (islas Cíes)	*			*	
Panxón-Area Praia América	*			*	
Ladeira (Bayona)	*			*	
REGIÓN MEDITERRÁNEA					
Málaga					
Artola				*	
Almería					
Punta Entinas				*	
Punta Sabinar				*	
El Alquíán				*	
Los Genoveses				*	
El Charco				*	
Cabo de Gata				*	
Los Muertos				*	
El Algarrobico				*	
Murcia					
San Pedro del Pinatar					
La Encañizada				*	
Alicante/Alacant					
Torreveja				*	
Guardamar del Segura				*	
Santa Pola				*	
El Altet				*	
Mallorca (Illes Balears)					
Alcudia				*	
Pollença				*	

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE PLAYAS DE ARENA					
NOMBRE PLAYA	THIC 1140	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento
Es Trenc				*	
Migjorn				*	
Ibiza (Illes Balears)					
Caballet				*	
Ses Salines				*	
S'Alga				*	
Formentera (Illes Balears)					
Levante				*	
Valencia/València					
Gandía					
El Saler				*	
Castellón/Castelló					
Restinga del Prat de Cabanes				*	
Tarragona					
Delta del Ebro (playa de El Fangar, La Banya)				*	
Hospitalet del Infante					
Torredembarra					
Barcelona					
Castelldefels				*	
Malgrat				*	
Girona					
Pals				*	
San Pere Pescador				*	
Bahía de Rosas				*	
REGIÓN MACARONÉSICA					
Tenerife (Santa Cruz de Tenerife)					
Los Vidrios					
Llano Verde					
El Médano					
Gran Canaria (Las Palmas)					
Las Cruces					
Juncalillo del Sur					
Playa del Inglés-Maspalomas					
Lanzarote (Las Palmas)					
Jable del Salado-Las Caletas				*	
El Jablillo				*	

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE PLAYAS DE ARENA					
NOMBRE PLAYA	THIC 1140	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento
Las Hoyas					
Jable del Medio					
Los Pocillos					
Las Mujeres					
Famara					
El Risco					
Playa del Janubio					
Fuerteventura (Las Palmas)					
Punta Blanca					
Playa de Sotavento					
Morro Jable o Matorral					
Cofete					



Tabla I.2 Matriz de presencia de tipos de hábitat dunares específicos a lo largo de la costa española. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
REGIÓN SUDATLÁNTICA														
Huelva														
Ayamonte	*	*	*	*			*				*			
La Antilla	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*			
Punta Umbría	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*			
Abalarío-Asperillo	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*			
Doñana	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*			
Cádiz														
Punta Candor	*	*			*				*		*			
San Antón-Valdelagrana	*	*	*								*			
El Chato-Sancti Petri	*	*			*						*			
La Barrosa-Roche		*							*	*	*			
El Palmar		*												
Trafalgar	*	*	*		*		*		*	*	*			
La Hierbabuena	*	*	*		*		*		*	*	*			
Zahara-El Cañuelo	*	*			*				*		*			
Bolonia	*	*							*		*			
Pta. Paloma-Valdevaqueros	*	*	*		*		*		*	*	*			
Los Lances	*	*	*		*		*		*	*	*			
La Línea-Torreguadiaro	*	*			*		*			*				
Palmones	*	*												

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
REGIÓN NORATLÁNTICA														
Gipuzkoa														
Zarautz	*	*	*											
Cantabria														
Laredo-Somo-Lienres	*	*	*											
Oyambre	*	*	*											
Asturias														
Xagó-Salinas-Bayas	*	*	*											
Barayo-Frejulfe-Navia	*	*	*											
Lugo														
Viveiro	*	*	*											
A Coruña														
Barqueiro	*	*												
Ortigueira-Cedeira	*	*	*											
Vilarrube-Pantín	*	*	*											
Frouxeira-Santa Comba	*	*	*				*			*				
San Jorge-Doniños	*	*	*				*			*				
Baldaio	*	*	*				*							
Lage-Daloris-Traba	*	*	*				*			*				
Trece-Rostro	*	*	*				*			*				
Carnota	*	*	*											
Basoñas-Corrubedo	*	*	*				*							
La Lanzada	*	*	*				*							

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
Pontevedra														
Islas Cíes	*	*	*				*			*				
Samil	*													
REGIÓN MEDITERRÁNEA														
Málaga														
Artola-Cabopino	*	*				*	*		*					
Almería														
Punta Entinas-Sabinar	*	*			*	*	*	*	*	*				
Cabo de Gata	*	*				*	*			*				
Murcia														
Calblanque	*	*				*	*	*						
Alicante/Alacant														
El Altet	*	*				*	*	*		*	*			
Pilar de la Horadada	*	*				*	*	*						
Guardamar del Segura	*	*				*	*	*		*	*			
Santa Pola-El Pinet	*	*				*	*	*		*				
Serra Gelada						*	*		*	*				
El Campello	*	*				*	*	*						
Jávea	*	*				*	*			*				
Menorca (Illes Balears)														
Cala Tirant	*	*			*	*		*	*	*				
Es Grau		*		*	*	*		*	*	*				
Son Bou	*	*				*			*					

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
Mallorca (Illes Balears)														
Bahía de Alcudia	*	*			*	*	*	*	*	*	*			
Ses Salines	*	*			*	*	*	*	*	*	*			
Ibiza (Illes Balears)														
Ses Salines	*	*			*	*	*	*	*					
Formentera (Illes Balears)														
Formentera	*	*			*	*	*	*	*					
Valencia/València														
Oliva-Pego	*	*				*	*	*						
Devesa del Saler	*	*			*	*	*	*	*	*	*			
Canet	*	*				*	*			*				
Castellón/Castelló														
Almenara	*					*	*							
Moncófar	*					*	*							
Torre la Sal	*	*				*	*		*	*				
El Serradal	*					*	*							
Tarragona														
La Banya (delta del Ebro)	*	*			*	*	*							
El Fangar (delta del Ebro)	*	*				*	*							
Cambrils					*	*			*					
Torredembara	*	*			*	*		*	*					
Barcelona														
Castelldefels	*	*			*	*					*			

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
Girona														
Pals	*	*			*	*					*			
Bahía de Rosas	*	*			*	*								
REGIÓN MACARONÉSICA														
La Graciosa (Las Palmas)														
La Graciosa	*												*	*
Lanzarote (Las Palmas)														
Alegranza														*
El Jablillo	*		*											
Caletón Blanco														*
Famara												*	*	*
Montaña roja														*
Fuerteventura (Las Palmas)														
Tostón													*	*
Corralejo			*									*	*	
Jandía												*		*
Punta Jandía														*
Majanicho-Lajares														*
Isla Lobos														*
Jable de Vigocho														*
Gran Canaria (Las Palmas)														
Maspalomas			*		*							*	*	
Punta de las Arenas														*
Tufia-Gando-Arinaga														*

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE SISTEMAS DUNARES														
NOMBRE SISTEMA DUNAR	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	Dunas móviles no vegetadas	Dunas costeras con <i>Traganum moquinii</i>	Mantos eólicos
Tenerife (Santa Cruz de Tenerife)														
El Médano													*	*
La Gomera (Santa Cruz de Tenerife)														
Puntallana														*



Tabla I.3 Matriz de presencia de tipos de hábitat específicos de marismas a lo largo de la costa española. Fuente: elaboración propia.

TIPO DE HÁBITAT DE MARISMA								
NOMBRE MARISMA	MARISMA ALTA				MARISMA MEDIA		MARISMA BAJA	
	THIC 1410	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1420	THIC 1330	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1140
REGIÓN SUDATLÁNTICA								
Huelva								
Marismas del Guadiana/Isla Canela			*	*			*	*
Marismas de Isla Cristina/Isla del Moral			*	*		*	*	*
Marismas del río Piedras			*	*		*	*	*
Marismas del Odiel			*	*		*	*	
Marismas de Doñana			*	*		*	*	
Cádiz								
Marismas del río San Pedro (El Toruño)			*	*		*	*	*
Marismas del Trocadero			*	*		*	*	*
Marismas de la bahía de Cádiz (Saco interno)			*	*		*	*	*
Marismas del Sancti Petri			*	*		*	*	*
Marismas de Barbate				*			*	*
Marismas del arroyo Salado de Morón				*			*	*
Marismas del río Palmones								*
REGIÓN NORATLÁNTICA								
Bizkaia								
Marismas de Mundaka				*	*	*	*	
Marismas de Lekeitio				*	*	*	*	
Guipuzkoa								
Marismas de Zumaya				*	*	*	*	
Cantabria								
Marismas de Laredo				*	*	*	*	*
Marismas de Santoña				*	*	*	*	*
Marismas de Cubas				*	*	*	*	*
Marismas de Santander				*	*	*	*	*
Marismas de Mogro				*	*	*	*	*
Marismas de Suances				*	*	*	*	*
Marismas de La Rabia				*	*	*	*	*
Marisma de San Vicente de la Barquera				*	*	*	*	*
Marismas de Tina Mayor				*	*	*	*	*
Marismas de Tina Menor				*	*	*	*	*

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE MARISMA								
NOMBRE MARISMA	MARISMA ALTA				MARISMA MEDIA		MARISMA BAJA	
	THIC 1410	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1420	THIC 1330	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1140
Asturias								
Marismas de Ribadesella					*	*	*	*
Marismas de Villaviciosa				*	*	*		*
Marismas de Nalón				*	*			*
Marismas de Navia				*	*	*		*
Marismas de Ribadeo				*	*	*	*	*
Lugo								
Marismas de Foz				*	*	*	*	*
Marismas de Viveiro					*			
A Coruña								
Marismas de Barqueiro					*			
Marismas de Ortigueira				*	*		*	*
Marismas de Cedeira				*	*	*		
Marismas de Ares				*	*	*	*	*
Marismas de Betanzos				*	*	*	*	*
Marismas de Burgo				*	*	*		*
Marismas de Baldaio				*	*	*		*
Marismas de Esteiro				*	*	*		*
Marismas de Anllons				*	*	*		*
Marismas de Carnota				*	*	*	*	
Marismas de Muros y Noia					*	*	*	
Marismas de Carregal				*	*	*	*	
Marismas de Ponte Beluso					*	*	*	
Pontevedra								
Marismas de Ensenada de Louido				*	*	*	*	*
Marismas de Xunqueira de Alba				*	*	*	*	*
Marismas de Redondela					*	*	*	*
Marismas de Miñor					*			*
Marismas del río Miño					*			
REGIÓN MEDITERRÁNEA								
Almería								
Marismas de Entinas	*	*	*					
Salinas de Cabo de Gata	*	*	*					
Marismas de Antas-Salar de los Carros (Vera)	*	*	*					
Rambla de las Morenas	*	*	*					

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE HÁBITAT DE MARISMA								
NOMBRE MARISMA	MARISMA ALTA				MARISMA MEDIA		MARISMA BAJA	
	THIC 1410	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1420	THIC 1330	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1140
Murcia								
Marismas de la Encañizada	*	*	*			*		
Alicante/Alacant								
Marismas de El Calpe	*	*	*			*		
Marismas de Santa Pola	*	*	*			*		
Mallorca (Illes Balears)								
Salina de Alcudia	*		*			*		
Salinas d'es Trenc	*	*	*			*		
Valencia/València								
Marjal Pego - Oliva	*							
Marismas de la albufera de Valencia	*							
Tarragona								
Marismas del delta del Ebro	*					*	*	
Barcelona								
Marismas del delta del Llobregat	*					*	*	
Girona								
Marismas de l'Empordá	*					*	*	



Tabla I.4 Matriz de presencia de tipos de hábitat específicos de estuarios a lo largo de la costa española. Fuente: elaboración propia.

SISTEMAS ESTUARINOS	PLAYAS				DUNAS										MARISMAS									
	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1330	THIC 1410	THIC 1420	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1140	THIC 1520
REGIÓN SUDATLÁNTICA																								
Huelva																								
Río Guadiana	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*	*	
Río Piedras	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*	*	
Río Odiel	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*	*	
Río Tinto	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*	*	
Río Guadalquivir	*	*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*		*	*	
Cádiz																								
Río Guadalete	*															*			*			*		
Río San Pedro	*	*		*		*								*	*	*			*				*	
Río Salado	*				*	*				*			*	*		*			*		*	*		
Río Barbate	*	*			*	*				*		*	*	*		*			*				*	
Río Cachón	*				*	*				*		*	*	*		*			*				*	
Río Vega-Jara	*	*		*	*	*				*		*	*	*		*			*				*	
REGIÓN NORATLÁNTICA																								
Guipuzkoa																								
Río Bidasoa	*				*	*									*	*	*		*				*	
Ría de Pasajes																							*	
Río Urumea															*	*	*		*				*	

Continúa en la siguiente página ►



SISTEMAS ESTUARINOS	PLAYAS				DUNAS										MARISMAS									
	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1330	THIC 1410	THIC 1420	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1140	THIC 1520
Ría de Orio	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Zumaya	*														*	*	*		*				*	
Río Deba	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Bizkaia																								
Ría de Lekeitio	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Ondarroa					*	*	*								*	*	*						*	
Ría de Oka	*														*	*	*						*	
Ría de Plentzia	*														*								*	
Ría de Bilbao															*								*	
Cantabria																								
Río Oriñón	*				*	*	*								*	*			*				*	
Río Asón	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Ajo	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Cubas	*					*	*								*	*	*		*				*	
Río Mogro	*					*									*	*	*		*				*	
Ría de Santander	*					*									*	*	*		*				*	
Río Saja	*					*	*								*	*	*						*	
Ría de La Rabia	*					*	*								*	*	*		*				*	
Ría de S. Vicente Barquera	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Tina Mayor	*				*	*	*								*	*	*		*				*	
Ría de Tina Menor	*				*	*	*								*	*	*		*				*	

Continúa en la siguiente página ►



SISTEMAS ESTUARINOS	PLAYAS				DUNAS										MARISMAS										
	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1330	THIC 1410	THIC 1420	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1140	THIC 1520	
Asturias																									
Ría de Niembro	*				*																			*	
Río Ribadesella	*				*																			*	
Ría de Villaviciosa	*				*	*	*									*	*	*		*				*	
Río Nalón	*				*	*	*									*		*		*				*	
Río Navia	*				*	*	*									*		*		*				*	
Ría de Ribadeo-Eo	*				*	*	*											*		*				*	
Lugo																									
Ría de Foz	*				*	*	*									*	*	*		*				*	
Ría de Viveiro	*				*	*	*			*								*						*	
A Coruña																									
Ría del Barqueiro	*												*					*						*	
Ría de Ortigueira	*				*	*	*			*			*		*	*	*		*					*	
Ría de Cedeira	*				*	*	*			*			*		*		*		*					*	
Ría de Ferrol	*												*		*	*	*		*					*	
Ría de Ares	*				*								*		*		*		*					*	
Ría de Betanzos	*				*								*		*		*		*					*	
Ría de A Coruña	*				*	*	*								*		*		*					*	
Ría de Allons	*				*	*	*			*			*		*		*		*					*	
Ría de Camariñas	*				*	*	*			*			*		*		*		*					*	
Ría de Nemiña	*					*				*			*		*		*		*					*	

Continúa en la siguiente página ►



SISTEMAS ESTUARINOS	PLAYAS				DUNAS									MARISMAS										
	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1330	THIC 1410	THIC 1420	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1140	THIC 1520
Ría de Carnota y Cee	*				*	*							*		*		*		*				*	
Ría de Muros e Noia	*				*	*							*		*	*	*		*				*	
Pontevedra																								
Ría de Arousa	*				*	*				*						*	*						*	
Ría de Pontevedra	*				*	*				*					*	*	*		*				*	
Ría de Aldán	*									*							*						*	
Ría de Vigo	*				*					*					*	*	*						*	
Ría de Bayona	*				*												*						*	
Río Miño	*				*	*	*										*						*	
REGIÓN MEDITERRÁNEA																								
Cádiz																								
Río Palmones	*	*			*	*				*		*	*			*			*				*	
Río Gudarranque	*	*			*	*				*		*	*			*			*				*	
Río Guadiaro	*																						*	
Málaga																								
Río Guadalmanza																								
Río Verde																								
Río Guadalhorce																							*	
Río Fuengirola																								
Almería																								
Río Aguas (Est. Ciego)																		*	*	*	*	*	*	*

Continúa en la siguiente página ►



SISTEMAS ESTUARINOS	PLAYAS				DUNAS										MARISMAS										
	Playas estuarinas	Cheniers	THIC 1210	Depósitos de desbordamiento	THIC 2110	THIC 2120	THIC 2130	THIC 2150	THIC 2190	THIC 2210	THIC 2230	THIC 2240	THIC 2250	THIC 2260	THIC 2270	THIC 1310	THIC 1320	THIC 1330	THIC 1410	THIC 1420	THIC 1430	THIC 1510	THIC 1140	THIC 1520	
Río Antas (Est. Ciego)																		*		*	*			*	
Rambla de las Morenas																									
Alicante/Alacant																									
Río Segura					*	*					*	*			*	*			*	*		*	*	*	
Río Algar (Est. Ciego)												*	*						*		*		*		
Valencia/València																									
Río Júcar	*				*	*					*	*	*					*							
Río Sénia	*																								
Rambla de Oliva																									
Tarragona																									
Ramblas de Tres Cales																									
Río Riudoms																									
Girona																									
Río Ter (Est. Ciegos)	*					*																			
Río Fluviá	*					*								*	*	*		*	*				*		



ANEXO II. Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas dunares

Dunas móviles embrionarias macaronésicas



Cyperus capitatus



Polygonum maritimum



Polycarpha nivea

Dunas móviles con *Traganum moquinii*



Traganum moquinii



Dunas móviles con *Ammophila arenaria*



Ammophila arenaria (barrón o carrizo)



Pancratium maritimum (azucena de mar)



Medicago marina (carretón de playa)



Eryngium maritimum (Cardo marítimo)



Lotus creticus (cuernecillo de mar)



Calystegia soldanella (campanilla de las dunas)



Echinophora spinosa



Dunas fijas con *Juniperus*



Juniperus oxycedrus (enebro)



Pistacia lentiscus (lentisco)



Rhamnus lycioides (espino negro)



Dunas fijadas por vegetación arbórea



Crucianella maritima



Ononis natrix subsp. ramosissima (pegamoscas, melera o gavó)



Helichrysum stoechas



Teucrium dunense



Lotus creticus (cuernecillo de mar)



Pancratium maritimum (azucena de mar)



Dunas fijadas por vegetación arbórea



Pinus pinaster (pino marítimo)



Pinus pinea



Cisto-lavanduletea



Corema album (camariña)



Ulex europaeus (retamo espinoso, espinillo, argoma o tojo)



Halimium halimifolium (jaguarzo blanco)



Dunas fijas descalcificadas



Ulex australis (tojo o aulaga morisca)



Erica scoparia (berozo, brezo blanquillo, brezo de escobas, grecina, o tejo)



Calluna vulgaris (brezo)



Erica umbellata (quiruela)



Dunas fijas con céspedes y matorrales



Linaria pedunculata



Linaria munbyana



Linaria tursica



Silene



Silene ramosissima



Ononis



Campanula erinus



Corema album (camariña)



Ulex europaeus (retamo espinoso, espinillo, argoma o tojo)



Halimium halimifolium (jaguarzo blanco)



Dunas fijadas por vegetación herbácea, dunas grises



Crucianella maritima



Helichrysum stoechas



Koeleria glauca



Armeria pungens



Crucianella maritima



Iberis procumbens



Thymus carnosus
(tomillo camoso)



Depresiones interdunares



Rubus ulmifolius (zarzamora)



Nerium oleander (adelfa)



Tamarix



Juncal



Scirpoides holoschoenus (junco agrupado o junco de churrero)



Juncus acutus (junco espinoso)



Centarium spp.



Juncus bufonius (junco de sapo)



Blackstonia perfoliata



ANEXO III. Estadillos de campo para la toma muestras *in situ* de variables en los tipos de hábitat dunares

Tabla III.1 Estadillo de campo para la toma de muestra *in situ* de variables en cada tipo de hábitat dunar identificado. Fuente: elaboración propia.

FACTORES ECOLÓGICOS Y DE COBERTURA VEGETAL (FE)	VALORACIÓN				
	4	3	2	1	0
1. Especies presentes (✓ si está presente)	≤100%	≤75%	≤50%	≤25%	
<i>Elymus farctus</i> (grama de arena / grama marina)					
<i>Ammophila arenaria</i> (barrón)					
<i>Crucianella maritima</i> (rubia de mar)					
<i>Pancratium maritimum</i> (Azucena de mar)					
<i>Cistus salviifolius</i> (jarilla, jaguarzo negro)					
<i>Juniperus phoenicea</i> subsp. <i>turbinata</i> (sabina)					
<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>macrocarpa</i> (enebro marítimo)					
<i>Pinus pinea</i> (pino piñonero)					
<i>Traganum moiquinii</i>					
<i>Tamarix canariensis</i>					
2. Porcentaje de plantas con raíces expuestas	≤5%				
3. Continuidad en las sucesiones vegetales (marcar con ✓)	Continuidad total		Discontinuidad parcial		No hay continuidad
4. Presencia de conejos (madrigueras) (marcar con ✓)	No hay presencia		Presencia esporádica		Presencia elevada
5. Presencia de invertebrados, reptiles y nidos de aves en el sistema dunar (marcar con ✓)	Presencia frecuente		Presencia esporádica		No hay presencia
FACTORES MORFOSEDIMENTARIOS (FM)	4	3	2	1	0
6. Grado de fragmentación del sistema dunar (marcar con ✓)	No hay		25-50%		≥50%
7. Porcentaje del frente dunar con escarpes erosivos (marcar con ✓)					
FACTORES DE GESTIÓN Y PROTECCIÓN (FG)	4	3	2	1	0
8. Control de paso y estacionamiento de vehículos	Permanente		Estacional		Nulo

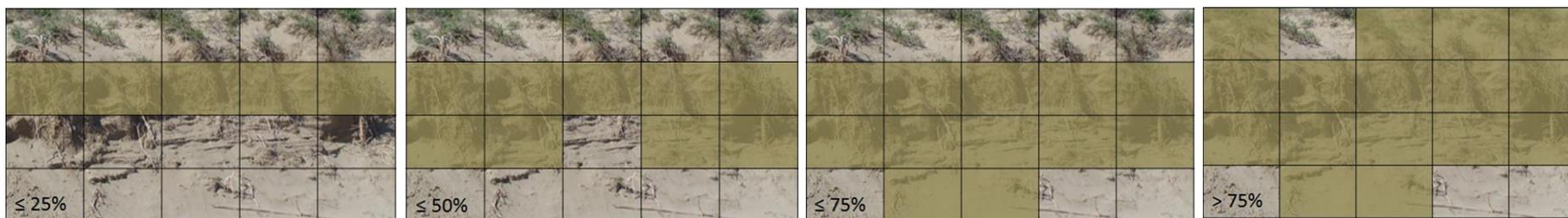
Continúa en la siguiente página ►



FACTORES ECOLÓGICOS Y DE COBERTURA VEGETAL (FE)	VALORACIÓN				
	4	3	2	1	0
9. Instalación de captadores de arena en el frente dunar	Frecuente		Esporádica		Nula
10. Control de acceso, aislamiento, cerramiento	Total		Moderado		Ausente
11. Paneles informativos (nº por cada 500 m)	≥				
12. Porcentaje del sistema dunar afectado por residuos sólidos y basuras					≥

Ejemplo de la estimación de la superficie afectada por los escarpes.

Si existen dudas del porcentaje, se recomienda sacar una foto de todo el frente, o varias, y solaparlas, para hacer el cálculo posteriormente (ANOTAR).





ANEXO IV. Cuaderno de campo de las especies típicas de los sistemas de marisma

Matorrales halófilos



Sarcocornia fruticosa



Sarcocornia perennis



Arthrocnemum macrostachyum



Halimione portulacoides



Suaeda vera



Suaeda fruticosa



Limoniastrum monopetalum



Limonium



Plantago maritima



Pastizales dominados por Sarcocornias/ Salicornias y otras especies de zonas fangosas o arenosas



Salicornia ramosissima



Microcnemum coralloides



Suaeda spicata



Suaeda splendens



Halopeplis amplexicaulis



Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritimae*)



Spartina maritima



Spartina alterniflora



Spartina densiflora



Estepas salinas mediterráneas



Lygeum spartum (albardín)



Limonium



Gypsophila tomentosa



Senecio auricula



Lepidium cardamines



Pastizales salinos mediterráneos



Juncus maritimus



Juncus subulatus



Juncus gerardii



Juncus acutus



Aeluropus littoralis



Tetragonolobus maritimus



Puccinellia



Plantago crassifolia



Pastizales salinos atlánticos (*Glauco – Puccinellietalia maritimae*)



Halimione portulacoides



Puccinellia maritima



Juncus gerardii



Juncus maritimus



Festuca rubra



Armeria maritima



Glaux maritima



Agrostis stolonifera



Matorrales halonitrófilos (*Pegano - Salsotea*)



Atriplex halimus



Atriplex glauca



Artemisia herba - alba



Salsola vermiculata



Suaeda pruinosa



Suaeda vera



Lycium intricatum



Withania frutescens



Camphorosma monspeliaca



Krascheninnikovia ceratoides



Llanuras fangosas mareales (con *Zostera noltei*)



Nanozostera noltei



Zostera maritima



Spartina maritima



ANEXO V. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para las aguas de transición

Tabla V.1 Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado para las aguas de transición según establece el Real Decreto 817/2015. Fuente: elaboración propia.

Nota: CP= campo próximo, de 0 a 200m de la costa; CM= campo medio, a más de 200m de la costa; Blooms= frecuencia de elevados conteos de fitoplancton pequeño y grande (cualquier taxón con > 750.000 células/l), valores referidos a ciclos de 6 años; S= salinidad; R= riqueza (nº de especies); H= índice de diversidad de Shannon (bits); AMBI= AZTI Marine Biotic Index; AFICont= individuos de especies indicadoras de contaminación (%); AFIntro= individuos de especies introducidas (%); AFISalud= salud piscícola (daños, enfermedades, etc.) en %, grado de afección o lesiones en los individuos capturados en el estuario en valor porcentual; AFIPiano= abundancia de peces planos presentes (%); AFIOmni= composición trófica (% omnívoros); AFIPisc= composición trófica (% piscívoros); AFResi= número de especies residentes; Bc= composición (Bray-Curtis cualitativo); Bs= estructura (Bray-Curtis cuantitativo); %OP= especies oportunistas (%); N-= abundancia por defecto; N+= abundancia por exceso.

TIPO DE AGUA DE TRANSICIÓN	INDICADOR	UNIDAD	VALOR ABSOLUTO	INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/específica del tipo	Límite muy bueno/bueno (4 puntos)	Límite bueno/moderado (3 puntos)	Límite moderado/deficiente (2 puntos)	Límite deficiente/malo (1 punto)
AT-T01	ITWf		-	(1)	(1)		
	BO2A		-	(1)	(1)		
AT-T02	ITWf		-	(1)	(1)		
	BO2A		-	(1)	(1)		
AT-T08	Chla	µg/l	5,33 (S <30 ups) 2,67 (S ≥30 ups)	8 (S <30 ups) 4 (S ≥30 ups)	12 (S <30 ups) 8 (S ≥30 ups)	16 (S <30 ups) 12 (S ≥30 ups)	32 (S <30 ups) 16 (S ≥30 ups)
	Blooms	%	16,7	20	39	69	89
	SPTT-2		S=0-5 ups: ChIA: 4,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=5-18 ups: ChIA: 3,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=18-30 ups: ChIA: 2,20 µg/L; blooms: 16,7%; S=30-34 ups: ChIA: 1,30 µg/L; blooms: 16,7%	0,76	0,38	0,23	0,18

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE AGUA DE TRANSICIÓN	INDICADOR	UNIDAD	VALOR ABSOLUTO	INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/específica del tipo	Límite muy bueno/bueno (4 puntos)	Límite bueno/moderado (3 puntos)	Límite moderado/deficiente (2 puntos)	Límite deficiente/malo (1 punto)
	IQA		-	(1)	(1)		
	QSB		Euhalino: R=30; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 297; N+ = 1127; Polihalino: R=15; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 34; N+ = 578; Oligo(mesohalino): R=11; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 84; N+ = 481	0,8	0,60	0,40	0,20
	M-AMBI		S<18 ups: R=13; H'=2,5; AMBI=2,8 S=18-30 ups: R=32; H'=3,8; AMBI=2 S=30-34,5 ups: R=40; H'=3,5; AMBI=2,1	0,77	0,53		
	AFI		Calculado con peces (2): R >9; AFICont < 30; AFIntro < 30; AFISalud <5; AFIplano: 10-60; AFIOmni: 2,5-20; AFIPisc: 10-50; AFIResi >5; AFIRes: 10-40	0,78	0,55		
	TFCI		-	0,9	0,65		
AT-T09	Chla	µg/l	5,33(S<30ups) 2,67(S≥30ups)ups	8 (S <30 ups) 4 (S ≥30 ups)	12 (S <30 ups) 8 (S ≥30 ups)	16 (S <30 ups) 12 (S ≥30 ups)	32 (S < 30 ups) 16 (S ≥ 30 ups)
	Blooms	%	16,7	20	39	69	89

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE AGUA DE TRANSICIÓN	INDICADOR	UNIDAD	VALOR ABSOLUTO	INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/específica del tipo	Límite muy bueno/bueno (4 puntos)	Límite bueno/moderado (3 puntos)	Límite moderado/deficiente (2 puntos)	Límite deficiente/malo (1 punto)
	SPTT-2		S=0-5 ups: ChIA: 4,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=5-18 ups: ChIA: 3,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=18-30 ups: ChIA: 2,20 µg/L; blooms: 16,7%; S=30-34 ups: ChIA: 1,30 µg/L; blooms: 16,7%	0,76	0,38	0,23	0,18
	IQA		-	(1)	(1)		
	QSB		Euhalino: R=30; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 297; N+ = 1127; Polihalino: R=15; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 34; N+ = 578; Oligo(mesohalino): R=11; Bc=80; Bs=80; %OP=10; N- = 84; N+ = 481	0,8	0,60	0,40	0,20
	M-AMBI		S < 18 ups: R=13; H'=2,5; AMBI=2,8 S=18-30 ups: R=32; H'=3,8; AMBI=2 S=30-34,5 ups: R=40; H'=3,5; AMBI=2,1	0,77	0,53		
	AFI		Calculado con peces ⁽²⁾ : R > 9; AFICont < 30; AFIIIntro < 30; AFISalud < 5; AFIplano: 10-60; AFIOmni: 2,5-20; AFIPisc: 10-50; AFIResi > 5; AFIRes: 10-40	0,78	0,55		
	TFCI		-	0,9	0,65		
AT-T10	Chla	µg/l	5,33 (S < 30 ups) 2,67 (S ≥ 30 ups)	8 (S < 30 ups) 4 (S ≥ 30 ups)	12 (S < 30 ups) 8 (S ≥ 30 ups)	16 (S < 30 ups) 12 (S ≥ 30 ups)	32 (S < 30 ups) 16 (S ≥ 30 ups)

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE AGUA DE TRANSICIÓN	INDICADOR	UNIDAD	VALOR ABSOLUTO	INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/específica del tipo	Límite muy bueno/bueno (4 puntos)	Límite bueno/moderado (3 puntos)	Límite moderado/deficiente (2 puntos)	Límite deficiente/malo (1 punto)
	Blooms	%	16,7	20	39	69	89
	SPTT-2		S=0-5 ups: ChIA: 4,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=5-18 ups: ChIA: 3,40 µg/L; blooms: 16,7%; S=18-30 ups: ChIA: 2,20 µg/L; blooms: 16,7%; S=30-34 ups: ChIA: 1,30 µg/L; blooms: 16,7%	0,76	0,38	0,23	0,18
	IQA		-	(1)	(1)		
	M-AMBI		S<18 ups: R=13; H'=2,5; AMBI=2,8 S=18-30 ups: R=32; H'=3,8; AMBI=2 S=30-34,5 ups: R=40; H'=3,5; AMBI=2,1	0,77	0,53		
	AFI		Calculado con peces ⁽²⁾ :R >9; AFICont < 30; AFIntro < 30; AFISalud <5; AFIplano:10-60; AFIOmni: 2,5-20; AFIPisc: 10-50;	0,78	0,55		
	TFCI		-	0,9	0,65		
	ITWf		0,49	0,92	0,72		
AT-T12	TaSBEM		-	(1)	(1)		
	Amonio	mg NH ₄ /l			0,29		
	Nitritos	mg NO ₂ /l			0,18		
	Nitratos	mg NO ₃ /l			11		

Continúa en la siguiente página ►



TIPO DE AGUA DE TRANSICIÓN	INDICADOR	UNIDAD	VALOR ABSOLUTO	INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/específica del tipo	Límite muy bueno/bueno (4 puntos)	Límite bueno/moderado (3 puntos)	Límite moderado/deficiente (2 puntos)	Límite deficiente/malo (1 punto)
	Fosfatos	mg PO ₄ /l			0,34		
AT-T13	ITWf		0,49	0,92	0,72		
	TaSBEM		-	(1)	(1)		
	Amonio	mg NH ₄ /l			0,15		
	Nitritos	mg NO ₂ /l			0,11		
	Nitratos	mg NO ₃ /l			7,42		
	Fosfatos	mg PO ₄ /l			0,83		
AT-T16	Fósforo total	mg P/l		1,5	2		

Donde:

(1): el indicador no cuenta con límites de cambio de clases fijados.

(2): ver protocolo de muestreo, análisis y evaluación de fauna ictiológica en masas de agua de transición. Agencia Vasca del Agua / Uraren Euskal Agentzia;