

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL
AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE

TESIS DOCTORAL

Métodos para la Evaluación del Estado de Conservación de los Hábitats Litorales en el Marco de la Red Natura 2000

AUTORA

María Recio Espinosa

DIRECTORES

José Antonio Juanes de la Peña

Bárbara Ondiviela Eizaguirre

Santander, 2013.

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



E.T.S. INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE

T E S I S D O C T O R A L

**MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE
CONSERVACIÓN DE LOS HÁBITATS LITORALES EN EL MARCO DE
LA RED NATURA 2000**

Presentada por: **MARÍA RECIO ESPINOSA**

Dirigida por: **JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA
BÁRBARA ONDIVIELA EIZAGUIRRE**

Santander, Junio de 2013

A Nicolás,

A Pelayo

A mis padres y mi hermano

Agradecimientos

Aunque parecía que este día no iba a llegar nunca, ahora me toca enfrentarme a otro de los momentos complicados de toda tesis doctoral: el dar las gracias a todas las personas que me han hecho posible llegar hasta aquí. Y digo complicado porque no me gustaría olvidarme de nadie, ya que sin toda la ayuda, dedicación y confianza que me habéis brindado, hoy no me encontraría en esta situación.

En primer lugar, mi primer y mayor agradecimiento es para mis directores de tesis. Gracias, Jose, por confiar en mí y darme la oportunidad de iniciar una carrera en esto de la ciencia. Tu experiencia, consejos y apoyo han sido fundamentales para la realización de este trabajo. Gracias, Bárbara. Sin ti, tus ánimos durante todos estos años, tu trabajo y dedicación esto no hubiera sido posible.

Gracias igualmente a todos mis compañeros de trabajo, a los actuales y a los que han ido emprendiendo otras nuevas aventuras. A Pablo, por acompañarme en esas jornadas de trabajo en la playa; a Marisa y Aina, que con sus trabajos me han ayudado a seguir avanzando en el mío; a Cristina, que me introdujo en el mundo del modelado; a Rafa, que tantos momentos de crisis informáticas ha solucionado (incluida recuperación de disco duro)... Y como no, gracias al equipo LICs, ya que sin todo el trabajo y discusiones llevadas a cabo esta tesis ni siquiera hubiera llegado a plantearse.

Por último, gracias a mi familia y amigos. Llegados a este punto no hay palabras que expresen todo el agradecimiento que les debo a ellos. Especialmente a ti, Pelayo, que no solo has tenido que sufrir todos mis cambios de humor, mosqueos y llantinas asociadas a la tesis, sino que siempre lo has hecho animándome y dándome todo tu apoyo.

Nuevamente, GRACIAS.

*Quien no haya experimentado la irresistible atracción de la ciencia
no podrá comprender su tiranía.*

Frankenstein, Mary Shelley

Índice

Resumen	1
Capítulo I- Introducción	5
1.1. Antecedentes	5
1.1.1. La Red Natura 2000 litoral en Cantabria	7
1.2. El estado de conservación de los sistemas litorales	9
1.2.1 Estado de conservación de los hábitats litorales	11
1.2.1.1 Distribución de los hábitats litorales	13
1.2.1.2 Estructura y composición de los hábitats litorales	15
1.2.1.3 Vulnerabilidad de los hábitats litorales	18
Capítulo II- Objetivos de la Tesis	23
Capítulo III- Ámbito de estudio	25
3.1. El Sistema estuarino	26
3.1.1 Límites del estuario	26
3.1.2 Descripción de las características físicas de los estuarios	27
3.1.3 Descripción de los hábitats característicos de los sistemas estuarinos cantábricos	30
3.2. El Sistema dunar	33
3.2.1 Límites del sistema dunar	33
3.2.2 Origen y morfología de los sistemas dunares cantábricos	34
3.2.3 Hábitats característicos de los sistemas dunares cantábricos	36
Capítulo IV- Evaluación de la distribución de los hábitats litorales	39
4.1 Hipótesis y Objetivo	41
4.2 Descripción del procedimiento metodológico para la evaluación de la distribución de los hábitats litorales	41
4.2.1 Establecimiento de las condiciones de referencia	42
4.2.1.1 Identificación de la superficie potencial del hábitat	42
4.2.1.2 Evaluación de la robustez de los resultados del modelo	45
4.2.1.3 Definición de las condiciones de referencia	45
4.2.2 Definición del estado de la distribución de los hábitats litorales	46

4.3 Evaluación del estado de la distribución del hábitat de <i>Zostera noltii</i>	47
4.3.1 Selección de las variables ecogeográficas	48
4.3.2 Cálculo de las variables ecogeográficas	50
4.3.3. Definición de las condiciones de referencia para la distribución del hábitat de <i>Zostera noltii</i>	55
4.3.3.1 Resultados del modelo ENFA	55
4.3.3.2 Resultados del modelo MAXENT	57
4.3.3.3 Comparación entre métodos de cálculo de las condiciones de referencia.....	58
4.3.4 Evaluación de la extensión del hábitat de <i>Zostera noltii</i>	59
4.4 Discusión	60
Capítulo V- Selección de indicadores para la evaluación de la estructura y composición del sistema dunar	65
5.1 Hipótesis y Objetivos	67
5.2 Zona de estudio	68
5.3 Respuesta de la vegetación dunar frente a la limpieza sistemática de las playas	70
5.3.1 Diseño experimental	70
5.3.2 Variables analizadas	72
5.3.3 Análisis de los datos	73
5.3.4 Resultados	75
5.3.4.1 Características de los patrones espaciales de las variables biológicas y físico-químicas en los estratos inferiores del sistema playa-duna.....	75
5.3.4.2 Análisis de correlación entre las variables analizadas.....	76
5.3.4.3 Respuesta de las variables biológicas y físico-químicas del sedimento frente a la limpieza sistemática de las playas	78
5.4 Respuesta de la vegetación dunar frente a las alteraciones derivadas del tránsito	79
5.4.1 Diseño experimental	79
5.4.2 Variables analizadas	81
5.4.3 Análisis de los datos	82
5.4.4 Resultados	84
5.4.4.1 Características de los patrones espaciales de las variables biológicas y físico-químicas en los estratos inferiores del sistema dunar.....	84
5.4.4.2 Análisis de correlación entre las variables analizadas.....	86
5.4.4.3 Respuesta de las variables biológicas y físico-químicas del sedimento frente al tránsito pedestre.....	87

5.5	Discusión	97
Capítulo VI-	Vulnerabilidad de los hábitats litorales	103
6.1	Hipótesis y Objetivos generales	105
6.2	Respuesta de los hábitats estuarinos frente a las presiones hidromorfológicas	106
6.2.1	Hipótesis y objetivo específicos	106
6.2.2	Material y métodos	106
6.2.2.1	Áreas de estudio	106
6.2.2.2	Metodología	107
6.2.3	Resultados	111
6.2.3.1	Estudio a escala global	111
6.2.3.2	Estudio a escala local	114
6.2.4	Discusión	114
6.3	Delimitación de la zona de afección para el cálculo de la vulnerabilidad de los hábitats estuarinos y dunares	117
6.3.1	Hipótesis y objetivos específicos	117
6.3.2	Zona de afección de las Alteraciones hidromorfológicas	118
6.3.2.1	Método dinámico para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas	119
6.3.2.2	Método estático para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas	126
6.3.2.3	Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas	127
6.3.3	Zona de afección de los Vertidos acuáticos	143
6.3.3.1	Método dinámico para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos	144
6.3.3.2	Método estático para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos	154
6.3.3.3	Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos	155
6.3.4	Zona de afección del Tránsito dunar	169
6.3.4.1	Método dinámico para la delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre	170
6.3.4.2	Método estático para la delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre	171
6.3.4.3	Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre	171

6.3.5 Discusión	174
6.3.5.1 Alteraciones hidromorfológicas	175
6.3.5.2 Vertidos acuáticos	177
6.3.5.3 Tránsito dunar	179
Capítulo VII- Conclusiones y Futuras líneas de Investigación.....	181
7.1 Conclusiones	181
7.1.1 Distribución de los hábitats litorales	182
7.1.2 Estructura y composición de los hábitats dunares	183
7.1.3 Vulnerabilidad de los hábitats estuarinos y dunares	183
7.2 Futuras líneas de investigación	184
Capítulo VIII- Referencias Bibliográficas.....	187

Resumen

El mantenimiento de un buen estado de conservación del medio litoral es uno de los principales objetivos de las políticas ambientales actuales, las cuales establecen la obligación de gestionar los bienes y recursos naturales, como base de un desarrollo socio-económico sostenible.

En este contexto, la presente tesis aborda el desarrollo de metodologías para la evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales de interés comunitario, protegidos en el marco de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE), cuyos resultados puedan verse implementados en el proceso de gestión de los espacios acuáticos litorales de la red Natura 2000 en Cantabria.

La revisión bibliográfica realizada sobre los procedimientos de evaluación del estado de los hábitats permitió identificar las lagunas del conocimiento existentes en la actualidad, y concluir que el diagnóstico del estado de conservación debe fundamentarse en el análisis de tres elementos independientes: la distribución del

hábitat, su estructura y composición, y su vulnerabilidad, para cada uno de los cuales se establecen objetivos específicos concretos.

Con respecto al primer objetivo específico de la tesis, se desarrolla un procedimiento para evaluar la distribución de los hábitats litorales. La propuesta se fundamenta en la utilización de modelos numéricos de distribución potencial de las especies, lo que permite solventar la problemática asociada a la ausencia de grandes series de datos y/o condiciones de referencia en las que basar su diagnóstico. La aplicación de dicha propuesta metodológica a un hábitat litoral permitió testar su validez y aplicabilidad en el litoral de la región.

En relación a la estructura y composición de los hábitats litorales, el objetivo específico consiste en identificar los indicadores óptimos para realizar su evaluación, tomando como caso de estudio los hábitats litorales desarrollados en el sistema dunar. Para ello, se llevan a cabo dos procedimientos experimentales diferentes, encaminados a la identificación de las variables que, además de presentar las cualidades básicas para su selección como indicadores (p.e. fácilmente medible, sensible al estrés, con relevancia ecológica, etc), respondan frente a las principales presiones desarrolladas en el medio dunar: la limpieza de las playas y el tránsito pedestre. Esto hizo posible la selección de las variables *riqueza de especies* y *cobertura vegetal* como indicadores del estado de la estructura y composición de los hábitats dunares.

Tras constatar que los aspectos clave en la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats frente a las presiones antrópicas son su sensibilidad y su grado de exposición ante las mismas, se analizan ambos atributos, tratando de optimizar y dotar de objetividad los procedimientos de cálculo de la vulnerabilidad.

En relación a la sensibilidad, el objetivo específico consiste en testar la validez de una definición cualitativa de la sensibilidad (mediante un método *Delphi*) de los hábitats litorales. Para ello, se toma como caso de estudio los hábitats estuarinos y se analiza la respuesta de diferentes variables biológicas, representativas de su estructura y composición (p.e. cobertura vegetal y extensión de especies alóctonas), frente a un gradiente de presiones hidromorfológicas, las cuales resultan abundantes en el medio litoral. Este contraste permitió validar la evaluación cualitativa de la sensibilidad de los hábitats.

Para optimizar la evaluación del grado de exposición de los hábitats frente a las presiones litorales, se desarrollan diferentes metodologías (basadas tanto de las características de la presión como de la morfodinámica del medio), para la delimitación de la zona de influencia, o zona de afección, de las principales presiones existentes en

el medio litoral de Cantabria (alteraciones hidromorfológicas, vertidos acuáticos y tránsito dunar). El contraste de los resultados obtenidos mediante estas propuestas metodológicas, frente a unas zonas de afección definidas con base en criterios independientes de las características del medio, permitió poner de manifiesto las ventajas e inconvenientes de cada una de las aproximaciones, así como valorar su aplicabilidad en el marco de la gestión de los espacios Natura 2000.

De forma global, como respuesta al objetivo general de la tesis, es importante señalar que los procedimientos de evaluación propuestos en este trabajo resultan herramientas útiles para la definición de objetivos, medidas y estrategias para la gestión de los hábitats litorales, que favorezcan el mantenimiento y/o restauración de su buen estado de conservación.

Capítulo I

Introducción

1.1 ANTECEDENTES

A principios del siglo XX surge una elevada conciencia medioambiental, momento en el que aparecen los primeros movimientos que alertan sobre la degradación de la naturaleza, y la consecuente necesidad de valorar la calidad de los ecosistemas, así como de proceder a la restauración de los más degradados. Esta sensibilidad hacia la importancia de la naturaleza para el desarrollo de la vida humana quedó plasmada en la “Conferencia Internacional para la Protección de Paisajes Naturales” de Berna, llevada a cabo en 1913, así como en el “Primer Congreso Internacional para la protección de flora y fauna, parajes y monumentos naturales” desarrollado en París en 1923.

Sin embargo, no es hasta mediados del siglo XX y, principalmente, hasta su último tercio, cuando surge un gran número de asociaciones no gubernamentales dedicadas a la protección de la naturaleza, tal y como es el caso de Greenpeace (1971) y WWF/Adena (1961), coincidiendo con la publicación de diferentes normativas y la

ratificación de diversos convenios y tratados relacionados con la contaminación y protección del medio ambiente, como la “Conferencia de Estocolmo” de 1973, el “Acta Única Europea” de 1987, o la “Cumbre de Río” en 1992.

En este contexto surge la Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de Mayo de 1992 (European Commission, 1992), denominada Directiva Hábitat, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres de la Unión Europea, cuyo objetivo principal es garantizar la biodiversidad en los Estados miembros, pero que además persigue:

- Fomentar, en las políticas de ordenación del territorio, la gestión de los elementos paisajísticos de esencial importancia para la flora y fauna europea.
- Garantizar un sistema de vigilancia del estado de conservación de los hábitats naturales y de las especies protegidas por esta Directiva.
- Mejorar los conocimientos científicos y fomentar la investigación en el campo de la biología de la conservación.

A partir de la Directiva Hábitat se crea una red ecológica europea de zonas de especial conservación (en adelante, ZEC), denominada “Natura 2000”. Esta red está integrada por un conjunto de espacios, de elevada importancia ambiental, caracterizados por contribuir de forma apreciable a mantener o restablecer los hábitats y especies naturales de interés comunitario. Las figuras provisionales de protección de estos espacios, previa a su declaración como ZEC, son Lugar de Importancia Comunitaria (en adelante, LIC), o Zona de Especial Protección para las Aves (en adelante, ZEPA) cuando su designación tenga por objeto garantizar la conservación de las aves protegidas por la Directiva 79/409/CEE.

Tal y como queda establecido en la propia normativa, estas zonas podrán integrarse dentro de la red de Espacios Naturales Protegidos de cada uno de los Estados o ser definidas como figuras de protección independientes. En ambos casos, la norma requiere la definición de medidas de gestión que garanticen la conservación de los hábitats y especies que alberguen dichos espacios, así como el desarrollo de adecuados planes de gestión para el conjunto de las ZEC. Estos planes podrán ser específicos del espacio o encontrarse integrados en otros planes de desarrollo. Una vez que dichos planes de gestión se encuentren implementados, los espacios LIC pasarán a declararse ZEC.

La Directiva impone, asimismo, la necesidad de garantizar el mantenimiento o restablecimiento de un estado de conservación favorable de los hábitats y especies, lo que requerirá, necesariamente, la realización de una evaluación del estado de

conservación actual de los mismos, que permita establecer las directrices de la gestión del espacio (p.e. desarrollar medidas para mantener el estado de aquellos hábitats/especies que, de acuerdo con el diagnóstico, presenten un buen estado de conservación en la actualidad; o implementar medidas que permitan restaurar el buen estado de conservación de aquellos hábitats/especies que en la actualidad no alcancen dicha valoración).

A diferencia de otras Directivas ambientales posteriores, como la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) o la Directiva de Aguas de Baño (Directiva 2006/7/CE), en las que se indica cuáles deben ser los indicadores objeto de estudio para su cumplimiento, la Directiva Hábitat no establece en ningún momento unas directrices para la realización de esta evaluación. En este sentido, no existe un consenso científico sobre cómo llevar a cabo la valoración del estado de conservación de hábitats y especies. La normativa únicamente establece que un hábitat se encontrará en estado de conservación favorable cuando *su área de distribución natural y las especies comprendidas dentro de dicho área sean estables o se amplíen, cuando la estructura y funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo y cuando el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.*

En síntesis, para dar cumplimiento a esta normativa, es preciso reconocer los indicadores y establecer las métricas de valoración que permitan definir el estado de conservación actual de los hábitats protegidos por la Directiva 92/43/CEE. Todo ello con el objeto de definir las actuaciones y/o medidas que debe contemplar el plan de gestión de un espacio Natura para el mantenimiento o recuperación del estado de conservación favorable de sus hábitats.

1.1.1 La Red Natura 2000 litoral en Cantabria

De acuerdo con Álvarez (1984) el medio litoral es la *franja de mar adyacente a la línea de costa y una zona terrestre hasta la que las acciones del medio marino y el terrestre son notables.* Atendiendo a esta definición del litoral, la Red Natura 2000 litoral de Cantabria se compone por un total de siete espacios Natura 2000 (seis LIC y una ZEPA; Figura I. 1), que integran una superficie total de 9753.37 ha y ocupan en torno al 23% de la franja litoral de la región. Desde el año 2006 (Ley 4/2006, de Conservación de la Naturaleza de Cantabria), estos espacios se encuentran integrados, a través de la creación de una nueva categoría jurídica (zonas de la Red Ecológica

Europea Natura 2000), dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Cantabria y, por lo tanto, se encuentran sometidos a su régimen jurídico.



Figura I. 1. Espacios de la Red Natura 2000 localizados en el litoral de Cantabria.

Los espacios litorales Natura 2000 han sido propuestos para la conservación de 30 hábitats y 34 especies de interés comunitario, enunciados en los Anejos I y II de la Directiva Hábitat, relacionados con las aguas litorales, la vegetación rupícola, marismas, vegetación dunar, brezales y encinares litorales (IH Cantabria, 2011; Tabla I. 1).

Tipo de hábitat	Rías Occidentales y Duna de Oyambre	Dunas de Liencres y Estuario del Pas	Dunas del Puntal y Estuario del Miera	Costa Central y Ría de Ajo	Marismas de Santoña, Victoria y Joyel	Río Agüera
Aguas litorales	45,94	46,49	77,71	33,06	43,29	57,19
Vegetación rupícola	2,02	5,28	1,13	13,59	0,452	0,62
Marismas	4,87	2,33	2,54	4,77	10,76	2,9
Vegetación dunar	0,61	9,5	6,16	5,26	1,6	0
Brezales	11,04	3,91	0,26	3,21	1,31	0,18
Encinares litorales	3,67	0,3	0,19	11,03	20,71	0,08

Tabla I. 1. Extensión (ha) de los diferentes tipos de hábitats en los LIC litorales de Cantabria (IH Cantabria, 2011).

No obstante, la presente tesis doctoral se ciñe, exclusivamente, al análisis de los hábitats desarrollados en el sistema estuarino y el sistema dunar de Cantabria (Figura I. 2), si bien las contribuciones de este trabajo son extensibles al conjunto de estuarios y arenales existentes en la vertiente cantábrica de la Península Ibérica.



Figura I. 2. Espacios correspondientes al sistema estuarino y sistema dunar de los LIC acuáticos litorales de Cantabria.

La selección de ambos sistemas se debe a su singularidad, su elevada complejidad y a su importante papel dentro de la Red Natura 2000 litoral de Cantabria. Su naturaleza como medios de transición, en los que confluyen el medio marino, terrestre y fluvial (Edgar et al., 1999), les otorga una gran complejidad de características físicas y biológicas, que repercute en una elevada importancia, tanto desde el punto de vista ecológico (Elliott and McLusky, 2002), como desde el punto de vista económico y social.

1.2 EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS SISTEMAS LITORALES

El creciente interés por la conservación del medio litoral, junto con su elevada singularidad físico-natural (Edgar et al., 1999), económica y jurídico-administrativa, ha potenciado el desarrollo de numerosas y muy diversas metodologías para la evaluación del estado de los sistemas litorales.

Este diagnóstico (evaluación y diagnóstico serán empleados como sinónimos a lo largo de la presente tesis doctoral) se ha venido realizando desde dos puntos de vista diferentes: por un lado, la evaluación del estado ecológico del medio (*sensu* Directiva Marco del Agua) y, por otro lado, el diagnóstico del estado de los hábitats y sus comunidades, desde el punto de vista de la conservación.

El desarrollo de estas valoraciones se encuentra muy relacionado con los posibles beneficios para el hombre y los servicios ecosistémicos vinculados al mantenimiento del medio litoral. Los beneficios se asocian, de forma general, a una elevada calidad de las aguas, al mantenimiento de sumideros de carbono, etc (Daily, 1997). Por otro lado, la conservación de los hábitats y las comunidades se encuentra relacionada con un

mantenimiento de la diversidad, la cual garantiza, por ejemplo, la existencia de recursos alimenticios (Frankel, 1970) y beneficios económicos derivados del turismo y de las actividades recreativas (Helliwell, 1973).

En este contexto de beneficios y servicios, las propuestas de evaluación del estado de los hábitats han tenido por objeto, tradicionalmente, la identificación de espacios con una elevada biodiversidad, susceptibles de ser protegidos de la intervención antrópica (Gaston and Spicer, 2004), como respuesta a la creciente degradación del medio natural (Kallio et al., 2008; Rossi and Kuitunen, 1996), pero no el análisis de su estado de conservación. En este sentido, las metodologías y métricas disponibles para evaluar las condiciones de un hábitat y su disponibilidad de uso para el establecimiento de áreas protegidas son numerosas. Margules and Usher realizaron, hace ya más de tres décadas (1981), una revisión de las métricas más utilizadas para la evaluación de los hábitats. En esta revisión se puso de manifiesto que los criterios mayoritariamente utilizados en la valoración de los hábitats son la *diversidad* de especies, la *rareza* de especies, la *naturalidad* del hábitat, su *fragilidad*, el *área* que ocupa, la *amenaza* antrópica a la que se encuentra sometido, su representatividad, su valor educativo y científico, el *valor histórico* del hábitat y, finalmente, su *valor potencial*. Otros indicadores, como por ejemplo el valor cultural del hábitat o la forma del territorio han sido, por el contrario, escasamente utilizados (Smith and Thereberge, 1986).

Siguiendo la aproximación de analizar los hábitats en función de su valor para la conservación, Sankovskii (1992) realizó una evaluación de los hábitats en función de su probabilidad de desaparecer, con el objeto de definir los límites espaciales de futuras zonas protegidas. Para ello utilizó indicadores del estado de las comunidades que se encontraban en el lugar objeto de estudio, tales como su fragilidad, su singularidad, la intensidad de los factores que amenazan la integridad de dichas comunidades y, finalmente, su tasa de regeneración. Más recientemente, Rossi and Kuitunen (1996) desarrollaron un índice para la valoración de los hábitats, basado en las especies que se encontraban en ellos. En esta evaluación analizaban la rareza de las especies, su categoría de amenaza y la preferencia de hábitat. De este modo, un hábitat que albergase especies raras, especialistas y catalogadas como en peligro de desaparición tendría un elevado valor, mientras que, si las especies se encontraban ampliamente distribuidas y no se encontraban registradas en ningún libro rojo o catálogo de especies amenazadas, el hábitat tenía un escaso valor.

No obstante, tal y como ya se ha mencionado con anterioridad, todos estos sistemas de valoración se basan en el análisis exclusivo de especies y hábitats en peligro y no tienen en cuenta el estado del hábitat sino su valor para la definición de zonas protegidas. Por ello, su uso no es útil para evaluar el estado de aquellas áreas que ya

presenten algún tipo de categoría de protección, ni para dar respuesta a la necesidad de evaluar el estado de conservación de los hábitats, con el objeto de gestionar y prevenir la degradación del medio (Karr, 1990).

1.2.1 Estado de conservación de los hábitats litorales

Un paso previo al desarrollo de propuestas de valoración del estado de conservación de los hábitats litorales consiste en entender el significado del término *conservación*. Según Margalef (1968), la conservación biológica es el mantenimiento de la homeostasis de los sistemas naturales. Este autor no considera al hombre como una parte más del medio natural y entiende que cualquier intervención antrópica producirá una alteración de dicho equilibrio. Por ello, la auténtica conservación de los sistemas biológicos resulta incompatible con el desarrollo humano. Por otro lado, Cragg (1968) presenta otra versión del término conservación que, si bien coincide en que la conservación se relaciona con el mantenimiento de los sistemas naturales, introduce un aspecto relacionado con la explotación de los recursos. De este modo, la conservación de los sistemas naturales debe estar relacionada con su uso para un beneficio antrópico a largo plazo. De acuerdo con este autor (Cragg, 1968), el término de conservación biológica establece la necesidad de desarrollar elementos de gestión que permitan no alterar los ecosistemas, tanto y en tanta extensión, como para eliminar su productividad, intentando mantener el equilibrio natural de los mismos. Esta aproximación concuerda con la de la Comisión Europea (European Commission, 1992) según la cual, en el marco de la conservación deberá potenciarse el mantenimiento de la distribución natural de los ecosistemas y sus hábitats, así como la estructura y funciones necesarias para la persistencia de los ecosistemas a largo plazo.

De acuerdo con ello, en el marco de este trabajo, se entiende por estado de conservación favorable de un hábitat el estado de equilibrio en el que su distribución natural, su estructura y su funcionalidad garantizan su mantenimiento y productividad.

En cualquier caso, el método de valoración del estado de conservación debe abordarse como un análisis cuantitativo de la biodiversidad, o de las características derivadas de la misma (Margules and Pressey, 2000). En este sentido, la vegetación es considerada un buen elemento indicador de la biodiversidad. Asimismo, la vegetación puede ser analizada desde dos de los puntos de vista que, de acuerdo con la definición de estado de conservación favorable, deben ser tenidos en cuenta en su diagnóstico: la distribución y/o la estructura y composición de las diferentes comunidades vegetales (Lopez and Fennessy, 2002; Margules and Pressey, 2000).

Por todo ello, una posible aproximación al diagnóstico del estado de conservación de un hábitat litoral consiste en la evaluación del estado de la distribución y/o la estructura y composición de sus comunidades vegetales. No obstante, tal y como expusieron Elliot and Quintino (2007), el análisis exclusivo de la estructura y composición de las comunidades no resulta un indicador suficiente. Igualmente, una evaluación basada únicamente en el análisis de su distribución presenta numerosas carencias. De este modo, con el objeto de definir el estado de conservación de una comunidad vegetal, en el marco de la gestión existe un creciente reconocimiento de la importancia de evaluar conjuntamente ambas perspectivas (Crumpacker et al., 1988; Gibbons and Freudenberger, 2006).

Por otro lado, de acuerdo con la acepción del término de conservación adoptado en este trabajo, la evaluación del estado de conservación de los hábitats requiere, asimismo, una evaluación de su grado de alteración (Salafsky et al., 2002), de modo que el desarrollo antrópico del sistema no ponga en riesgo su productividad (Cragg, 1968).

En síntesis, un método de evaluación del estado de conservación de los hábitats debe integrar la valoración de la **distribución** de sus comunidades vegetales, el estado de su **estructura y composición** y un análisis de su grado de alteración, o **vulnerabilidad**, frente a las perturbaciones derivadas del uso antrópico del medio.

A pesar del creciente interés por la conservación de los hábitats naturales, y el reconocimiento de la vegetación como un buen indicador de la biodiversidad, resultan muy escasos los métodos de evaluación del estado de conservación de los hábitats a través de su vegetación (p.e. Doumenge et al., 1995; Hatton-Ellis and Grieve, 2003; Miles et al., 2006; Stuwe, 1986), carencias que resultan especialmente destacables en el caso del medio litoral (Carboni et al., 2009).

Con el objeto de paliar la ausencia de información y dar respuesta a los requerimientos normativos, por los cuales resulta necesario evaluar el estado de conservación de los hábitats de interés comunitario, en los últimos años han surgido diferentes proyectos científico-técnicos a nivel nacional (p.e. VV.AA., 2009) e internacional (p.e. English Nature, 2003; JNCC, 2004) que, si bien han posibilitado integrar una gran base de información bibliográfica sobre el estado del conocimiento de los diferentes hábitats, han puesto nuevamente de manifiesto las importantes carencias existentes en el campo de la evaluación de su estado de conservación. En este sentido, tal y como se expone a continuación, cabe destacar la problemática asociada a la evaluación de la distribución de los diferentes hábitats litorales, principalmente relacionada con el establecimiento de las condiciones de referencia (p.e. Espinar, 2009; Gracia et al., 2009), así como a la ausencia de homogeneidad de propuestas y consenso científico para la evaluación de

su vulnerabilidad y estructura y composición (p.e. Bedoya and Pérez-Alberti, 2009; Gracia and Muñoz, 2009).

1.2.1.1 Distribución de los hábitats litorales

En el ámbito de la gestión ambiental de los sistemas naturales, el concepto de distribución, o extensión, hace referencia a la cuantificación de la superficie ocupada por una comunidad o población (<http://glossary.en.eea.europa.eu>). En el caso de un “hábitat” (*sensu* Directiva Hábitat) se corresponde con la superficie ocupada por el medio físico (biotopo) y las comunidades biológicas (biocenosis) que lo definen.

La evaluación del estado de la extensión de un hábitat suele realizarse mediante el análisis de la desviación existente entre su distribución actual y su distribución en una situación prístina o inalterada (condición de referencia). En este contexto, el desarrollo de una valoración cuantitativa del estado de la distribución de un hábitat presenta dos problemáticas diferenciadas: por un lado, cómo cuantificar la existencia del hábitat en la actualidad; y, por otro lado, cómo definir las condiciones de referencia sobre las que se puedan analizar la desviación de la extensión ocupada por el hábitat, tanto en el momento actual como en diferentes escenarios futuros.

Una de los métodos más empleadas en la cuantificación de la extensión actual de las comunidades vegetales es la realización de trabajo de campo. A través de la observación *in situ* e identificación taxonómica de las especies presentes en el medio, es posible la realización de una cartografía con la información de la distribución actual de las comunidades vegetales, a una escala de trabajo adecuada para los objetivos relativos a la gestión y conservación del medio.

Otra de las herramientas empleadas en la estimación de la distribución actual de los hábitats es la utilización de sensores remotos satelitales (Davranche et al., 2010), ya que el análisis y tratamiento de las imágenes multispectrales permite definir la superficie ocupada por una comunidad vegetal. De acuerdo con Özesmi and Bauer (2002), en el caso de los sistemas acuáticos resultan numerosas las ventajas del uso de imágenes satelitales frente al cartografiado basado en trabajo de campo, especialmente cuando los análisis se realizan sobre grandes superficies de terreno. Sin embargo, a pesar de la existencia de diferentes técnicas de análisis multispectral (Bradley and Fleishman, 2008) y/o multitemporal (Özesmi and Bauer, 2002), numerosas especies acuáticas presentan reflectancias espectrales superpuestas (Schmidt and Skidmore, 2003), lo que imposibilita su identificación específica (Wright and Gallant., 2007). Por ello, esta aproximación no resulta globalmente válida en el análisis de los hábitats de la Directiva Hábitat, muchos de los cuales se encuentran definidos por una única especie

(p.e. Pastizales de *Spartina*, hábitat 1320; Comunidades pioneras de *Salicornia*, hábitat 1310), aún cuando constituyen la agregación de diferentes especies o poblaciones.

En relación a la problemática asociada a la definición de las condiciones de referencia, la situación es muy distinta ya que usualmente se encuentra basada en datos históricos y/o en la existencia de zonas litorales en condiciones prístinas. No obstante, ante la frecuente carencia de este tipo de información para numerosos hábitats, la Comisión Europea (European Commission, 2000b) aconseja definir las condiciones de referencia de una forma homogénea mediante modelado numérico. Con este fin, una de las aproximaciones empleadas en el análisis de la extensión, tanto de las comunidades animales como vegetales, es el desarrollo de modelos que, con base en información sobre las características físicas del medio, definen la distribución potencial de una o varias especies, mediante la creación de mapas de idoneidad de hábitat para las mismas (p.e. Austin et al., 1984; Cragg, 1968; Ferrier et al., 2002; Guisan et al., 2002; Hirzel et al., 2001; Linden et al., 2011; Pearce and Ferrier, 2000; Phillips et al., 2006) (p.e. Figura I. 3). Muchos de estos modelos están focalizados en el análisis específico de la vegetación (Box, 1996; Carpenter et al., 1993; Zimmermann and Kienast, 1999), lo que les hace idóneos para el análisis de la distribución de los hábitats de la Directiva.

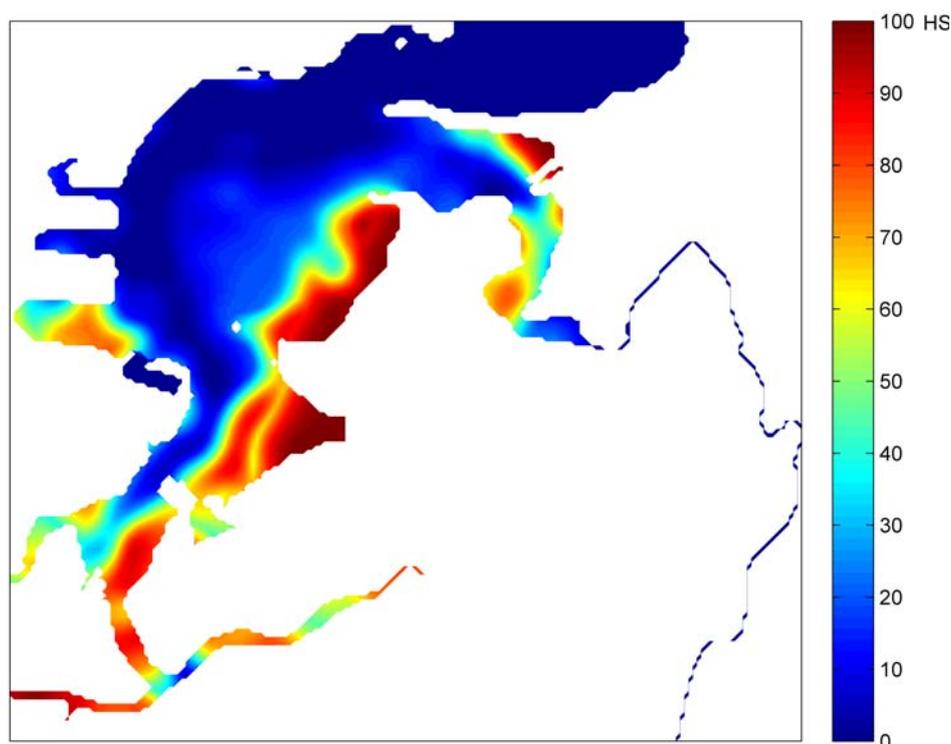


Figura I. 3. Mapa de idoneidad de hábitat para la especie *Ruditapes philippinarum* en la Bahía de Santander (Bidegain et al., 2012), calculado mediante el modelo ENFA (Hirzel et al., 2002).

Sin embargo, hay que destacar que la distribución estimada mediante modelado numérico no es una distribución real. De acuerdo con los requerimientos ambientales de la especie analizada, y las características del medio, los modelos de distribución de especies permiten identificar las superficies más favorables para su desarrollo (superficies idóneas para el desarrollo de la especie). Por ello, estos modelos pueden ser utilizados para realizar el análisis de la distribución actual de los hábitats (Mücher et al., 2009), a través de la cuantificación de la extensión de su componente biológico (biocenosis), empleando como base predictiva sus características físicas (biotopo). Esta distribución teórica, o potencial, puede ser validada mediante información de campo sobre la distribución real de la especie, lo que facilitará el desarrollo de modelos predictivos más precisos que permitirán, no sólo estimar la superficie actual ocupada por una especie, sino su distribución tanto en escenarios futuros como pasados.

Esta capacidad de predicción facilitará la planificación de futuros procesos de restauración y/o conservación de los hábitats y/o especies modelados (Chefaoui et al., 2005; Felicísimo et al., 2011; Valle et al., 2010; van der Heide et al., 2009). Por otro lado, utilizando como predictores unas condiciones ambientales concretas, por ejemplo con ausencia de alteraciones antrópicas, los modelos de distribución permitirán definir la máxima superficie potencial de un hábitat, generando así unas condiciones de referencia teóricas en las que basar la evaluación del estado de su extensión.

De este modo, el empleo de modelos numéricos de cálculo de la distribución potencial de las especies vegetales permitiría solventar las problemáticas asociadas a la valoración del estado de la distribución de los hábitats: la cuantificación de la extensión del hábitat y el establecimiento de sus condiciones de referencia. Por ello, resultaría interesante desarrollar una metodología de evaluación del estado de la distribución de los hábitats basada en dichos modelos.

1.2.1.2 Estructura y composición de los hábitats litorales

De acuerdo con la propia definición de las palabras estructura y composición, en el marco de este trabajo se entiende por composición de un hábitat al conjunto de elementos que lo conforman, es decir, de sus especies, mientras que su estructura consiste en la distribución e interrelaciones entre dichos elementos.

El análisis de la composición de los hábitats, a través del reconocimiento de la presencia de especies y su abundancia, es un componente esencial de la gestión para la conservación de la biodiversidad (Carrol et al., 1999; Kremen, 1992), que puede llevarse a cabo mediante diferentes aproximaciones:

- i) es posible utilizar medidas simples, tales como la riqueza de especies (Fulbright, 2004; Tracy and Sanderson, 2000), el número de especies no nativas (Espinosa-García et al., 2004), y el porcentaje de recubrimiento de diferentes tipos de vegetación (Desoyza et al., 2000; Fernandez-Gimenez and Allen-Diaz, 2001), o complejos índices de evaluación florística (Francis et al., 2000; Herman et al., 1997);
- ii) puesto que la identificación taxonómica de todas las especies existentes en un hábitat puede conllevar unos costes muy elevados (Raven and Wilson, 1992), otra aproximación consiste en el análisis de la presencia de una determinada especie, o de un grupo de especies características o singulares (Bellan, 1984; Duque et al., 2005; Moffatt and McLachlan, 2004).

De acuerdo con esta última aproximación, existen diferentes propuestas metodológicas que basan la evaluación de la composición de un hábitat en el análisis de la presencia/ausencia de especies raras o amenazadas. No obstante, mientras unos estudios sugieren que la presencia de especies raras puede asociarse a unos determinados patrones de riqueza específica (Lawler et al., 2003; Warman et al., 2004) y, por lo tanto, resultaría un buen indicador de la composición del ecosistema (Pearman, 2002), otros trabajos concluyen que no existe un patrón extrapolable al conjunto de los organismos (Pearman and Weber, 2007) y, por ello, la evaluación de la composición de un hábitat no debería focalizarse, exclusivamente, en el análisis de la distribución de especies raras (Chase et al., 2000). Otro de los métodos de análisis de la composición de un hábitat, a través de la presencia de una determinada especie, ha consistido en realizar una diferenciación de las especies en tres grandes bloques: i) especies características, cuya presencia identifica a una comunidad; ii) especies indicadoras, que aportan información sobre el funcionamiento del medio; y, finalmente, iii) especies centinela, cuya presencia, o abundancia relativa, resulta un indicador de un desequilibrio en el medio (Casazza et al., 2002).

Sin embargo, el uso de la presencia de una única especie, o un grupo de ellas, como indicadores del estado de un sistema no siempre resulta un método adecuado (Hilty and Merenlender, 2000; Lindenmayer et al., 2000), especialmente en el caso de sistemas complejos. Un ejemplo es el caso de los sistemas estuarinos. Los estuarios son ambientes sometidos a un estrés natural derivado de los cambios de salinidad, exposición, mareas, sustrato, etc. (Figura I. 4) y, por ello, presentan comunidades biológicas adaptadas a una gran variabilidad espacial y temporal de ambientes, que difieren poco de las comunidades asociadas a un estrés antrópico (*estuarine quality paradox*; Dauvin and Ruellet, 2009; Elliott and Quintino, 2007). Por lo tanto, se considera que no es apropiado basar la valoración del estado de su composición en el

análisis de la presencia de una, o varias, determinadas especies, sino que resultaría más adecuado utilizar índices florísticos y/o indicadores simples de riqueza.

Factores naturales			
Salinidad Euhalino Polihalino Mesohalino Oligohalino Agua dulce 5 casos	Sustrato Fangos/Limos Arenas Gravas Roca 4 x 5 = 20 casos	Hidrodinámica Alta Moderada Baja 20 x 3 = 60 casos	Rango mareal Intermareal Submareal somero Submareal profundo 60 x 3 = 180 casos

Figura I. 4. Ejemplo de la variedad de condiciones que pueden ocurrir en un estuario como resultado de factores naturales (en Dauvin and Ruellet, 2009).

En cualquier caso, independientemente de si la evaluación de la composición de un hábitat se focaliza en la presencia de una especie u otro tipo de indicador, o índice, el método de evaluación debe resultar sensible a los cambios que se produzcan en el medio, al mismo tiempo que de ser espacial y temporalmente predecible (Rolstad et al., 2002).

Por otro lado, en el caso de la valoración de la estructura de los hábitats, existe una menor controversia en la selección de las variables estructurales que deben formar parte de dicho diagnóstico, a pesar de que el análisis de la estructura puede realizarse desde dos puntos de vista diferentes: la estructura vertical de la vegetación, es decir, su estratificación; y su estructura horizontal, o grado de recubrimiento. De este modo, las variables más empleadas en la valoración de la estructura de los hábitats son las relacionadas con la abundancia (Cèrèghino et al., 2008) y/o la biomasa (O'Connor and Crowe, 2005) de las comunidades que conforman el hábitat, así como las variables derivadas de estas (índices de diversidad, ratios de biomasa y abundancia, etc) (Gaston and Spicer, 2004), si bien también existen aproximaciones basadas en la cuantificación de, por ejemplo, el número de estratos vegetales y/o biotipos de Raunkiaer (Raunkiaer, 1934) existentes.

No obstante, de acuerdo con Bock et al., (2005) uno de los aspectos más relevantes en la valoración estructural de un hábitat es el hecho de que la selección de los indicadores debe realizarse de forma específica en función de las especies o hábitats considerados. Asimismo, y al igual que en el caso de los indicadores de composición de los hábitats, los indicadores seleccionados para valorar el estado de la estructura deben tener capacidad de respuesta frente a las presiones susceptibles de amenazar la

conservación del hábitat analizado (Dale and Beyeler, 2001; Karr, 1991), las cuales varían en función del tipo de hábitat y su localización.

Por todo ello, no parece posible desarrollar un método de evaluación del estado de la estructura y composición aplicable al conjunto de los hábitats del medio litoral, sino que debe ser específico de las diferentes tipologías de estos (c.f. Tabla I. 1). De este modo, es necesario establecer procedimientos de evaluación del estado de la estructura y composición específicos de cada tipología de hábitat, los cuales deberían iniciarse con la selección de los indicadores óptimos para el desarrollo de cada una de las valoraciones.

1.2.1.3 Vulnerabilidad de los hábitats litorales

El término vulnerabilidad es un concepto ampliamente utilizado en diferentes disciplinas científicas, lo que ha propiciado la existencia de numerosas y diversas definiciones. Desde un punto de vista antrópico, el UNDP (2004) define la vulnerabilidad como una condición o proceso humano, resultante de factores físicos, sociales económicos o ambientales, que determinan la probabilidad y magnitud de los impactos asociados a un riesgo. Sin embargo, de forma general, Kaspersen *et al.* (1995) definen la vulnerabilidad como la tendencia de un sistema a sufrir alteraciones derivadas de presiones externas. En este mismo sentido, la EEA (<http://glossary.en.eea.europa.eu>) define la vulnerabilidad como el grado en el que un sistema es susceptible de sufrir un daño e introduce la idea de que dicho daño no podrá ser sobrellevado por el sistema, lo que derivará en cambios en su funcionamiento y/o estado (Kaspersen and Kaspersen, 2001).

Concretamente, la vulnerabilidad de un ecosistema es entendida como una estimación de la incapacidad de este para tolerar los factores de estrés (Williams and Kapustka, 2000). Una década después de esta definición, De Lange *et al.* (2010) realizaron una definición específica de la vulnerabilidad de los hábitats, que enunciaron como su capacidad para tolerar, en el tiempo y en el espacio, el efecto causado por las presiones de su entorno próximo. En cualquier caso, la vulnerabilidad, bien sea de un sistema, bien sea de un hábitat, se analiza como un fenómeno relacionado con la potencialidad de sufrir alteraciones (Adger, 2006; Benson, 2004); es decir, el elemento analizado es vulnerable siempre y cuando exista un factor de estrés (presión) que pueda poner en riesgo su funcionamiento o estado (Gallopín, 2006).

No obstante, la mera existencia de un factor de estrés no implica que el hábitat analizado resulte vulnerable. Tal y como expuso Adger (2006), otro de los elementos que necesariamente debe ser evaluado es la sensibilidad del hábitat frente a dicha

presión. Lahr et al. (2010) fueron más allá y establecieron que la vulnerabilidad de un hábitat puede establecerse como la combinación de su sensibilidad y la magnitud de los efectos que podría causar la presión, mientras que Ippolito et al. (2010) enumeraron tres características a tener en cuenta: la probabilidad de exposición, la sensibilidad frente a la presión y la capacidad de recuperación.

En las últimas décadas ha proliferado el desarrollo de procedimientos de evaluación de la vulnerabilidad, que integran uno o varios de los conceptos que se han definido como necesarios para la evaluación de la vulnerabilidad. Resultan especialmente numerosos los índices para la evaluación de la vulnerabilidad de los sistemas litorales (García-Mora et al., 2001; Golden and Rattner, 2003; King and Sanger, 1979; Skondras et al., 2011). Estos índices difieren, principalmente, en la escala de análisis utilizada (región, ecosistema, comunidad, población) y el factor de estrés evaluado, si bien la mayoría analizan la vulnerabilidad a una escala espacial limitada (p.e. comunidad, población) y frente a un único factor de estrés, usualmente relativo a la contaminación del sustrato. No obstante, debido al solapamiento de impactos que actúan de forma simultánea sobre las diferentes comunidades, una gestión del medio basada en un único factor de estrés resulta ineficiente e inefectiva (Halpern et al., 2008). De acuerdo con Halpern et al. (2007) y Peterson et al. (2000), el desarrollo de una correcta gestión del medio litoral debe tener en cuenta, especialmente en el caso de los estuarios, los riesgos procedentes tanto del medio marino como del medio terrestre, atmosférico y fluvial. De este modo, la evaluación de la vulnerabilidad de un hábitat deberá considerar los diferentes factores de estrés existentes en el medio, independientemente de su procedencia, así como las posibles sinergias que se den entre ellos.

Ante la necesidad de integrar la afección de diferentes impactos, se apuesta por el desarrollo de mapas de vulnerabilidad, que integran los efectos acumulativos de diferentes presiones (Lahr and Kooistra, 2010; Lahr et al., 2010). Sin embargo, los mapas existentes analizan, en su mayor parte, la vulnerabilidad del medio (ecológico o humano) frente a una única tipología de presión, nuevamente correspondiente a las cargas contaminantes del sedimento (Huber et al., 1998; Markus and McBratney, 2001; Pistocchi, 2006; Probst et al., 2005). De este modo, si bien integran diversas fuentes de contaminación, y toman en consideración las posibles sinergias entre las sustancias contaminantes, no tienen en cuenta otro tipo de factores de estrés presentes en el medio litoral y su entorno, tales como la ocupación de la superficie intermareal o la explotación económica de especies alóctonas.

En este contexto, el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria (IH Cantabria, 2011) introdujo una metodología de cálculo de la vulnerabilidad de los hábitats, frente al conjunto de presiones existentes en su entorno

próximo (Tabla I. 2). Esta metodología integraba tanto la sensibilidad y el factor de estrés (Adger, 2006), como la exposición potencial del hábitat (susceptibilidad) frente a dicho factor de estrés (De Lange et al., 2009; Ippolito et al., 2010).

Tipo de estrés	Presión	
Vertidos y emisiones	<i>Vertidos acuáticos (puntuales y difusos)</i>	<i>Emisiones atmosféricas</i>
	<i>Vertidos terrestres (residuos sólidos)</i>	<i>Emisiones acústicas</i>
	<i>Emisiones lumínicas</i>	
Actuaciones morfológicas	<i>Ocupación del suelo/lecho fluvial/fondo marino</i>	<i>Motas</i>
	<i>Infraestruct. lineales horizontales</i>	<i>Conducciones / Canalizaciones fluviales</i>
	<i>Infraestructuras lineales verticales</i>	<i>Fijación del lecho fluvial/ mareal</i>
	<i>Cortas de meandro</i>	<i>Fijación de márgenes</i>
	<i>Coberturas fluviales</i>	<i>Fondeo</i>
Actuaciones hidrodinámicas	<i>Azudes</i>	<i>Emisarios</i>
	<i>Presas</i>	<i>Travesas</i>
	<i>Espigones-Pantalanés- Diques</i>	<i>Vados</i>
	<i>Puentes</i>	<i>Estaciones de aforo</i>
Extracciones y depósitos	<i>Dragados</i>	<i>Depósito de material dragada</i>
	<i>Extracción/ Depósito de áridos</i>	
Actuaciones sobre el régimen hidrológico	<i>Detracciones de caudal</i>	<i>Retornos de caudal</i>
Usos y manejos de hábitats y especies	<i>Introducción de especies</i>	<i>Tránsito</i>
	<i>Manejo de Especies</i>	<i>Quema</i>
	<i>Desbroce/Poda/Corta</i>	

Tabla I. 2. Presiones del entorno litoral consideradas en el procedimiento metodológico desarrollado en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos litorales de la Red Natura 2000 en Cantabria para el cálculo de la vulnerabilidad de los hábitats.

De acuerdo con los trabajos existentes (Adger, 2006; Wilson et al., 2005), la sensibilidad se entendió como la capacidad de cada uno de los hábitats de resistir o responder frente a cada una de las presiones a las que es sometido. La asignación de dicha sensibilidad se realizó mediante un método *Delphi* en el que, tras una consulta a 22 expertos nacionales (pertenecientes al ámbito universitario, administración pública, organismos de investigación y consultores privados), se definió una escala cualitativa de sensibilidad para cada uno de los hábitats frente a cada una de las presiones existentes en el entorno litoral (Tabla I. 3).

No obstante, resultaría interesante contrastar esta valoración cualitativa de sensibilidad con datos reales, que permitan cuantificar los efectos de las diferentes presiones frente a cada uno de los hábitats.

Presión		Aguas marinas y medios de marea	Marismas y pastizales salinos	Dunas marítimas
<i>Vertidos acuáticos</i>	Puntuales	4	4	3
	Difusos	3	4	3
<i>Vertidos terrestres</i>		3	4	3
<i>Emisiones atmosféricas</i>		2	2	2
<i>Emisiones acústicas</i>		3	3	3
<i>Emisiones lumínicas</i>		2	2	3
<i>Ocupación del suelo/lecho fluvial/fondo marino</i>		1	4	4
<i>Infraestructuras lineales horizontales terrestres</i>		1	4	4
<i>Infraestructuras lineales verticales terrestres</i>		1	3	3
<i>Cortas de meandro</i>		2	2	2
<i>Coberturas fluviales</i>		1	1	1
<i>Conducciones/ Canalizaciones</i>		2	2	2
<i>Fijación del lecho fluvial/mareal</i>		4	2	3
<i>Fondeo</i>		4	3	2
<i>Fijación de márgenes</i>		4	4	3
<i>Azudes</i>		1	1	1
<i>Presas</i>		1	1	1
<i>Espigones-Pantalanés-Diques</i>		4	4	3
<i>Emisarios</i>		4	4	2
<i>Traviesas</i>		1	1	1
<i>Vados</i>		1	1	1
<i>Puentes</i>		1	1	1
<i>Dragados</i>		4	4	3
<i>Extracción/Depósito de áridos</i>		2	2	3
<i>Depósito de material de dragado</i>		3	3	3
<i>Detracciones de caudal</i>		2	3	1
<i>Retornos de caudal</i>		1	2	1
<i>Introducción de especies</i>		3	4	4
<i>Manejo de especies</i>		4	2	4
<i>Tránsito</i>		1	4	4
<i>Quema</i>		2	2	3
<i>Desbroce / Poda / Corta</i>		1	1	3

Tabla I. 3. Sensibilidad de los hábitats litorales frente a las principales presiones existentes en el medio litoral de Cantabria (Leyenda: 4 = Alta, 3 = Media, 2 = Baja, 1 = Nula; IH Cantabria, 2011).

En cuanto a la exposición potencial, ésta se integró a través del concepto de “zona de afección”, la cual se definió como la superficie espacial en la que una presión puede modificar la estructura o funcionalidad de los hábitats que se desarrollan en ella, es decir, la zona de influencia de la presión (IH Cantabria, 2011).

La propuesta de delimitación espacial de la zona de afección se basó en umbrales propuestos en diferentes documentos técnicos, normativas y publicaciones científicas, asumiendo, además, el principio de precaución. Dichos criterios condujeron a la creación de una zona de afección de geometría única e idéntica para cada una de las presiones pertenecientes a un mismo tipo de estrés, independiente de la localización espacial de la misma y, por lo tanto, de las características de su entorno. La aplicación de esta metodología produjo resultados muy restrictivos, que no siempre se ajustaban a la realidad de la presión y su entorno, cuya principal consecuencia fue la valoración como vulnerables de numerosos hábitats litorales.

De este modo, la definición de la zona de afección mediante criterios estáticos, independientes de las características del medio, es una aproximación homogénea y fácilmente estandarizable en las primeras etapas de la gestión de los programas, planes y proyectos que se desean desarrollar en los espacios Natura 2000 (European Commission 2000a), con una función básica de filtrado o reconocimiento de los aspectos más importantes, significativos y/o críticos de dichos planes o proyectos. No obstante, esta aproximación debería optimizarse en etapas subsiguientes, en las que se desea estimar, con una mayor precisión, el grado potencial de afección de una determinada actuación. De esta forma, los resultados obtenidos mediante el procedimiento de cálculo de la vulnerabilidad de los hábitats resultarían más próximos a su realidad.

Por ello, parece interesante desarrollar una propuesta de delimitación espacial de la zona de afección de las principales presiones litorales basada en criterios dinámicos, dependientes tanto de las características de la propia alteración como de las propiedades del medio en el que se localiza.

Capítulo II

Objetivos de la Tesis

El objetivo general de esta tesis persigue la propuesta de metodologías para la evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales.

Este objetivo general puede desglosarse en diferentes objetivos específicos, relacionados con cada uno de los tres componentes básicos que, tal y como se ha puesto de manifiesto en la introducción de este trabajo, deben formar parte del diagnóstico del estado de conservación de los hábitats litorales: la distribución, la estructura y composición y la vulnerabilidad de los hábitats.

Cada uno de los objetivos específicos de la presente tesis se enuncia como:

- i)* Definir una metodología de evaluación del estado de la distribución de los hábitats litorales (Capítulo IV).

Esta propuesta metodológica será la base a partir de la cual definir las estrategias de gestión que permitan garantizar el mantenimiento y conservación de los hábitats litorales protegidos por la Directiva Hábitat.

- ii)* Seleccionar las variables más idóneas para evaluar el estado de la estructura y composición de los hábitats dunares (Capítulo V).

Las variables utilizadas como indicadores del estado de la estructura y composición de un hábitat deben responder a sus principales fuentes de alteración, o presiones. Dado que estas presiones varían en función del tipo de hábitat y su localización, una misma variable puede comportarse como un buen indicador para determinadas tipologías de hábitat y como mal indicador en otros casos. Por ello, la selección de las variables para la evaluación de la estructura y composición de los hábitats litorales debe realizarse con base en una clasificación tipológica de dichos hábitats (p.e. hábitats del sistema dunar – hábitats del sistema estuarino).

- iii)* Analizar de forma experimental la sensibilidad de los hábitats litorales frente a diferentes gradientes de presión (Capítulo VI).
- iv)* Analizar las consecuencias de la aplicación de diferentes aproximaciones metodológicas para el cálculo de la zona de afección de las presiones en las estimaciones de vulnerabilidad de los hábitats litorales (Capítulo VI).

La delimitación de una zona de afección alrededor de cada una de las presiones permite integrar el grado de exposición de un hábitat, frente a las presiones de su entorno, en el cálculo de la vulnerabilidad. De este modo, es posible complementar la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats estuarinos y dunares, que usualmente se encuentra fundamentada en la valoración exclusiva de la sensibilidad de los hábitats.

Cabe señalar que la redacción de esta tesis doctoral y del Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos litorales de la Red Natura 2000 en Cantabria fue simultánea. Por ello, en algunos casos, los resultados de esta tesis han servido como propuesta para el desarrollo del procedimiento de evaluación del estado de conservación descrito en el propio Plan Marco, como es el caso del indicador estructura y composición. En el caso de los elementos de distribución y vulnerabilidad, el trabajo desarrollado en esta tesis ha servido como contraste y mejora de los procedimientos desarrollados en el Plan.

Capítulo III

Ámbito de estudio

La singularidad y complejidad de los sistemas estuarinos y dunares (Edgar et al., 1999), junto con su elevada importancia económica y social, conlleva que numerosas disciplinas científicas hayan empleado ambos sistemas como ámbito espacial de sus estudios. No obstante, a pesar de los numerosos trabajos existentes en el campo de los ecosistemas estuarinos y dunares, no existe una definición clara y consensuada sobre qué son, dónde se encuentran sus límites y cuáles son los elementos biológicos que los conforman.

Debido a esta falta de homogeneidad en la delimitación y caracterización de los sistemas estuarinos y sistemas dunares, en los siguientes apartados se establecen los límites de ambos sistemas y se realiza una descripción tanto de sus características físicas, como de los hábitats de interés comunitario que los integran.

3.1 EL SISTEMA ESTUARINO

3.1.1 Límites del estuario

De acuerdo con la definición realizada por Fairbridge (1980), *un estuario es un brazo de mar que se interna en un valle fluvial tan lejos como el límite superior de las mareas, normalmente divisible en tres sectores: (a) estuario inferior o marino, en conexión libre con el mar abierto; (b) estuario medio sometido a la mezcla de la elevada salinidad y el agua dulce; y (c) estuario superior o estuario fluvial, caracterizado por el agua dulce pero sometido a una importante acción mareal*. En este sentido, se puede entender que los límites interiores de un estuario se extienden hasta las áreas fluviales sometidas al efecto de las mareas. Esto permite integrar las aguas de influencia mareal, componente de gran importancia para el funcionamiento de las aguas de transición (Elliott and Hemingway, 2002) que, sin embargo, han sido obviadas en numerosos estudios sobre el funcionamiento de ríos y estuarios (Elliott and McLusky, 2002).

Por otro lado, resulta igualmente difícil definir el límite exterior del estuario. Con este objeto, Dyer (1996) utiliza criterios físicos tales como la forma de la línea de costa y la topografía submarina, junto con la distribución de los sedimentos. Así, este autor considera que los límites exteriores del estuario deben presentar una topografía caracterizada por la presencia de una serie de *ripples* de arena alineados con el flujo de la marea dominante. Sin embargo estas bandas de arena no siempre existen, por lo que los límites no son siempre aplicables.

Con la implementación de nueva normativa legal europea sobre la calidad de las aguas (p.e. Directiva Marco del Agua, Directiva de aguas de baño, etc), surgió la necesidad de unificar los criterios de delimitación de las diferentes tipologías de aguas (estuarios, aguas costeras, aguas continentales), bien desde un punto de vista ecológico, bien desde una visión administrativa. De este modo, durante la implementación de la DMA se realizó una delimitación de los estuarios, basada en criterios administrativos, por la cual el límite interior de los estuarios se sitúa *entre el límite del Dominio Público Hidráulico (DPH) y el Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT)*, y el límite exterior se corresponde con *los límites fisiográficos adaptados a las singularidades morfológicas de las desembocaduras* (CHC, 2011).

Con base en las diferentes definiciones ecológicas y administrativas del estuario, el presente trabajo considera como límite superior del estuario aquél punto en el que la influencia marina y mareal deja de ser perceptible lo que, de acuerdo con su propia definición, resulta coincidente con el límite del DPMT. Por su parte, el límite inferior

del sistema se encuentra delimitado por la línea recta que une las puntas de su desembocadura, ya sean estructuras antrópicas o naturales (Figura III. 1).



Figura III. 1. Límites de dos estuarios en el LIC Rías Occidentales y Duna de Oyambre.

3.1.2 Descripción de las características físicas de los estuarios

Para comprender la presencia y distribución de los hábitats en los estuarios cantábricos, es necesario conocer las dinámicas que caracterizan a estos ambientes. Los estuarios cantábricos son valles fluviales inundados (Arriola et al., 2006), originados a partir de la excavación de los cauces fluviales durante la glaciación del Würm, en el Pleistoceno superior, y su posterior inundación y relleno durante la transgresión Holocena (INDUROT, 2003), en la que el nivel del mar alcanzó cotas 2-3 metros superiores a la pleamar actual (Cearreta et al., 1990; Mary, 1979; Mary, 1982; Rivas and Cendrero, 1987).

De forma general, los estuarios cantábricos son definidos como estuarios mesomareales (Hayes, 1975), o estuarios dominados por el oleaje (Dalrymple et al., 1992), sometidos a una onda de marea con un periodo de 12h y 42' y un rango de oscilación de altura media próximo a 3 metros (Puertos del Estado, 2007), dominados por superficies intermareales, en los que las descargas fluviales varían entre los 116 y los 763 Hm³.año⁻¹ (García et al., 2008).

Estas condiciones hidrodinámicas determinan que las velocidades máximas de las corrientes estuarinas (~1m/s) se generen en la bocana de los estuarios (Figura III. 2), lo que condiciona sus características sedimentarias (McLusky and Elliott, 2004). Como consecuencia de este régimen general, los sedimentos de mayor tamaño (gravas y arenas gruesas) se localizan en la bocana, donde la elevada velocidad favorece la erosión sedimentaria, mientras que en las zonas interiores se favorece el incremento del contenido en fangos (Figura III. 3).

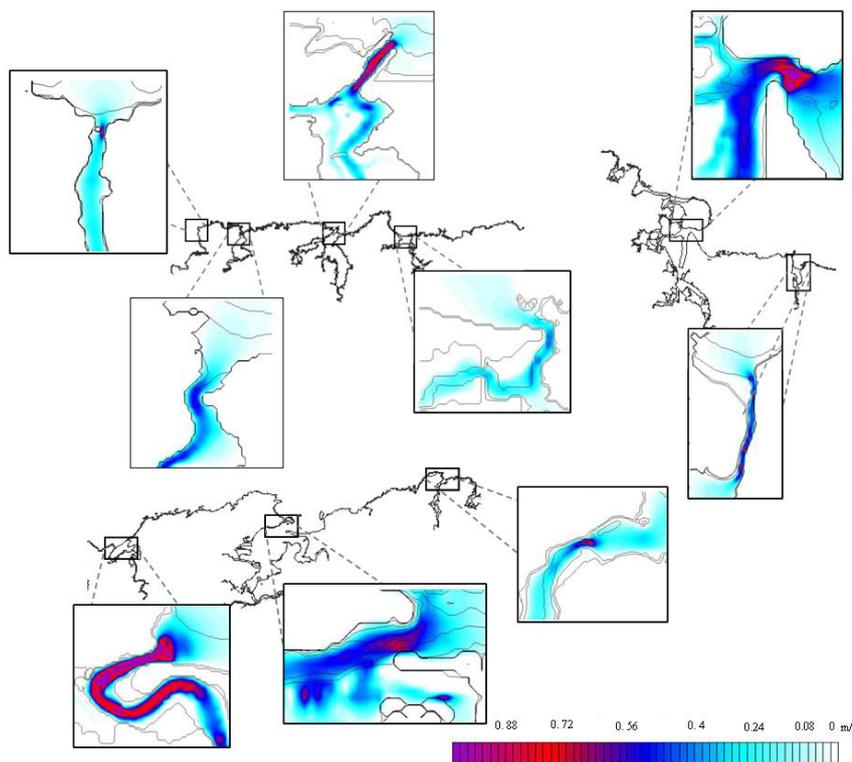


Figura III. 2. Simulación de la velocidad de las corrientes en las bocanas de los estuarios de Cantabria (Fuente: GIOC, 1990).

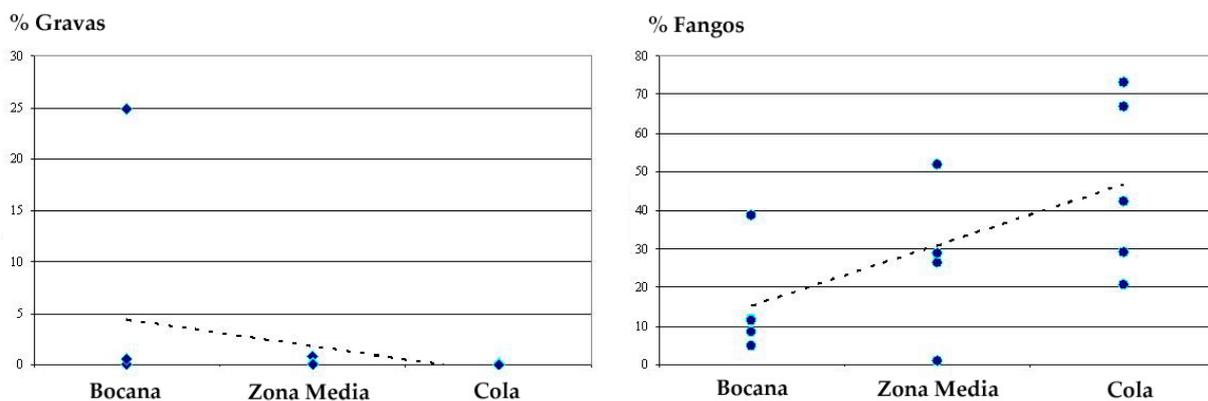


Figura III. 3. Concentración de gravas y fangos en los sedimentos de los estuarios de Cantabria (Fuente: IH Cantabria, 2010a).

En relación a la salinidad, los estuarios cantábricos son considerados estuarios verticalmente homogéneos. La estratificación salina se produce horizontalmente, con un gradiente de salinidad que oscila entre 35 UPS, en las bocanas, y 0.4 UPS, en las colas (IH Cantabria, 2010a).

A pesar de que el conjunto de los estuarios cantábricos comparten historias geológicas y presentan características físicas semejantes, pertenecen a diferentes tipologías de estuario. De acuerdo con Fernández et al. (2004), las principales diferencias entre los estuarios cantábricos se centran en las configuraciones geológicas de los tramos costeros y las particularidades hidrodinámicas y de transporte sedimentario de cada una de las cuencas hidrográficas, principales factores abióticos empleados en la realización de clasificaciones tipológicas de los sistemas estuarinos (Edgar et al., 1999; Pritchard, 1967; Thurman, 1993).

Tal y como describen Galván et al. (2010), los estuarios cantábricos pueden diferenciarse en cinco tipologías diferentes (Figura III. 4), en función de sus características hidrológicas y morfológicas, con base en tres factores físicos: i) la conexión del estuario con el mar (Arriola et al., 2006); ii) la procedencia de los principales aportes de caudal; y iii) la morfología del estuario.

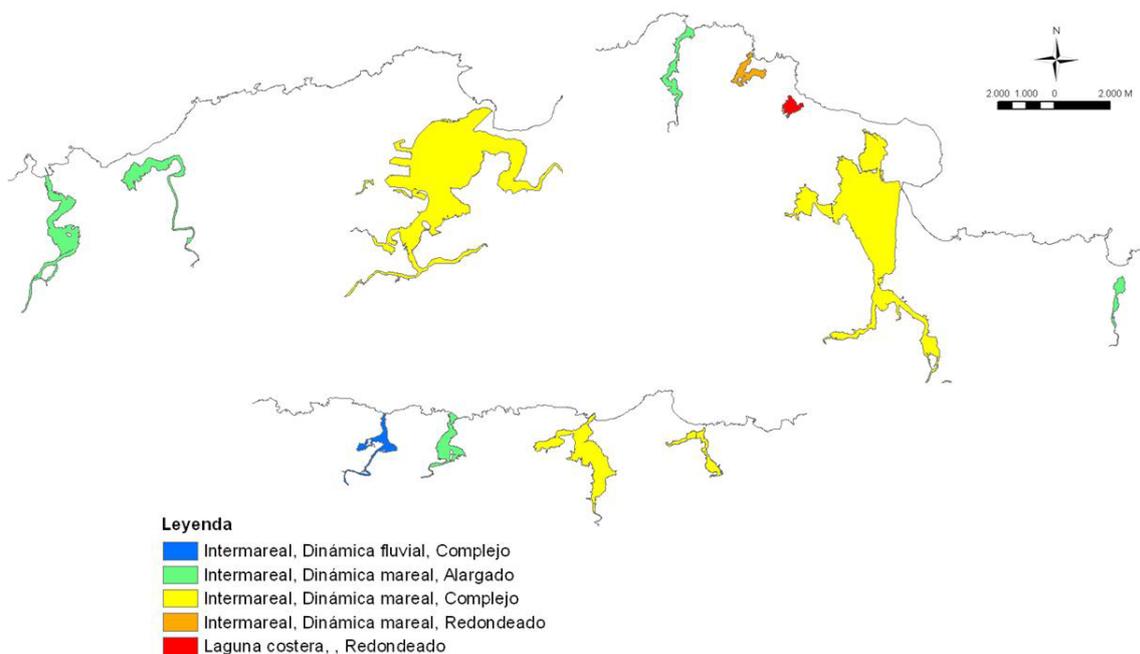


Figura III. 4. Clasificación hidromorfológica de los estuarios de Cantabria (Galvan et al., 2010).

3.1.3 Descripción de los hábitats característicos de los sistemas estuarinos cantábricos

Las particularidades físicas de los estuarios, como medios de transición, determinan una composición característica de sus comunidades vegetales, cuya distribución se encuentra principalmente determinada por los gradientes de inundación y salinidad (Bueno, 1996; McLusky and Elliott, 2004). Estos gradientes, junto con las características fitogeográficas y bioclimáticas del litoral cantábrico (situado en la provincia Cantabro-Atlántica de la región Eurosiberiana, perteneciente al piso termocolino de ombroclima subhúmedo-húmedo; Rivas-Martínez, 1990), determinan su composición florística característica.

Atendiendo a la información cartográfica existente (IH Cantabria, 2011), los estuarios de Cantabria están dominados por seis hábitats de interés comunitario. Con base en la descripción realizada en el manual de interpretación de los hábitats, publicado por la Comisión Europea (European Commission, 2003), y las descripciones botánicas y fitosociológicas de los estuarios cantábricos realizadas por Lorient (1998) y Bueno (1996), la descripción de estos seis hábitats es la siguiente:

1. Hábitat 1110. Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda.

Zonas ocupadas por depósitos de arenas y/o fangos, comúnmente carentes de vegetación vascular enraizada que, no obstante, en zonas de baja hidrodinámica, pueden albergar praderas de fanerógamas marinas perteneciente a la asociación *Zosteretum marinae* (Borgesen 1905) Harmsen 1936.

2. Hábitat 1140. Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja.

Bancos de arena y/o fangos, frecuentemente desprovistos de vegetación, que permanecen descubiertos durante la bajamar, momento en el que actúan como zona de alimentación y descanso para las aves.

En los casos en los que los páramos se encuentran vegetados, las comunidades vegetales asociadas al hábitat pueden ser de tres tipos: *i*) algas filamentosas y/o diatomeas, *ii*) praderas halófilas semisumergidas de la asociación *Zosteretum noltii* Harmsen 1936, y *iii*) vegetación enraizada en aguas salobres estancadas, pertenecientes a la asociación *Ruppium maritima* (Warming 1906) Hocquette 1927.

3. Hábitat 1310. Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas o arenosas.

Comunidades vegetales compuestas mayoritariamente por especies anuales, principalmente quenopodiáceas del género *Salicornia*, que colonizan sustratos fangosos, o arenosos, periódicamente inundados por la marea.

En el litoral cantábrico existen diversas formaciones de hábitat 1310, las cuales pertenecen a la alianza *Saginion maritimae* Westhoff, Van Leenwen & Adriani 1962, y a las asociaciones fitosociológicas *Salicornietum dolichostachyae* Knauer ex R. Tx 1974, *Salicornietum fragile* J-M & J.Géhu (1982) 1984 y *Sarcocorneo perennis-Salicornietum ramosissimae* (J-M & J.Géhu 1979) Rivas-martinez 1990.

4. Hábitat 1320. Pastizales de *Spartina* (*Spartinon maritimi*).

Pastizales perennes, de especies pioneras, principalmente del género *Spartina* (Figura III. 5), que colonizan superficies intermareales estuarinas.



Figura III. 5. Hábitat 1320 en el estuario de Oyambre.

5. Hábitat 1330. Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*).

Pastizales salinos de las costas atlánticas, localizados en los niveles topográficos correspondientes al intermareal superior y supralitoral, en espacios únicamente inundados durante las pleamares.

El hábitat 1330 integra una gran diversidad de comunidades vegetales entre las que resulta posible destacar, por su amplia representación en el Cantábrico, las asociaciones *Puccinellio maritimae-Juncetum maritimi* Bueno & F. Prieto in Bueno 1997, *Junco maritimi-Caricetum extensae* (Carillón 1953) J-M Géhu 1976, *Agrostio-Juncetum maritimi* J. Izco, P. Guitián & J.M. Sánchez 1992, *Agrostio-Paspaletum vaginati* Bueno & F. Prieto in Bueno 1997, *Armerio depilatae-Frankenietum laevis* Bueno & F. Prieto in Bueno 1997, *Limonio ovalifolii-Frankenietum laevis* Herrera 1995 y *Sarcocornio perennis-Limonietum vulgaris* Bueno & F. Prieto in Bueno 1997.

6. Hábitat 1420. Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*).

Vegetación perenne, principalmente compuesta por matorrales de distribución atlántico-mediterránea de la clase *Sarcocornieteae fruticosae* Br-Bl & Tüxen ex A & O. Bolós 1950 (Figura III. 6).

En los estuarios cantábricos es posible reconocer como hábitat 1420, al menos, cuatro asociaciones fitosociológicas diferentes: *Puccinellio maritimae-Sarcocornietum perennis* J-M Géhu 1976, *Puccinellio maritimae-Sarcocornietum fruticosae* J-M Géhu 1976, *Halimionetum portulacoidis* Kuhnholz-Lordet 1926 y *Elytrigio athericae-Suadetum verae* (arénes 1933) J-M Géhu 1976 corr. Bueno 1997, si bien esta última se ha localizado en un estuario no integrado en la Red Natura 2000.



Figura III. 6. Ejemplo de hábitat 1420 (especie *Halimione portulacodes*) en el estuario de Oyambre.

3.2 EL SISTEMA DUNAR

3.2.1 Límites del sistema dunar

De acuerdo con la aproximación desarrollada por Tinley (1985), la playa y la duna conforman un único sistema, denominado *zona litoral activa*, caracterizado por un importante transporte e intercambio de arenas, que puede ser dividido en dos subsistemas: por un lado, la playa, como zona de rompientes de las olas, donde el factor físico condicionante es la acción mecánica del oleaje; y, por otro lado, la duna, superficie terrestre principalmente condicionada por la acción eólica y las superficies vegetadas del terreno (Maun, 2009). En este mismo sentido, Martínez et al. (2004) igualmente reconocen la existencia de un único sistema de intercambio de arenas, compuesto por la playa móvil y la duna más estable.

Con el objeto de integrar todos los elementos que garanticen la funcionalidad del sistema, en el marco de la presente tesis los límites del sistema dunar quedan definidos por la línea de la bajamar, en su límite marino, y por el límite superior del transporte eólico de las arenas, en la zona terrestre, incluyendo así la playa móvil y la duna estable (Figura III. 7).



Figura III. 7. Límites de un sistema dunar en el LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera.

3.2.2 Origen y morfología de los sistemas dunares cantábricos

La localización de los principales sistemas dunares de Cantabria se encuentra relacionada con el emplazamiento de las desembocaduras estuarinas, principales fuentes de aporte sedimentario en el litoral de la región. Las proximidades de estas bocanas ven favorecida la formación de grandes depósitos de arenas (Figura III. 8), que actúan como reservorios para la formación y regeneración de sistemas dunares.

La disponibilidad de sedimentos arenosos, junto con oleajes dominantes del NW-W (Puertos del Estado, 2003) y un régimen eólico en el que los vientos más frecuentes son los procedentes del mar (Figura III. 9), con una dirección perpendicular y/o oblicua a la línea de costa (Puertos del Estado, 1995), favorecen la formación de sistemas dunares en la región. En el litoral de Cantabria resultan especialmente destacables los grandes sistemas dunares cantábricos con morfología de flecha (El Puntal, Laredo y Valdearenas), los cuales se originan en la desembocadura de los principales estuarios de la región (Bahía de Santander, Marismas de Santoña y Mogro, respectivamente) gracias a la confluencia de las corrientes estuarinas y mareales, que propician una mayor acumulación de sedimentos.

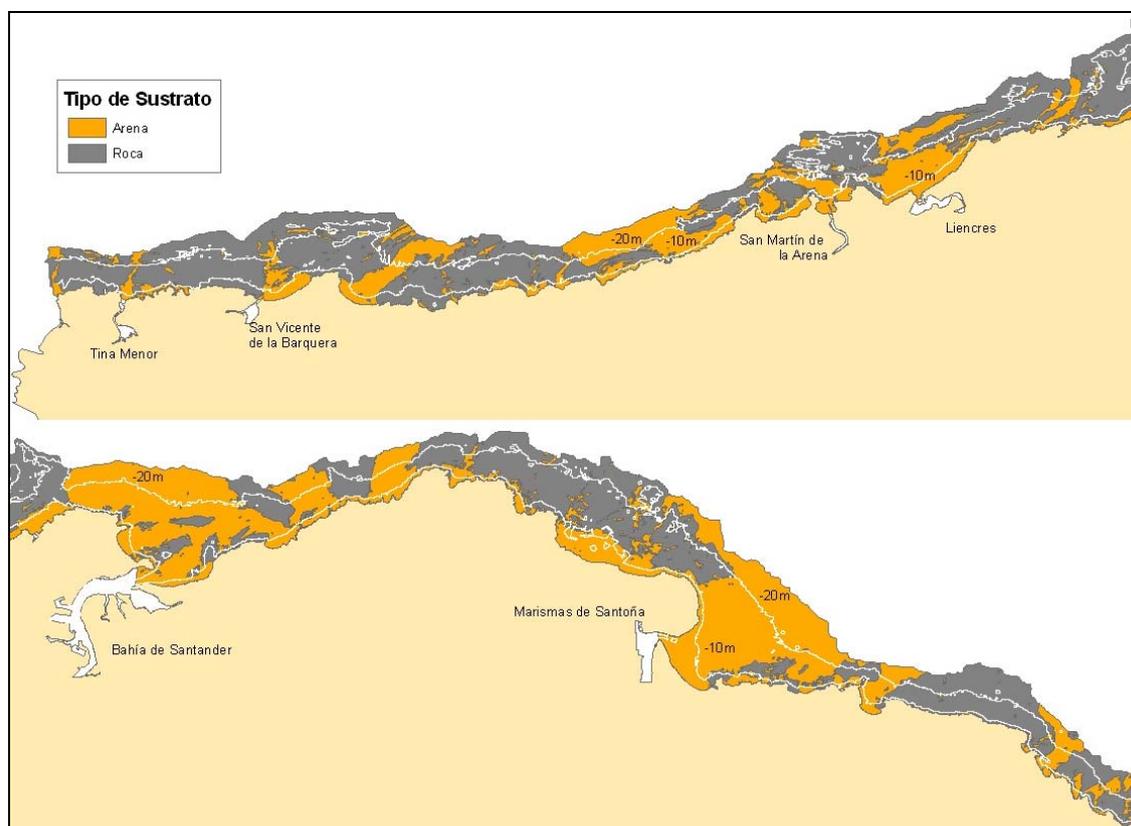


Figura III. 8. Localización de los depósitos de arenas en el litoral de Cantabria (Geomytsa, 1992).

El origen geológico de la costa, en la que se alternan rocas mesozoicas y cenozoicas con roquedos calizos originados en el cretácico o carbonífero (F. Prieto and Loidí, 1984), condiciona la coloración del sedimento de los arenales cantábricos, los cuales están predominantemente compuestos por arenas cuarcíferas (arenas doradas). No obstante, en el extremo occidental de la región, donde las rocas calizas afloran en el litoral, los arenales presentan el color blanquecino correspondiente a arenas coralinas de base caliza.

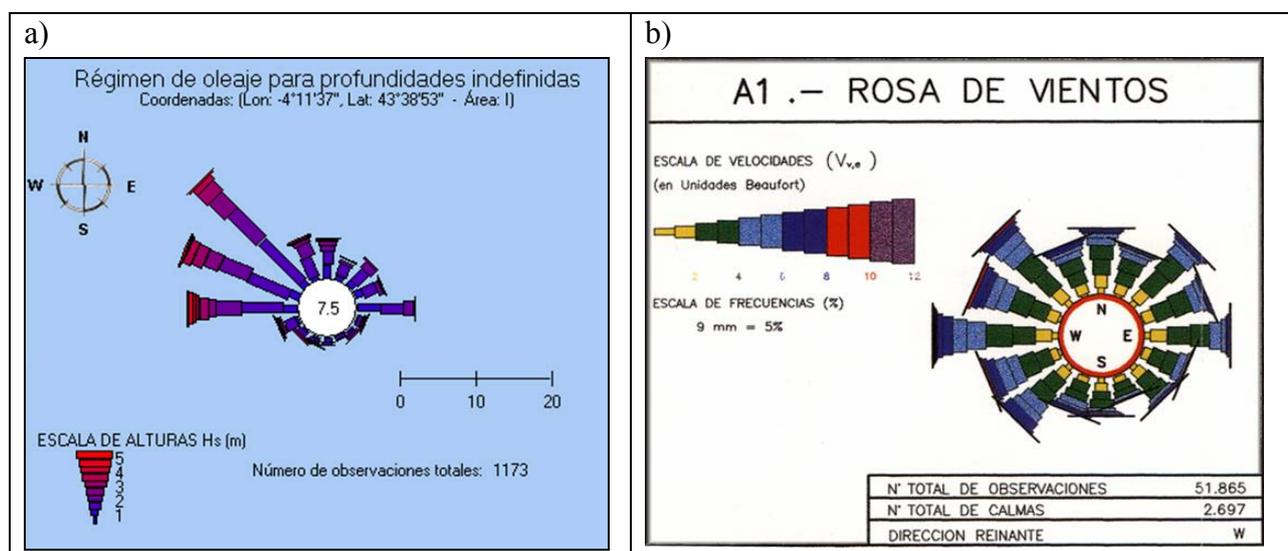


Figura III. 9. Magnitud y dirección dominante del a) oleaje y b) viento, en el litoral cantábrico (Puertos del Estado, 1995; 2003).

Independientemente de su coloración, de forma generalizada, los sistemas dunares de Cantabria se encuentran compuestos por arenas finas y medias ($0.125 < \phi < 0.5$ mm) (Flor and Flor-Blanco, 2009; Flor and Martínez-Cedrún, 1991; Martínez-Cedrún, 2009; Medina et al., 1995; MMARM, 2011). De acuerdo con Ley et al. 2007, este tamaño de partícula permite un transporte eólico del sedimento por saltación (trayectorias parabólicas con elevados ángulos de salida y suaves ángulos de caída) y reptación (movimiento de las partículas adyacentes a las partículas que sufren impacto de los granos de arena en saltación).

La presencia de vegetación dunar, adaptada a las condiciones de salinidad, exposición eólica, inestabilidad del sustrato y sequía de estos ambientes (Hesp, 1991), interrumpe el transporte eólico del sedimento, interceptando los granos de arena y favoreciendo su acumulación en forma de montículos. Cuando la densidad vegetal es suficientemente

elevada, los montículos adquieren una continuidad, formando los cordones dunares continuos existentes en los arenales de Cantabria.

3.2.3 Hábitats característicos de los sistemas dunares cantábricos

Como respuesta a la distancia al mar, resulta posible identificar un gradiente zonal desde la playa hacia el interior de los cordones dunares (Carter, 1990), en el que se observan variaciones en la estabilidad del sustrato, el transporte eólico del sedimento y la magnitud del spray salino, factores que condicionan la presencia y distribución de las comunidades vegetales dunares (Moreno-Casasola et al., 1982; Thompson and Webber, 2003).

Con arreglo a la delimitación del sistema dunar asumida en este trabajo, según la cual el sistema integra tanto la playa como las formaciones dunares, en los sistemas dunares de Cantabria se han identificado seis hábitats de interés comunitario (IH Cantabria, 2011). De acuerdo con las enunciaciones realizadas en el Manual de interpretación de los hábitats publicado por la Comisión Europea (European Commission, 2003), junto con las descripciones botánicas y fitosociológicas de realizadas por Loriente (1993; 1994; 1996; 1998; 1974) y Bueno (1996), estos seis hábitats se describen como:

1. Hábitat 1140. Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja.

Depósitos de arenas, comúnmente carentes de vegetación vascular enraizada, correspondientes a la playa húmeda.

2. Hábitat 2110. Dunas móviles embrionarias.

Formaciones costeras compuestas por ondas de arena, o superficies arenosas elevadas sobre el nivel de la playa, que representan las primeras etapas de constitución de la duna, sobre las que se desarrolla una rala vegetación herbácea perenne (Figura III. 10).

Las comunidades vegetales que, presentes en los sistemas dunares de Cantabria, pertenecen al hábitat 2110 son las correspondientes a la alianza fitosociológica *Honkenio peploidis-Elytrigion junceiformis* Tüxen in Br-Bl & Tüxen 1952.



Figura III. 10. Detalle de la especie *Cakile maritima*, presente en la duna embrionaria del sistema dunar de Valdearenas.

3. Hábitat 2120. Dunas móviles del litoral con *Ammophila arenaria* (dunas blancas).

Dunas móviles que forman los cordones dunares costeros a partir de la acumulación de sedimentos procedentes de los estratos inferiores (playa y/o duna móvil embrionaria).

Sobre los acúmulos de sustrato arenoso se desarrolla una vegetación herbácea de mediano porte (Figura III. 11), perteneciente a la alianza *Ammophilion australis* Br-B1 1921 corr. Rivas-Martínez, Costa & Izco in Rivas-Martínez, Lousa, T.E. Díaz, Fernández-González & J.C. Costa 1990, cuya especie característica es *Ammophila arenaria*.



Figura III. 11. Hábitat 2120 en el sistema dunar de Valdearenas.

4. Hábitat 2130*. Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises).

Dunas fijas, estabilizadas y colonizadas por herbáceas perennes, en las que resultan abundantes los líquenes y musgos tapizando el sustrato arenoso.

La vegetación de las dunas fijas cantábricas pertenece a la alianza fitosociológica *Crucianellion maritimae* Rivas Godoy & Rivas-Martínez 1958 y a la asociación *Helichryso maritimae-Koelerietum glaucae* Lorient 1974.

5. Hábitat 2180. Dunas arboladas de las regiones atlánticas, continental y boreal.

Bosques naturales, o semi-naturales, desarrollados sobre dunas costeras, que presentan una estructura forestal bien desarrollada y un cortejo característico de especies acompañantes.

Si bien el hábitat hace referencia, inicialmente, a los bosques de quercíneas, quedan igualmente integrados dentro de la categoría Dunas arboladas los bosques mixtos de *Pinus pinaster* y *Quercus ilex* presentes en el litoral cantábrico.

6. Hábitat 2190. Depresiones intradunales húmedas.

Depresiones húmedas de los sistemas dunares, alimentadas por manantiales y acuíferos dulceacuícolas.

En la región es posible identificar diferentes comunidades vegetales asociadas al hábitat 2190, correspondientes a la alianza *Heleo-chlorion* Br-Bl, Roussine, & Négre 1952 y las asociaciones fitosociológicas *Carici arenariae-Juncetum acuti* Herrera 1995, *Cypero badii-Scirpetum holoschoeni* Herrera 1995, *Typho angustifoliae-Phragmitetum australis* (Tüxen & Preising 1942) Rivas-Martínez, Bascones, T.E: Díaz, Fernández-González & Loidi 1991.

Capítulo IV

Evaluación de la distribución de los hábitats litorales

Tal y como se puso de manifiesto en la introducción de esta tesis, los modelos numéricos de distribución potencial de las especies son una herramienta útil para la evaluación del estado de la extensión de los hábitats litorales, en tanto que permiten solventar la problemática asociada al establecimiento de las condiciones de referencia.

Independientemente del tipo de análisis multivariante efectuado por el modelo de distribución de especies (p.e. regresiones logísticas – Higgins et al., 1999 – o redes neuronales – Özesmi and Özesmi, 1999), todos ellos se basan en principios muy similares: variables independientes, o predictoras, correspondientes a las características ecogeográficas del medio (p.e. información ecológica, variables topográficas, características climáticas), y una variable dependiente, basada en la presencia/ausencia de la especie objeto de estudio.

Puesto que actualmente los hábitats analizados a través del uso de modelado numérico son fundamentalmente terrestres (p.e. Chefaoui et al., 2005; Elith et al., 2006), las características ecogeográficas más utilizadas en los modelos de distribución potencial de la vegetación son los mapas bioclimáticos, usualmente desarrollados a partir de interpolaciones (Felicísimo et al., 2011), y/o los mapas geológicos o modelos digitales del terreno (Mücher et al., 2009), comúnmente desarrollados a una escala de trabajo muy grosera respecto de la escala de análisis de la distribución vegetal. En este sentido, Guisan and Zimmermann (2000) sostienen que el uso de mapas bioclimáticos y geológicos introduce numerosas incertidumbres en los modelos, principalmente relativas a errores de interpolación, ausencia de un volumen de información suficiente y errores de precisión, factores que deben ser tenidos en cuenta en el desarrollo de los modelos. Por el contrario, la utilización de variables consideradas como recursos para la especie (p.e. nutrientes) u otras condiciones ambientales que, si bien no son consumidas, representan un factor de modulación de sus actividades (p.e. pH; Austin and Smith, 1989), permite asegurar una mayor aplicabilidad del modelo, haciéndolo más general. De este modo, la selección de las variables ecogeográficas a utilizar en el modelo, y su escala de análisis, será uno de los factores determinantes de la robustez del modelo (Wiens, 2002) y de la fiabilidad de sus resultados.

Respecto a la variable dependiente, la obtención de información sobre la presencia/ausencia de la especie es igualmente crucial para la aplicación de dichos modelos. Los datos sobre la ausencia de una especie llevan asociada un cierto grado de incertidumbre en tanto que, tal y como exponen Hirzel et al. (2002), una localización puede ser catalogada como ausente cuando: *i*) la especie no puede detectarse aunque está presente (McArdle, 1990), *ii*) la especie está ausente por razones históricas a pesar de que el medio resulta el adecuado, y *iii*) el medio es realmente inadecuado para la especie.

Ante la posibilidad de introducir errores en el modelo debido a las mencionadas incertidumbres, si bien resulta preferible utilizar modelos de distribución potencial que empleen información sobre la presencia y ausencia de la especie (Brotons et al., 2004), en los casos en los que no se disponga de dicha información contrastada se considera

igualmente apropiado emplear modelos exclusivamente basados en datos sobre la presencia de la especie (p.e. Carpenter et al., 1993; Hirzel et al., 2001; Phillips et al., 2006; Robertson et al., 2001). De este modo es posible evitar los errores asociados a la consideración de falsas “ausencias” (McArdle, 1990; Welsh et al., 1996). Por otro lado, a pesar de que los métodos basados en datos de presencia/ausencia de una especie son más discriminantes que los establecidos a partir de datos de presencia, de acuerdo con Zaniwski et al. (2002) los métodos basados en la presencia de la especie resultan más útiles cuando el objetivo de la aplicación del modelo es la conservación y/o protección, puesto que resulta preferible sobreestimar su área de distribución que infraestimar su existencia.

4.1 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Los modelos de distribución de especies son aproximaciones predictivas que permiten cuantificar la distribución potencial (condiciones de referencia) de un hábitat. Constituyen, por tanto, una buena herramienta para la evaluación de la distribución de los hábitats.

A partir de esta hipótesis, el presente capítulo persigue definir y evaluar la aplicabilidad de una metodología para la estimación del estado de la extensión de los hábitats litorales de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE), basada en la utilización de modelos predictivos.

4.2 DESCRIPCIÓN DEL PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO PARA LA EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE LOS HÁBITATS LITORALES

Tal y como se ha enunciado en la introducción de este trabajo, la evaluación de la distribución de un hábitat consiste en un análisis de la desviación existente entre su distribución real y su máxima distribución potencial.

El desarrollo de un procedimiento de evaluación requiere el establecimiento de condiciones de referencia (estado de un sistema en condiciones prístinas o inalteradas) y la definición de umbrales de valoración (cf. Guinda, 2008), que permitan discretizar entre la variabilidad natural del medio, y/o cambios antrópicos pero asumibles por el medio, y cambios cuyos efectos pueden derivar en una alteración de la estructura y funcionalidad del sistema (Figura IV. 1).

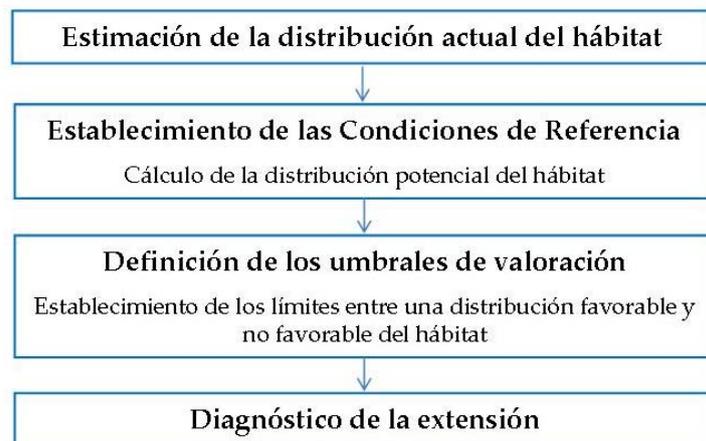


Figura IV. 1. Proceso de evaluación de la extensión de los hábitats litorales.

4.2.1 Establecimiento de las condiciones de referencia

El procedimiento de cálculo de las condiciones de referencia de la extensión de los hábitats litorales requiere de la consecución de tres pasos (Figura IV. 2):

1. Identificación de la superficie potencial del hábitat en el área de estudio, mediante la aplicación de modelos de distribución de especies.
2. Evaluación de la robustez de los resultados obtenidos mediante los modelos.
3. Definición de las condiciones de referencia.

a) Identificación de la superficie potencial del hábitat	b) Evaluación de la robustez de los resultados	c) Definición de las condiciones de referencia										
<p>Mapa de idoneidad de hábitat ENFA MAXENT</p>	<p>Estadístico AUC</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Valor del estadístico AUC</th> <th>Bondad del Modelo</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>AUC > 0.95</td> <td>Excelente</td> </tr> <tr> <td>0.85 < AUC < 0.95</td> <td>Bueno</td> </tr> <tr> <td>0.75 < AUC < 0.85</td> <td>Aceptable</td> </tr> <tr> <td>AUC < 0.75</td> <td>Pobre</td> </tr> </tbody> </table>	Valor del estadístico AUC	Bondad del Modelo	AUC > 0.95	Excelente	0.85 < AUC < 0.95	Bueno	0.75 < AUC < 0.85	Aceptable	AUC < 0.75	Pobre	<p>Condición de Referencia = Idoneidad de hábitat > 51%</p>
Valor del estadístico AUC	Bondad del Modelo											
AUC > 0.95	Excelente											
0.85 < AUC < 0.95	Bueno											
0.75 < AUC < 0.85	Aceptable											
AUC < 0.75	Pobre											

Figura IV. 2. Procedimiento para el establecimiento de las condiciones de referencia de la distribución de un hábitat.

4.2.1.1 Identificación de la superficie potencial del hábitat

La identificación de la superficie potencial de los hábitats litorales se realizó a través de dos modelos de distribución de especies: *i*) el modelo ENFA (Ecological-Niche Factor Analysis), desarrollado por Hirzel et al. (2002), y *ii*) el modelo MAXENT (Maximum entropy modeling), desarrollado por Phillips et al. (2006). Ambos modelos

permiten la utilización exclusiva de información sobre la presencia de la especie, lo que permite evitar las incertidumbres asociadas a la información sobre la distribución (presencia/ausencia) de los hábitats litorales.

De acuerdo con sus autores (Hirzel et al., 2002 and Phillips et al., 2006), ambos modelos son suficientemente robustos frente a las correlaciones entre las variables ambientales. El modelo MAXENT tiene un buen funcionamiento frente a los métodos tradicionales, tales como los modelos generalizados aditivos (Elith et al., 2006), mientras que ENFA es un modelo robusto en función de la cantidad y calidad de información sobre la distribución de la especie (Hirzel et al., 2001).

Ecological-Niche Factor Analysis (ENFA)

El método ENFA (Hirzel et al., 2001) genera funciones de idoneidad a partir de la comparación de la información ecogeográfica de los lugares en los que se ha determinado la presencia de una especie y el conjunto de la información en el área de estudio.

Mediante un procedimiento de análisis factorial, el método ENFA estima los factores que explican la varianza de las características ecogeográficas en el espacio en el que se distribuye la especie. A partir de estos factores, resulta posible generar, a través de la aplicación de diferentes algoritmos (medianas, media geométrica, media armónica, distancia mínima), un mapa de idoneidad de hábitat para la especie (Habitat Suitability Map).

Uno de los aspectos más destacables del método ENFA es el cálculo de dos factores no correlacionados con significado ecológico:

- la Marginalidad (M; Ecuación 1), definida como la diferencia absoluta entre la media global de las variables ecogeográficas en la zona de estudio (m_G) y la media de dichas variables en los lugares en los que se ha determinado la presencia de la especie (m_s), dividida por 1.96 veces la desviación estándar (σ_G) de la distribución global.

$$M = \frac{|m_G - m_s|}{1.96\sigma_G} \text{ (Ec. 1).}$$

- la Especialización (S; Ecuación 2), calculada como el ratio entre la desviación estándar de la distribución global de las variables ecogeográficas (σ_G) y dicha distribución en los puntos en los que se localiza la especie (σ_s). El valor del

factor S varía entre 1 e infinito, de modo que cuanto mayor es el valor de S , mayor es la especialización de la especie.

$$S = \frac{\sigma_G}{\sigma_S} \text{ (Ec. 2).}$$

La ejecución del modelo ENFA, y la elaboración de los mapas de idoneidad de hábitat, se realizó a través del software BIOMAPPER 3.1 (Hirzel et al., 2004). Siguiendo las recomendaciones de Hirzel and Arlettaz (2003), el algoritmo utilizado para la elaboración de los mapas de idoneidad de hábitat (mapas de hábitat potencial) fue la media geométrica.

Maximum entropy modelling (MAXENT)

El modelo MAXENT (Phillips et al., 2006) estima la probabilidad de distribución de una especie, π , sobre un conjunto de X puntos de estudio (p.e. cada una de las celdas o píxeles del área de estudio), a partir de la información sobre la presencia de la especie y una serie de variables ecogeográficas, encontrando la distribución probable de máxima entropía.

El cálculo de la distribución de máxima entropía se realiza de acuerdo con la Ecuación 3 (Shannon, 1948).

$$H(\pi) = - \sum_{x \in X} \pi(x) \ln \pi(x) \text{ (Ec. 3).}$$

Mediante el empleo de subconjuntos de datos, el modelo examina la importancia de cada una de las variables ecogeográficas en la probabilidad de distribución de la especie, comparando el modelo resultante de la utilización de dicha variable con un modelo teórico carente de ella.

Al igual que el método ENFA, a partir de las variables con una mayor importancia para la distribución de la especie, y mediante la aplicación de diferentes algoritmos, MAXENT genera el mapa de idoneidad de hábitat para la especie (Habitat Suitability Map) en la zona de estudio.

La ejecución del modelo MAXENT, y la elaboración de los mapas de idoneidad de hábitat, se llevó a cabo mediante la utilización del software Maxent 3.3.3 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>).

4.2.1.2 Evaluación de la robustez de los resultados del modelo

La utilización de modelos de distribución de especies requiere de la evaluación de su robustez durante su aplicación específica (Guisan and Thuiller, 2005), de modo que el usuario del modelo pueda analizar, objetivamente, la calidad de los resultados obtenidos (Robertson et al., 2001).

Existen distintas técnicas estadísticas cuyo objeto es evaluar la robustez de los modelos, y de sus resultados (Fielding, 2002; Pearce et al., 2002). Un buen indicador de la precisión de un modelo de distribución potencial es el estadístico AUC (área bajo la curva ROC; Fielding and Bell, 1997; Robertson et al., 2001; Tittensor et al., 2009; Zweig and Campbell, 1993), cuyo valor oscila entre 0.5 (modelo de bajo rendimiento) y 1 (modelo de ajuste perfecto).

Con base en la aproximación realizada por Felicísimo et al. (Tabla IV. 1), para garantizar la robustez de los resultados del modelo de distribución de especies se ha establecido como criterio mínimo una bondad de ajuste de 0.85 (bondad buena o excelente). De este modo, los resultados del modelo deben mostrar un valor del estadístico AUC superior a 0.85.

Valor del estadístico AUC	Bondad del Modelo
$AUC \geq 0.95$	Excelente
$0.85 \leq AUC < 0.95$	Bueno
$0.75 \leq AUC < 0.85$	Aceptable
$AUC < 0.75$	Pobre

Tabla IV. 1. Bondad del modelo de distribución potencial de acuerdo los el valor del estadístico AUC (Felicísimo et al., 2011).

4.2.1.3 Definición de las Condiciones de Referencia

La alternativa seleccionada para definir las condiciones de referencia se fundamentó en la utilización de modelos basados en datos de presencia de las especies, lo que puede derivar en la sobreestimación de su área de distribución potencial (Brotons et al., 2004). Por ello, de acuerdo con las aproximaciones llevadas a cabo por Chefaoui et al., (2005), la condición de referencia utilizada para calcular el estado de los hábitats litorales fue la superficie en la que, de acuerdo con el modelo de distribución de especies, la idoneidad de hábitat es elevada y/o muy elevada (*Habitat suitability* $\geq 51\%$; Figura IV. 3).

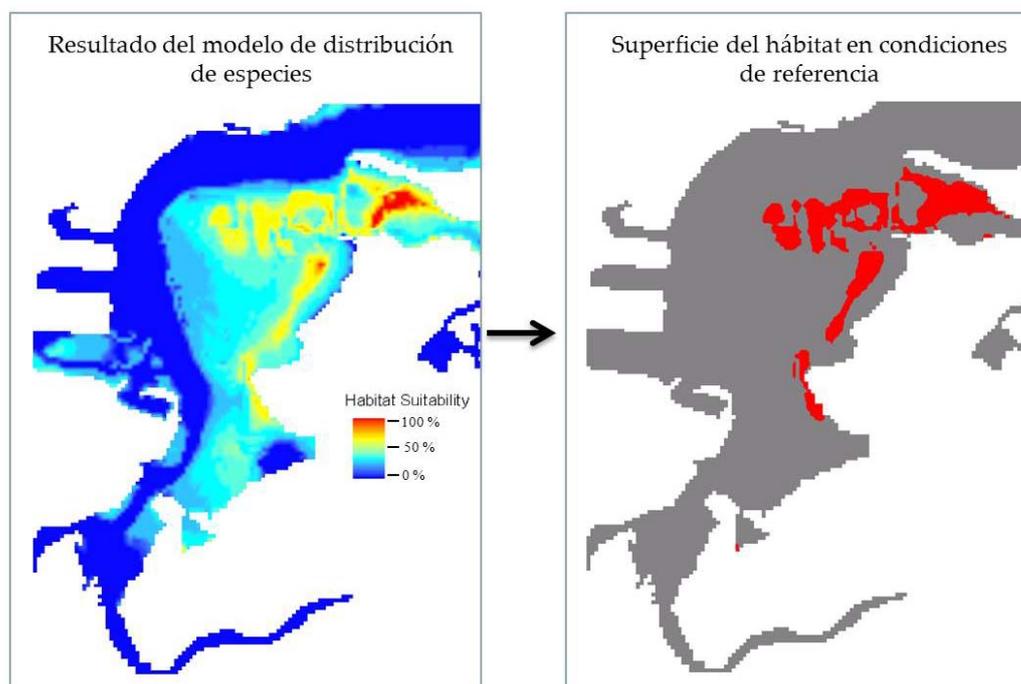


Figura IV. 3. Delimitación de las condiciones de referencia a partir de los resultados del modelo de distribución de especies.

4.2.2 Definición del estado de la distribución de los hábitats litorales

Con arreglo a la normativa europea de referencia (Directiva Marco del Agua), los niveles de calidad de un indicador se definen a partir de la desviación registrada respecto de su condición de referencia (Andersen et al., 2004; Delvin et al., 2007; Guinda, 2008). De este modo, la propuesta de evaluación del estado de la distribución de un hábitat consiste en el análisis de la desviación existente entre la superficie ocupada por el hábitat en la actualidad, calculada bien a partir de trabajo de campo, bien mediante tratamiento de imágenes satelitales o modelos de distribución potencial; y su superficie en condiciones de referencia (ver apartado 4.2.1).

Esta propuesta de evaluación de la distribución de los hábitats diferencia dos únicas categorías de estado de la distribución: estado favorable y no favorable. Tal y como refleja la literatura científica (Delvin et al., 2007; García et al., 2009; Gómez, 2010), el umbral entre un estado moderado (nivel admisible) y un estado pobre (nivel no admisible) de un indicador, que podría equivaler a la división entre su estado favorable y no favorable, se define como una desviación del 50% respecto de la mencionada condición de referencia.

De acuerdo con esta tendencia, en este trabajo el umbral entre un estado favorable y no favorable de la distribución de un hábitat litoral se estableció en una desviación, o pérdida de superficie, del 50% respecto de su condición de referencia (Figura IV. 4).

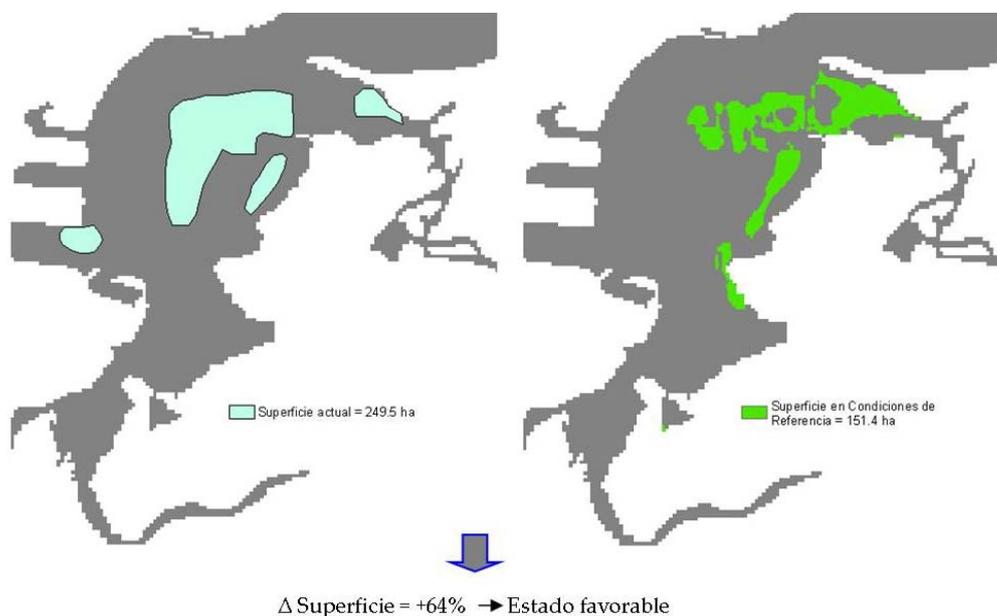


Figura IV. 4. Valoración teórica del estado de un hábitat litoral en la Bahía de Santander.

4.3 EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA DISTRIBUCIÓN DEL HÁBITAT DE *Zostera noltii*

Para testar la aplicabilidad de la metodología de cálculo del estado de la extensión de los hábitats, descrita en los apartados anteriores, se realizó la evaluación del estado del hábitat de la fanerógama marina *Zostera noltii* (pal.class. 11.3, Devillers and Devillers-Terchuren, 1996), integrado en el hábitat intermareal *Llanos fangosos o arenosos no cubiertos de agua durante la marea baja* (hábitat 1140), de la Directiva Hábitat (European Commission, 2003).

La aplicación de la propuesta metodológica se llevó a cabo en los estuarios de la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena (Figura IV. 5). La selección de ambos estuarios responde a su clasificación dentro de dos tipologías distintas (Galvan et al., 2010), lo que permite testar la metodología en escenarios variables:

- La Ría de San Martín de la Arena se caracteriza por presentar una morfología lineal y alongada, donde la dinámica fluvial prevalece frente a la dinámica mareal. La superficie intermareal de la ría es de 290 ha (75% de su superficie total). Los

principales aportes dulceacuícolas proceden del río Saja, cuyo caudal medio diario es de, aproximadamente, 24 m³/s.

- La Bahía de Santander es un estuario de morfología compleja y redondeada, en el que los flujos mareales resultan dominantes frente a los flujos fluviales, pese a que el caudal fluvial medio diario aportado por el río Miera, principal aporte de agua dulce al estuario, es de 8.2 m³/s. Al igual que en el caso de San Martín de la Arena, la Bahía de Santander es un estuario predominantemente intermareal (67% de la superficie total del estuario), donde los páramos ocupan una superficie de 1570 ha.



Figura IV. 5. Estuarios seleccionados como área de estudio.

4.3.1 Selección de variables ecogeográficas

De acuerdo con la bibliografía existente, las principales variables abióticas que condicionan la distribución de *Zostera noltii* y, por ende, la distribución de su hábitat, se relacionan con la capacidad de penetración de la luz (Lee et al., 2007), las condiciones hidrodinámicas del medio (principalmente la velocidad de las corrientes; Fonseca and Kenworthy, 1987; Koch, 2001), la temperatura (Lee et al., 2007), la salinidad del agua (Marín-Guirao et al., 2001), las características granulométricas del sedimento y su contenido en materia orgánica (Koch, 2001).

En este sentido, el crecimiento y distribución de las fanerógamas marinas depende de la cantidad y calidad de la luz disponible en el medio para el desarrollo de la fotosíntesis (Lee et al., 2007). La cantidad de luz disponible para la vegetación acuática sumergida depende tanto de la profundidad de la columna de agua como de la materia disuelta. Consecuentemente, la variable *capacidad de penetración de la luz* se

incorporó en los modelos a través del análisis de dos variables: el calado medio (profundidad media de la columna de agua) en cada punto de estudio y la concentración de sólidos en suspensión.

Al igual que el resto de vegetación acuática sumergida, las comunidades de fanerógamas marinas se desarrollan en un rango óptimo de velocidades (Fonseca et al., 1983). La alteración del régimen acuático y, particularmente, de las velocidades de la corriente, puede modificar enormemente el desarrollo y crecimiento de las fanerógamas marinas (Otte, 2001). Por ello, una de las variables que se emplearon en el desarrollo de los modelos fue la *velocidad de las corrientes*.

Se consideró igualmente oportuno introducir la variable salinidad en los modelos ya que, a pesar de la aparente tolerancia desarrollada por la especie *Zostera noltii* frente a los cambios en la salinidad (Borum et al., 2004), ésta produce un significativo estrés osmótico sobre las fanerógamas marinas, lo que le confiere la propiedad de ser un factor determinante para la abundancia y distribución de estas comunidades (Marín-Guirao et al., 2001).

En el caso de las características granulométricas del sedimento, diferentes estudios determinan la existencia de una concentración óptima de sedimentos de tamaño intermedio para el desarrollo de las comunidades de *Zostera sp* (Koch, 2001; Murphey and Fonseca, 1995; Orth, 1977). De acuerdo con ello, la granulometría se integró en el modelo a través de la *fracción de arenas en el sedimento*.

Finalmente, las variables temperatura y materia orgánica en el sedimento no se introdujeron en el modelo. Si bien el trabajo realizado por Lee et al. (2007) pone de manifiesto la existencia de rangos de temperatura óptima para el crecimiento y desarrollo de las comunidades de *Zostera sp*, estos rangos son muy amplios. Asimismo, el litoral cantábrico, marco de esta tesis doctoral, presenta una homogeneidad térmica espacial (Lavín et al., 1998; Valencia and Franco, 2004) que posibilita la exclusión de la variable. Por su parte, y a pesar de su importancia en el desarrollo de las fanerógamas marinas (Koch, 2001), la materia orgánica del sedimento no se ha tenido en consideración debido a su elevada correlación (Tabla IV. 2) con las variables *Sólidos en suspensión* (Ría de San Martín de la Arena) y *Fracción de arenas* en el sedimento (Bahía de Santander). Si bien esta correlación podría responder a un artificio matemático, carente de significado ecológico, para la correcta ejecución de los modelos es preferible la utilización de variables no correlacionadas.

Ría de San Martín de la	Salinidad	S. Suspensión	Frac. Arenas	M. Orgánica	Velocidad max.	Calado max.
Salinidad	1**	0,64**	0,07**	0,63**	-0,63**	0,75**
S. Suspensión		1	0,55**	-0,97**	-0,52**	0,54**
Frac. Arenas			1	0,54**	0,14**	0,07**
M. Orgánica				1	0,51**	0,53**
Velocidad max.					1**	-0,51**
Calado max.						1**

Bahía de Santander	Salinidad	S. Suspensión	Frac. Arenas	M. Orgánica	Velocidad max.	Calado max.
Salinidad	1**	-0,48**	0,15**	-0,15**	0,36**	0,60**
S. Suspensión		1	-0,06**	0,16**	-0,25**	-0,25**
Frac. Arenas			1	-0,92**	0,23**	0,06**
M. Orgánica				1	-0,30**	0,12**
Velocidad max.					1**	0,34**
Calado max.						1**

Tabla IV. 2. Coeficientes de correlación no paramétricos (Spearman) entre las variables ecogeográficas, en la Ría de San Martín de la Arena y la Bahía de Santander (=Muy significativo; *=Significativo).**

4.3.2 Cálculo de las variables ecogeográficas

Variables biológicas

Los datos de presencia de *Z. noltii* utilizados en los modelos de distribución de las especies se obtuvieron a partir de la información presente en el informe *Estudio de las comunidades de Zostera de la Bahía de Santander aplicado al desarrollo de técnicas para la restauración de los hábitats litorales*, elaborado por García-Castrillo et al. (2002), y a partir del trabajo de cartografiado de las comunidades vegetales estuarinas existentes en las masas de agua de transición de Cantabria, desarrollado por GESHA (2005), para la implementación de la Directiva Marco del Agua en Cantabria.

La evaluación del estado de la extensión del hábitat de *Z. noltii* se realizó analizando su evolución temporal entre los años 2005 y 2010. Con este objeto, se emplearon tres fuentes de información diferentes: las cartografías vegetales elaboradas en la implementación de la Directiva Marco del Agua (año 2005) y Directiva Hábitats (año 2009), y una delimitación de polígonos cartográficos del hábitat de *Zostera noltii*, elaborada a partir de la fotointerpretación de las ortofotos georreferenciadas (escala 1:5000) de los años 2007 y 2010.

Variables físico-químicas

La información sobre las características físico-químicas de la columna de agua (salinidad y sólidos en suspensión) y del sedimento (fracción de arenas) procedieron de las bases de datos del IH Cantabria (ACEM-GESHA, 2003; GESHA, 2005; IH Cantabria, 2010a), que comprenden 164 estaciones de muestreo, repartidas en los estuarios de la Bahía de Santander y San Martín de la Arena (Figura IV. 6).

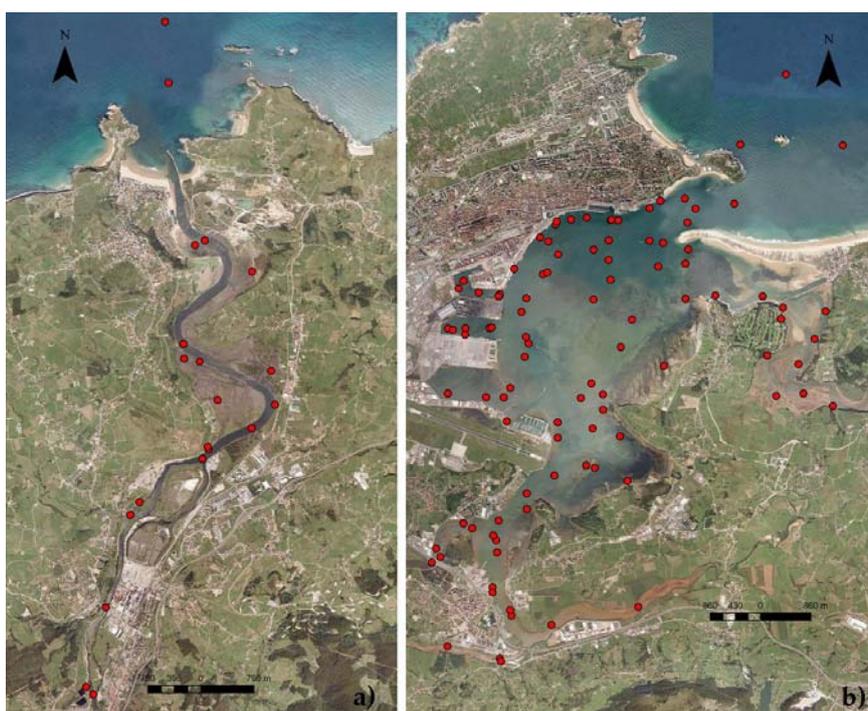


Figura IV. 6. Estaciones de muestreo existentes en la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena.

A partir de la interpolación de la información disponible en las 164 estaciones de muestreo, mediante la técnica *Inverse Distance Weighted*, se generaron mapas con los valores medios de la última década (años 2001-2010) para cada variable físico-química seleccionada (salinidad, sólidos en suspensión y fracción de arenas; Figura IV. 7 y Figura IV. 8). La resolución espacial fue de 50 m (resolución equivalente a la de la malla utilizada para la generación de las variables hidrodinámicas).

Variables hidrodinámicas

Las variables hidrodinámicas (velocidad máxima de las corrientes y calado medio) se calcularon mediante el modelo hidrodinámico bidimensional H2D (GIOG, 1990), calibrado y validado para la obtención de simulaciones óptimas (Castanedo, 1997). El cálculo se realizó utilizando como condiciones de contorno:

- una onda de marea generada en MATLAB, mediante la herramienta *Tidal Analysis Toolbox* (Pawlowicz et al., 2002), a partir de las componentes armónicas del mareógrafo de Santander; y
- los caudales fluviales diarios de los ríos Saja y Miera, registrados en las estaciones de aforo situadas en las bocanas de la Ría de San Martín de la Arena y la Bahía de Santander (Ría Cubas), respectivamente.

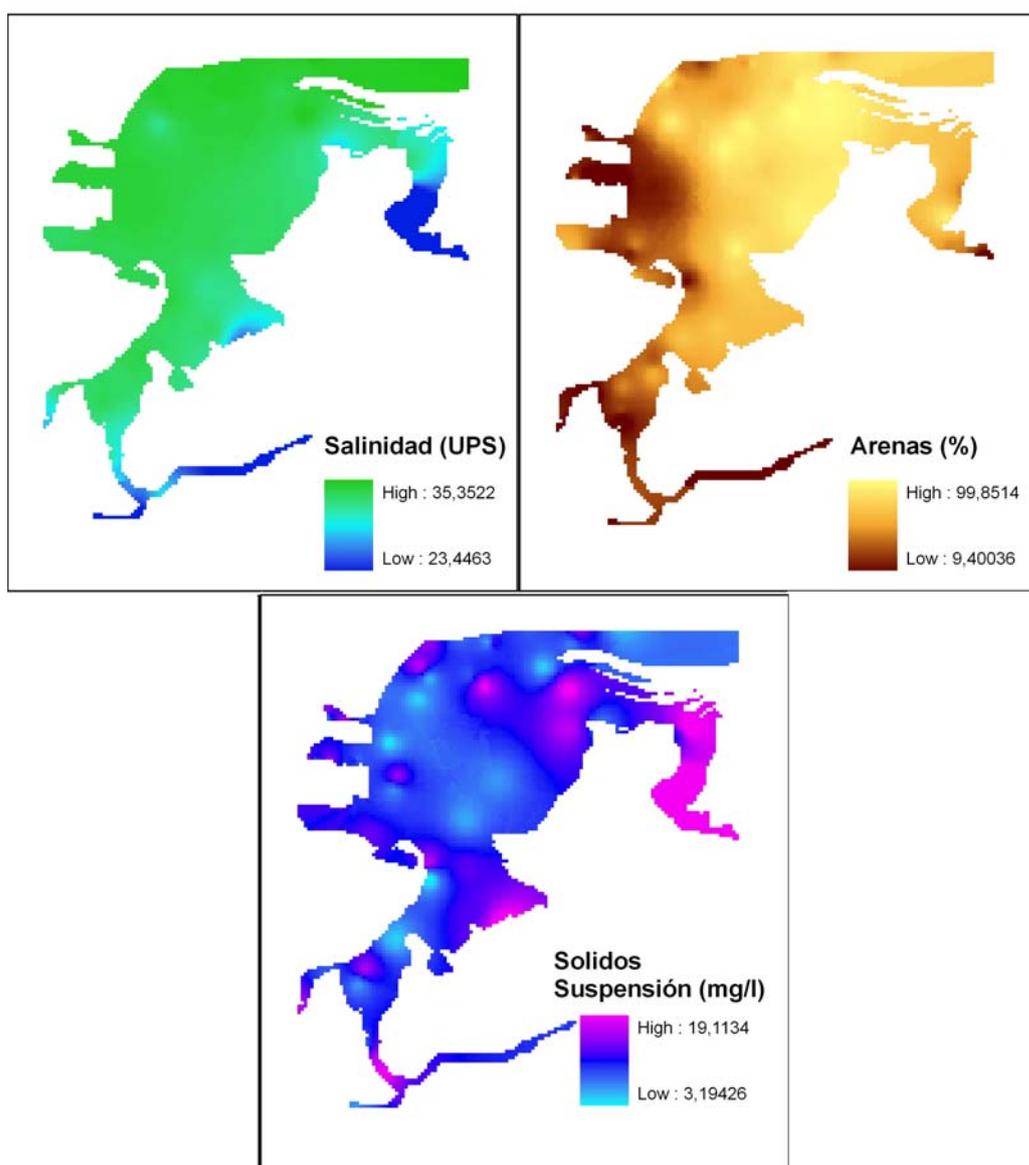


Figura IV. 7. Mapas ráster de las variables físico-químicas utilizadas como predictoras en los modelos de hábitat potencial de *Zostera noltii* en la Bahía de Santander.

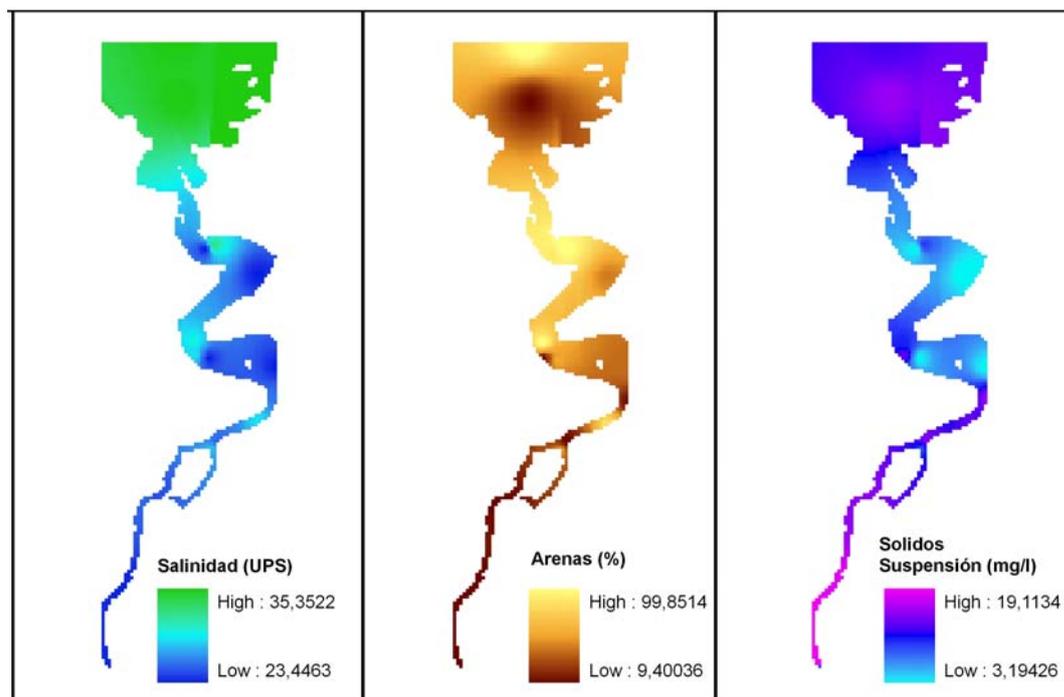


Figura IV. 8. Mapas ráster de las variables físico-químicas utilizadas como predictoras en los modelos de hábitat potencial de *Zostera noltii* en la Ría de San Martín de la Arena.

Como respuesta a la dificultad técnica asociada a la ejecución de las simulaciones, y posterior análisis de los datos de una década completa (enero 2001- enero 2011), las simulaciones del comportamiento hidrodinámico se realizaron utilizando exclusivamente la información de los meses de marzo. En este mes se produce la confluencia de las mareas vivas equinocciales y las máximas descargas fluviales asociadas a las precipitaciones y al deshielo primaveral. Con los datos procedentes de las simulaciones hidrodinámicas se calculó, para cada celda de la malla, el valor medio de: la velocidad máxima de la corriente (m/s) y el calado máximo (m), en cada ciclo de marea.

Los resultados del modelo hidrodinámico fueron transformados para su integración en un Sistema de Información Geográfica, mediante la asignación de coordenadas geográficas a cada nodo de la malla batimétrica empleada en las simulaciones, y su posterior transformación en un ráster (Figura IV. 9).

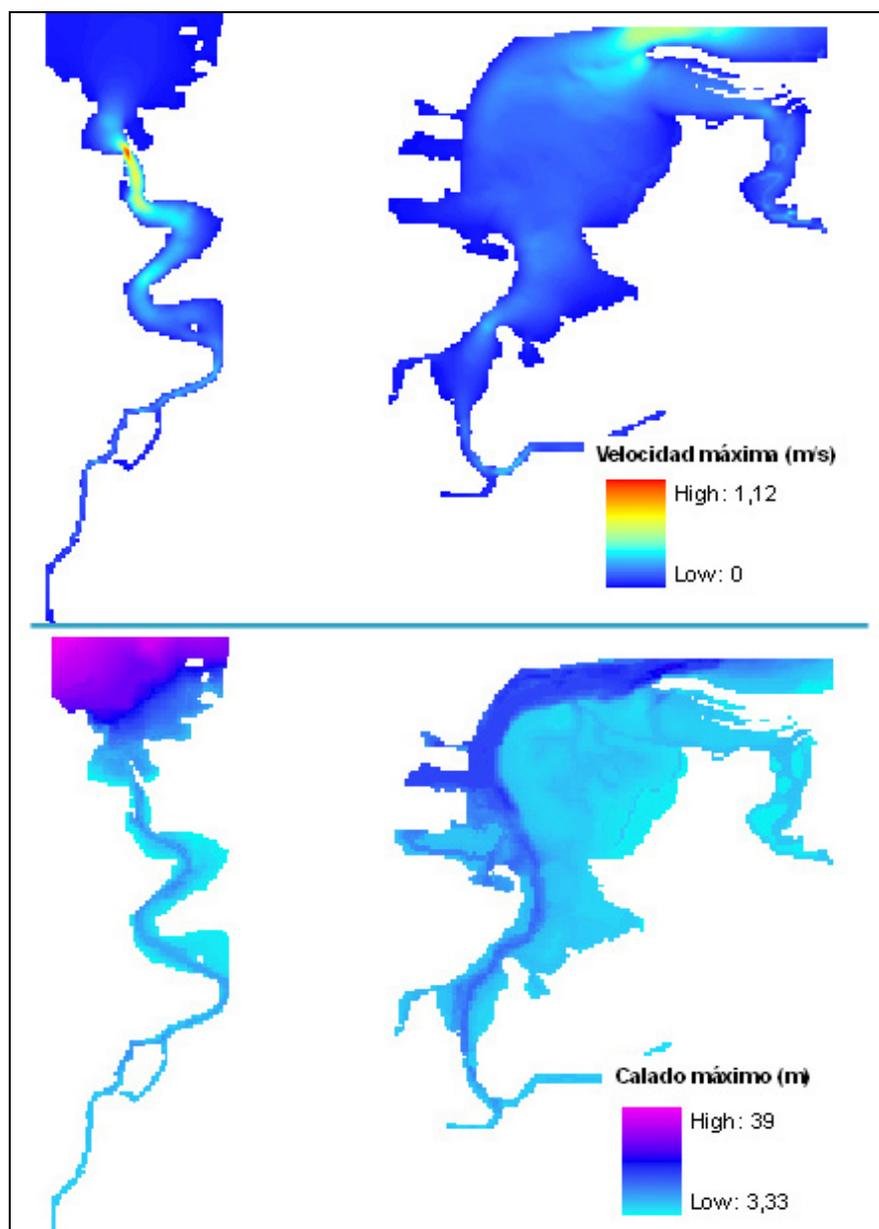


Figura IV. 9. Mapas ráster de las variables hidrodinámicas empleadas como predictoras en los modelos de hábitat potencial de *Zostera noltii* en la Bahía de Santander y Ría de San Martín de la Arena.

Finalmente, toda la información (variables biológicas, físico-químicas e hidrodinámicas) se transformó a formato Idrisi y ASCII, formatos para su tratamiento en los software *Biomapper* y *Maxent*, respectivamente.

4.3.3 Definición de las condiciones de referencia para la distribución del hábitat de *Zostera noltii*

4.3.2.1 Resultados del modelo ENFA

Los análisis ENFA realizados para *Z. noltii* dieron como resultado valores dispares de marginalidad (M) y especialización (S) en las dos zonas de estudio (Tabla IV. 3).

En la Ría de San Martín de la Arena, la marginalidad ($M = 2.06$) indica que las condiciones óptimas para el desarrollo del hábitat difieren considerablemente de la media de las condiciones del estuario. Sin embargo, en la Bahía de Santander las condiciones medias ambientales están próximas a las condiciones del hábitat ($M=0.36$). En ambas zonas de estudio la especialización es elevada, especialmente en el caso de San Martín de la Arena, lo que se traduce en la existencia de un nicho ecológico confinado.

Zona de estudio	Marginalidad (M)	Especialización (S)
Ría de San Martín de la Arena	2.06	17.56
Bahía de Santander	0.36	4.382

Tabla IV. 3. Resultados del análisis ENFA.

Al igual que para la marginalidad y la especialización, el valor del estadístico AUC difiere entre las dos zonas de estudio. La bondad de ajuste del modelo resulta muy superior en la Ría de San Martín de la Arena ($AUC=0.88 \pm 0.077$), donde es calificado como Bueno (ver Tabla IV. 1), mientras que los resultados de la Bahía de Santander son evaluados como pobres ($AUC=0.707 \pm 0.058$). De este modo, se incumple el condicionante de robustez de resultados exigido en el desarrollo metodológico.

A partir de los resultados obtenidos en el ENFA, se obtuvieron cuatro factores para la producción del mapa de idoneidad de hábitat en la Bahía de Santander, los cuales contribuyeron en un 95.4% al modelo. Por el contrario, en la Ría de San Martín de la Arena, dos únicos factores presentaron una contribución al modelo del 99.9% (Tabla IV. 4).

A pesar de las diferencias existentes entre ambos estuarios, las variables con mayores coeficientes de Marginalidad (M; factor determinante de la presencia de *Z.noltii*) fueron, en ambos sistemas, la fracción de arenas y la velocidad de la corriente (Tabla IV. 4). Por el contrario, la variable ecogeográfica calado máximo presentó los menores coeficientes de M (-0.161 y -0.249 , en la Bahía de Santander y San Martín de la Arena, respectivamente), por lo que, de acuerdo con el modelo, su importancia es menor a la hora de determinar el nicho de la especie.

	Bahía de Santander				Ría de San Martín	
	Factor 1 (46,97%) M	Factor 2 (36%) S ₁	Factor 3 (7,6%) S ₂	Factor 4 (4,88%) S ₃	Factor 1 (99,6%) M	Factor 2 (0,3%) S
Salinidad	0,32	0,602	-0,337	0,169	-0,305	-0,68
S. Suspensión	0,399	-0,143	-0,118	-0,546	-0,325	0,699
Frac. Arenas	0,696	0,316	0,579	-0,286	0,407	0,22
Velocidad max.	0,477	-0,713	-0,295	0,769	0,706	-0,002
Calado max.	-0,161	0,095	0,671	0,022	-0,249	-0,007

Tabla IV. 4. Varianza explicada por los principales factores ecológicos condicionantes de los resultados del modelo ENFA en la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena (M = Marginalidad; S = Especialización), y valores de los coeficientes de las diferentes variables predictoras.

En los mapas de idoneidad de hábitat (Figura IV. 10) se observa que, tal y como describen los factores de marginalidad y especialización, la Bahía de Santander presenta una mayor extensión idónea para el desarrollo del hábitat, mientras que en la Ría de San Martín de la Arena el hábitat potencial de *Zostera noltii* queda reducido a una pequeña superficie localizada en las proximidades de la bocana.

En la Bahía de Santander se aprecia un gradiente de idoneidad de hábitat, con valores mínimos en la canal principal y colas del estuario (rías de Cubas, Boo, Solía y Tijero) y valores máximos en los páramos intermareales.

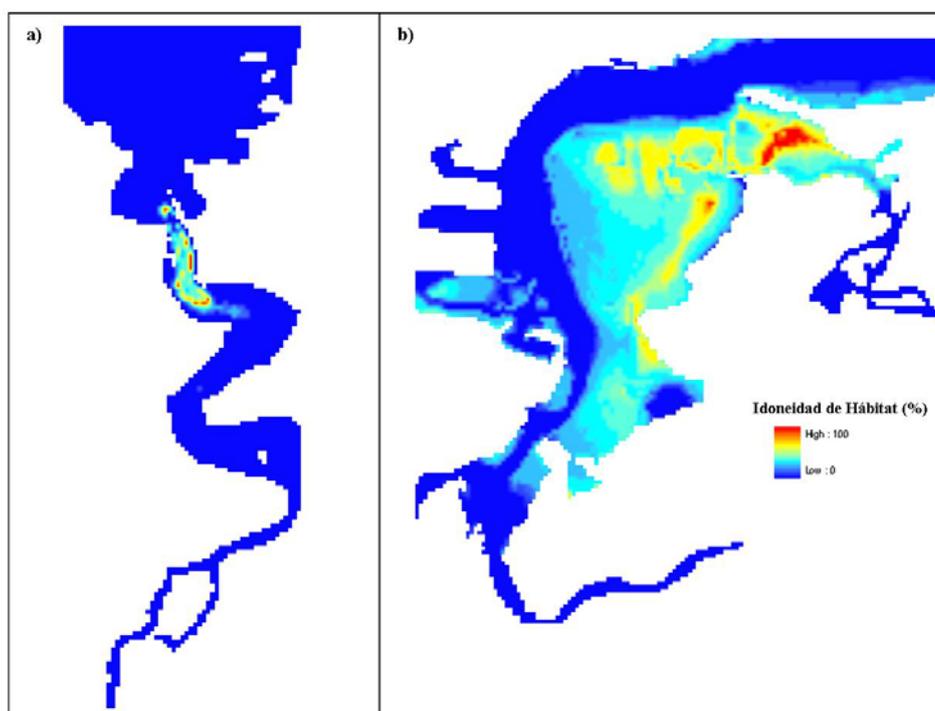


Figura IV. 10. Mapas de idoneidad del hábitat de *Zostera noltii* calculados con el método ENFA: a) Ría de San Martín de la Arena y b) Bahía de Santander.

De acuerdo con los resultados del modelo ENFA, las condiciones de referencia para la extensión del hábitat de *Zostera noltii* (idoneidad de hábitat $\geq 51\%$) es de 6.2 ha (~1% de la superficie del estuario) en la Ría de San Martín de la Arena y de 151.4 ha (~10% de la superficie total) en la Bahía de Santander.

4.3.2.2 Resultados del modelo MAXENT

La aplicación del modelo MAXENT identifica como principal factor condicionante de la distribución de *Z. noltii*, en las dos zonas de estudio, las características granulométricas del sedimento (fracción de arenas; Tabla IV. 5). Por el contrario, la concentración de sólidos en suspensión es la variable que tiene una menor contribución al modelo en ambos estuarios.

La bondad de ajuste del modelo en la Bahía de Santander fue buena (AUC = 0.861) y muy buena en la Ría de San Martín de la Arena (AUC = 0.995). Si bien el estadístico AUC difiere entre los modelos desarrollados para las dos zonas de estudio (Ría de San Martín de la Arena y Bahía de Santander), en ambos casos su bondad de ajuste fue muy superior a la registrada en los modelos anteriores.

Variable	Contribución al modelo (%)	
	San Martín de la Arena	Bahía de Santander
Salinidad	41,2	6,9
Sólidos en suspensión	1,2	0,01
Fracción de arenas	50,3	46,7
Velocidad máxima.	2,4	36,5
Calado máximo	5	9,9

Tabla IV. 5. Contribución de las variables ecogeográficas a los resultados del modelo MAXENT.

Los mapas de idoneidad de hábitat elaborados mediante la aplicación del modelo MAXENT permiten identificar un gradiente de idoneidad de hábitat en ambos estuarios, con transiciones suaves entre los espacios en los que la idoneidad es calificada como 0% y las superficies donde la idoneidad de hábitat es de, aproximadamente, el 100% (Figura IV. 11).

De acuerdo con el modelo, en la Bahía de Santander existe una mayor superficie óptima para el desarrollo del hábitat, que podría encontrarse a lo largo de todo el sistema. En la Ría de San Martín de la Arena, por su parte, el hábitat de *Zostera* se restringe a una pequeña superficie limitada a la bocana del estuario.

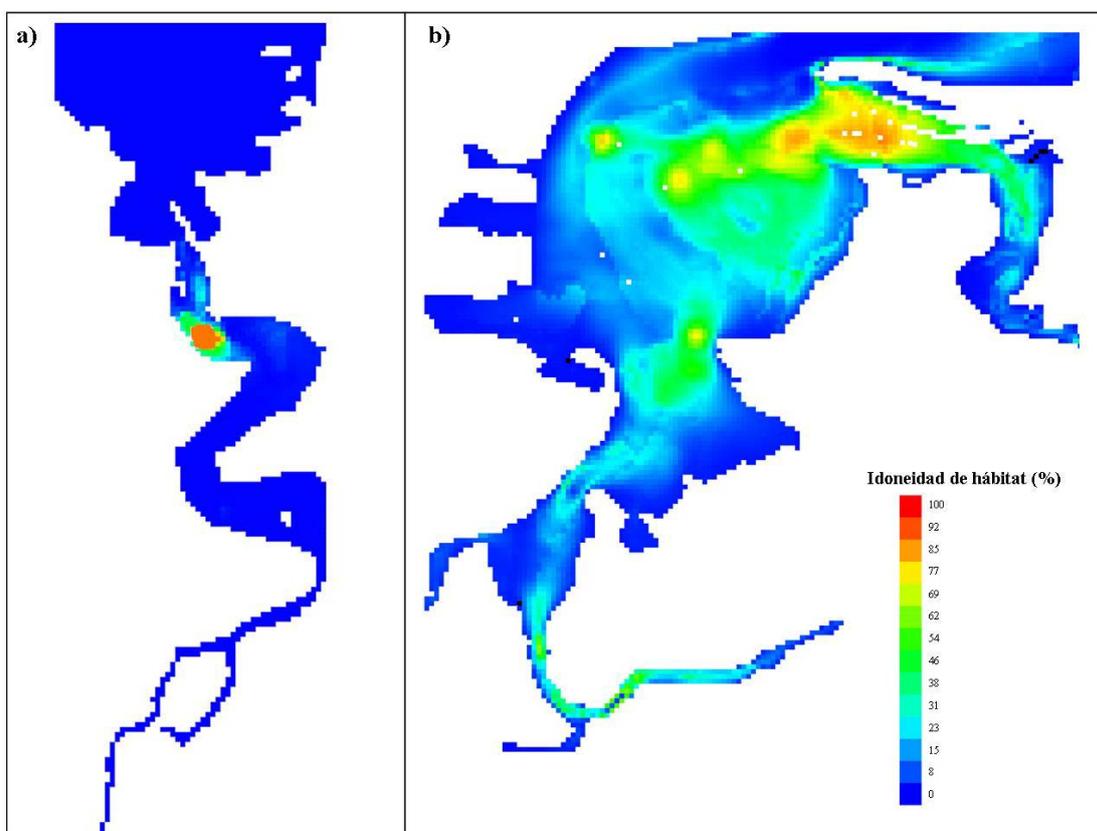


Figura IV. 11. Mapa de idoneidad de hábitat de *Zostera noltii* en a) la Ría de San Martín de la Arena y b) la Bahía de Santander, de acuerdo con los resultados del método MAXENT.

A partir de estos resultados, la condición de referencia para la extensión del hábitat (idoneidad de hábitat $\geq 51\%$) de *Zostera noltii* es de 281.2 ha ($\sim 15\%$ de la superficie del estuario) en la Bahía de Santander y 13.6 ha ($\sim 2\%$ de la superficie total estuarina) en la Ría de San Martín de la Arena.

4.3.3.3 Comparación entre métodos de cálculo de las condiciones de referencia

Tal y como se muestra en la Tabla IV. 6, las condiciones físicas de cada uno de los estuarios en las que ambos modelos reconocen la presencia de la especie son muy similares. No obstante, las diferencias entre los dos estuarios son notables, especialmente en el caso de la salinidad. Así, mientras que en la Bahía de Santander el hábitat potencial de *Z.noltii* se localiza en espacios euhalinos (salinidad $> 30\%$), en la Ría de San Martín de la Arena, caracterizada por su linealidad y una elevada influencia fluvial, el hábitat potencial de *Z.noltii* se sitúa en espacios mesohalinos (salinidad variable entre 5‰ y 18‰).

En este sentido, cabe destacar que, si bien las condiciones físicas identificadas por ambos modelos como condiciones óptimas para el desarrollo de la especie son muy

similares, las condiciones de referencia y, *por ende*, los umbrales definidos para la evaluación del estado de la extensión del hábitat de *Z. noltii*, difieren considerablemente en función del modelo utilizado (Tabla IV. 7).

Variable	Habitat potencial de <i>Z. noltii</i> en la Bahía de Santander		Habitat potencial de <i>Z. noltii</i> en la Ría de San Martín de la Arena	
	Modelo MAXENT	Modelo ENFA	Modelo MAXENT	Modelo ENFA
Salinidad (UPS)	(33.9 - 35.03)	(34.03 - 34.9)	(4.1 - 9.5)	(6.1 - 15.5)
S. Suspensión (mg/l)	(7.01 - 10.3)	(7.1 - 9.7)	(1.16 - 2.7)	(1.7 - 4.3)
Frac. Arenas (%)	(77.3 - 100)	(85.2 - 95.2)	(78.8 - 84)	(69.9 - 87.3)
Velocidad max. (m/s)	(0.1 - 0.2)	(0.1 - 0.2)	(0.2 - 0.47)	(0.2 - 0.65)
Calado max (m).	(5.4 - 7.6)	(5.4 - 6.7)	(3.3 - 7.3)	(4.4 - 8.7)

Tabla IV. 6. Rangos de variación de las variables predictoras en las zonas en condiciones de referencia, de acuerdo con los dos modelos de distribución potencial de especies.

Los umbrales establecidos a partir del cálculo de la idoneidad de hábitat con el modelo MAXENT son más restrictivos. Con base en dicho modelo, para la definición de un estado favorable de la extensión del hábitat es necesario mantener una superficie mínima de hábitat que duplica la establecida a partir del método ENFA (Tabla IV. 7).

Estuario	Método ENFA		Método MAXENT	
	Condición de Referencia (ha)	Umbral (ha) extensión favorable / no favorable	Condición de Referencia (ha)	Umbral (ha) extensión favorable / no favorable
Ría de San Martín	6.24	3.12	13.6	6.8
Bahía de Santander	151.4	75.7	281.2	140.6

Tabla IV. 7. Valores correspondientes a las condiciones de referencia de la extensión del hábitat de *Zostera noltii* en los estuarios de San Martín de la Arena y Bahía de Santander y umbrales para la valoración favorable de la misma.

4.3.4 Evaluación de la distribución del hábitat de *Zostera noltii*

En la Figura IV. 12 se representa la evolución de la superficie ocupada por *Zostera noltii* en la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena durante los últimos años, junto con los umbrales para la definición de una extensión favorable del hábitat, establecidos a partir del cálculo de la idoneidad de hábitat mediante los modelos ENFA y MAXENT.

A pesar de las diferencias en los umbrales de valoración establecidos con cada uno de los modelos de distribución potencial, el diagnóstico final de la distribución del hábitat de *Z. noltii* es independiente del modelo empleado. La extensión del hábitat de *Z. noltii* de la Bahía de Santander fue siempre superior al umbral de evaluación, lo que

determina su estado favorable. Por el contrario, en San Martín de la Arena, con independencia del modelo utilizado, el diagnóstico de la extensión del hábitat de *Zostera noltii* fue no favorable.



Figura IV. 12. Evolución de la superficie de *Zostera noltii* en la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena en el período 2005-2011 con indicación de los umbrales del estado favorable establecidos por los modelos MAXENT y ENFA.

4.4 DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados expuestos en apartados anteriores, en este capítulo se ha comprobado la aplicabilidad de una metodología de evaluación de la distribución de los hábitats litorales basada en la utilización de modelos predictivos. Asimismo, la propuesta metodológica desarrollada ha permitido realizar una valoración cuantitativa y robusta de la extensión de un hábitat litoral, incluso en aquellas situaciones en las que se carece de datos históricos y/o ambientes prístinos en los que basar las condiciones de referencia del diagnóstico.

Sin embargo, pese a que la aproximación metodológica desarrollada ha dado respuesta a los objetivos de este capítulo, es necesario poner de manifiesto ciertos aspectos,

relacionados con la selección del modelo predictivo y de las variables ecogeográficas, que pueden condicionar la evaluación final de la distribución de los hábitats litorales.

Tal y como se enunció en la introducción de este trabajo, la utilización de modelos numéricos basados, exclusivamente, en datos sobre la presencia de una especie, permiten obviar errores asociados a las incertidumbres sobre la información de ausencias pero, en contraposición, pueden derivar en una sobreestimación de su área de distribución (Brotons et al., 2004). Por ello, la elección del modelo numérico a utilizar es un aspecto crucial en el proceso de evaluación de la extensión de los hábitats. Esta relevancia se ha puesto de manifiesto en la aplicación de los modelos ENFA y MAXENT para el cálculo de las condiciones de referencia de la distribución del hábitat de *Z. noltii*, en los estuarios de la Bahía de Santander y San Martín de la Arena. A pesar de las similitudes en los resultados de ambos modelos (Tabla IV. 6), las condiciones de referencia y los umbrales de valoración calculados por uno u otro método resultan muy dispares (Tabla IV. 7). Así, la utilización de un modelo u otro podría incluso condicionar el diagnóstico final de la extensión de un hábitat.

Acorde a los resultados obtenidos por diversos autores (Elith et al., 2006; Li et al., 2009; Tittensor et al., 2009; Tong et al., 2012), los valores del estadístico AUC confirman que la robustez del modelo MAXENT es superior a la del modelo ENFA. Esto indica que mediante la utilización del modelo MAXENT se incrementa la capacidad de discriminar entre el hábitat idóneo y no idóneo para la especie. Incluso en aquellos casos en los que la información disponible sobre la presencia de la especie resulta escasa, tal y como es el caso de la Ría de San Martín de la Arena, donde tan sólo existe una pequeña mancha de *Z.noltii* situada en su desembocadura, el modelo MAXENT realiza una buena discriminación del hábitat potencial de la especie (Pearson et al., 2007). De este modo, las diferencias en los valores registrados mediante ambas aproximaciones parecen deberse a una infravaloración asociada al uso del modelo ENFA y no a una sobreestimación del modelo MAXENT.

Así, el modelo de distribución potencial de las especies MAXENT presenta una mayor fiabilidad (mayor robustez de los resultados) y aplicabilidad (software de aplicación más sencilla) que el método ENFA. Por ello, con el objeto de garantizar el desarrollo de una propuesta de evaluación de la extensión de los hábitats litorales cuantitativa, robusta y viable para la gestión de los espacios Natura 2000, se propone la utilización del modelo numérico MAXENT para el cálculo de la extensión de los hábitats litorales.

Por otro lado, una vez seleccionado el modelo numérico de distribución potencial de las especies, otro de los elementos decisivos en el proceso de evaluación de la extensión es la elección de las variables ecogeográficas que van a ser utilizadas en el modelo como variables predictoras (Lenihan, 1993; Prentice et al., 1992; Woodward, 1987).

Los resultados de un mismo modelo pueden variar en función de las variables seleccionadas y su resolución espacial y/o temporal. En este sentido, la utilización de datos promediados en la última década ha podido condicionar los rangos de salinidad registrados en el estuario de San Martín de la Arena (4.1-15.5 UPS; Tabla IV. 6). Al menos, tres de las campañas de toma de muestras se realizaron en fechas próximas (dentro de los cinco días posteriores) a importantes avenidas fluviales, en las que el caudal fluvial registró volúmenes que, como mínimo, quintuplicaron el caudal medio diario de este río (aproximadamente, $23\text{m}^3/\text{s}$; CHC): $282\text{m}^3/\text{s}$ en marzo de 2007; $140\text{m}^3/\text{s}$ en abril de 2008; $250\text{m}^3/\text{s}$ en junio de 2008; lo que ha podido disminuir, drásticamente, los valores medios de salinidad del sistema. Por otro lado, la resolución espacial de los datos, cuyo tamaño de celda fue de 50 m, pudo condicionar los resultados de velocidad máxima registrados, igualmente, en el estuario de San Martín (0.65 m/s), donde el hábitat potencial de *Z.noltii* se localizó adyacente a la canal principal del estuario, donde se alcanzan velocidades máximas de 1.1 m/s .

En cualquier caso, de acuerdo con las aproximaciones llevadas a cabo por van Katwijk et al. (2009) y van der Heide et al. (2009) en el norte de Europa, la aplicación de los modelos de idoneidad de hábitat en la Bahía de Santander y San Martín de la Arena reconocen como variables condicionantes de la distribución de *Zostera* a la salinidad de la columna de agua, la velocidad de las corrientes y el calado máximo (variable relacionada con la atenuación de la luz). En todos los casos, dichas variables (Tabla IV. 6) presentan valores equivalentes a los propuestos por la bibliografía. Por ejemplo, la velocidad de las corrientes se sitúan entre valores mínimos de 0.1 m/s (Fonseca and Kenworthy, 1987) y valores máximos inferiores a 1.5 m/s (Fonseca et al., 1982); mientras que la salinidad muestra un mayor rango de variación, desde ambientes euhalinos a oligomesohalinos (van Katwijk et al., 2009).

Sin embargo, pese a encontrarse dentro de los rangos establecidos por la bibliografía, las diferencias registradas en cada una de las variables ecogeográficas entre los dos estuarios objeto de estudio, en los lugares definidos como condiciones de referencia, son lo suficientemente pronunciadas como para imposibilitar la definición de unos umbrales generales, extrapolables al conjunto de los estuarios cantábricos. Por ello, con el objeto de evaluar el estado del hábitat de *Zostera noltii* en el conjunto de la Red Natura 2000 en Cantabria, los modelos deberían aplicarse en cada uno de los estuarios

de la red. De este modo, los diferentes estuarios podrían presentar unas condiciones de referencia y unos umbrales de valoración específicos y característicos y, *por ende*, una evaluación final del hábitat independiente en cada uno de ellos.

De cara a la gestión de los espacios, la evaluación independiente de la distribución del hábitat en cada una de las zonas de estudio posibilitará la sencilla definición de medidas de gestión específicas para un hábitat en una determinada localización, o estuario. En el caso de los hábitats segregados, como es el caso del hábitat de *Zostera*, este enfoque resulta ventajoso frente a una evaluación única del estado de la distribución del hábitat en el conjunto de la Red Natura 2000, la cual podría llegar a enmascarar problemas puntuales que derivasen en la pérdida del hábitat en una localización concreta.

Finalmente, en relación a la propia metodología propuesta para la evaluación de la extensión de los hábitats litorales, cabe señalar que el establecimiento del umbral de valoración favorable/no favorable de la extensión de los hábitats como una desviación del 50% respecto de su condición de referencia, permite introducir objetivos de conservación realistas en la gestión de los espacios Natura 2000. De este modo, se evitan unas predicciones excesivamente optimistas (tomando como objetivo, por ejemplo, la condición de referencia) que puedan derivar en una sobrevaloración de los costes de las estrategias de conservación (Araújo and Williams, 2000), abocándolas al fracaso.

A pesar de que este umbral parece resultar un valor muy tolerante, los resultados de la aplicación de la propuesta metodológica al hábitat de *Zostera noltii* han permitido, además de testar la aplicabilidad de la metodología, comprobar su capacidad de discriminación entre el estado favorable y no favorable de la distribución de un hábitat. En este sentido, los resultados mostraron un diagnóstico desfavorable de la extensión del hábitat de *Zostera* en la Ría de San Martín de la Arena, donde gran parte de su superficie potencial se encuentra colonizada por algas verdes, mientras que el diagnóstico en la Bahía de Santander fue favorable.

Este diagnóstico resulta coherente con la identificación de la contaminación como uno de los principales factores de estrés para las comunidades de *Zostera* (Cabaço et al., 2008; Duarte, 2002; Orth and Carruthers, 2006). En este sentido, las elevadas tasas de contaminación del estuario de San Martín (Besada et al., 2010; Irabien et al., 2008; Puente and Diaz, 2008), junto con las alteraciones hidrodinámicas existentes en el mismo, favorecen la degradación de los lechos de fanerógamas marinas (Delgado et al., 1997; Fonseca and Bell, 1998), como consecuencia de la disminución de la calidad del agua y de los sedimentos. Igualmente, un incremento en la contaminación estuarina

provoca la proliferación de macroalgas oportunistas (Bricker et al., 2003) en las proximidades de la canal del estuario, hábitat potencial de *Zostera noltii*, lo que disminuye la capacidad de penetración de la luz en la columna de agua (Nielsen et al., 2002; Twilley et al., 1985) y favorece la competencia por un mismo nicho. Por el contrario, en la Bahía de Santander, donde en el año 2001 se puso en funcionamiento un saneamiento integral que supuso el cese de los vertidos urbanos e industriales al estuario, con la consecuente mejoría en la calidad de las aguas y los sedimentos (Echavarri, 2007), el estado de la extensión del hábitat de *Z.noltii* resulta favorable a lo largo de todo el periodo de estudio (años 2005-2011), observándose incluso un incremento en la superficie ocupada por dicho hábitat. Esto resulta equiparable a lo sucedido en los estuarios del País Vasco, donde la mejoría de las condiciones ambientales de los estuarios favorece la recuperación de las comunidades de *Zostera* (Valle et al., 2010).

A modo de síntesis, es posible concluir que el empleo de modelos numéricos en la evaluación del estado de la distribución de un hábitat permite solventar los problemas asociados a la ausencia de información (Chefaoui et al., 2005; Linden et al., 2011; Roloff et al., 2001). Por un lado, los modelos de distribución potencial de las especies permiten definir las condiciones de referencia en aquellos casos en los que se carece de datos históricos y/o condiciones prístinas (European Commission, 2000b). Por otro lado, estos modelos resultan igualmente efectivos para la estimación de la superficie actual de un hábitat (Mücher et al., 2009), lo que permite disminuir los costes asociados a los métodos tradicionales de cálculo de la distribución de los hábitats (p.e. cartografiado basado en trabajo de campo) y realizar un diagnóstico fiable basado en series de datos más sencillas a las necesarias para la aplicación de otras propuestas metodológicas (p.e. propuesta metodológica de cálculo de la extensión de los hábitats desarrollada por IH Cantabria, 2011).

Capítulo V

Selección de indicadores para la evaluación de la estructura y composición del Sistema Dunar

La vegetación del sistema playa-duna presenta una distribución muy específica en bandas, o estratos diferenciados (playa, duna primaria, duna secundaria y duna terciara), como respuesta a los requerimientos ambientales de las diferentes comunidades vegetales (p.e. estabilidad del sustrato, velocidad del viento, spray salino; Moreno-Casasola et al., 1982; Sykes and Wilson, 1991; Thompson and Webber, 2003).

Los estratos inferiores del sistema, correspondientes a la interfase playa-duna, muestran una dinámica sedimentaria estrechamente ligada a la presencia de restos

vegetales (arribazón) acumulados en la franja costera. Estos acúmulos vegetales favorecen el mantenimiento y estabilización de la línea de costa mediante: *i*) la disminución de los procesos erosivos (Hemminga and Duarte, 2000; Roig and Martín, 2005), y *ii*) la potenciación de los procesos de sedimentación (Hemminga and Nieuwenhuize, 1991). La combinación de ambos factores favorece la formación de sistemas dunares debido a su función como *trampa* de sedimentos (Garau, 2006; Hemminga and Nieuwenhuize, 1990). Por otro lado, la existencia de restos vegetales parece contribuir al mantenimiento de la vegetación dunar, mediante el aporte de una elevada cantidad de nutrientes (Balestri et al., 2006).

A pesar de los beneficios asociados a la presencia del arribazón, la apreciación de estos restos vegetales como residuos y suciedad, por parte de los usuarios de las playas, ha potenciado la sistematización de la limpieza mecánica de la línea de costa (retirada de basuras y cepillado de las arenas), con la consiguiente retirada sistemática de restos vegetales (arribazones de macroalgas y fanerógamas marinas, maderas, etc), así como de propágulos de vegetación dunar y organismos invertebrados (Defeo et al., 2009).

La consecuencia directa de la limpieza de la playa es una disminución, no sólo de las formaciones vegetales (Nordstrom et al., 2007; Nordstrom et al., 2006) y los aportes de nutrientes, sino del propio volumen de la playa (Servera and Martín-Prieto, 1996) y cambios en la morfología del frente dunar (Roig and Martín, 2005), que pueden favorecer, asimismo, la disminución de las concentraciones de componentes bioquímicos (materia orgánica y nutrientes) en el sedimento (Incera et al., 2003).

En el caso de los estratos superiores del sistema dunar, la dinámica se encuentra condicionada por la disponibilidad de sedimento, y su tamaño de grano, y las características del viento superficial (Ley et al., 2007), que genera el transporte del sedimento desde la playa hacia el interior. La existencia de vegetación (Packham and Willis, 1997) y obstáculos topográficos incrementan el rozamiento, lo que disminuye la velocidad eólica e inicia el depósito y acumulación de la arena.

Uno de los principales factores de alteración de los estratos dunares superiores es el uso tradicional de los sistemas dunares como fuente de áridos para la construcción. Esto conlleva la transformación de un sistema dunar activo en un sistema inestable en formación (Hesp, 1991), con los consecuentes cambios en la composición específica de la comunidad dunar (García-Mora et al., 1999). Asimismo, la alteración topográfica del sistema, asociada a la extracción del sedimento, provoca cambios en la distribución y desarrollo de los grupos funcionales de la vegetación dunar (Feagin and Wu, 2007). No obstante, las políticas de conservación del litoral han derivado en la supresión de estos procesos de extracción y, en la actualidad, los principales factores de alteración de las

comunidades dunares, en los estratos superiores, se encuentran relacionados con la compactación del terreno (Kutiel et al., 1999; Schlacher and Thompson, 2008) y la pérdida de vegetación derivada del tránsito, tanto pedestre como de vehículos (Groom et al., 2007; Kutiel et al., 1999; Liddle and Grieg-Smith, 1975).

Tal y como describe Kuss (1986), el tránsito, y consiguiente pisoteo, ocasiona dos tipos diferentes de impactos sobre el crecimiento y regeneración de la vegetación. Por un lado, de forma directa, produce lesiones mecánicas sobre las hojas, tallos, raíces y brotes de la vegetación, ocasionando alteraciones en los procesos fotosintéticos y en los flujos de energía de las plantas, que deben destinar parte de la misma a la restauración y reparación de los tejidos dañados. Por otro lado, el tránsito produce la alteración del sustrato, que es compactado, lo que deriva en la transformación de procesos asociados a las raíces, que ven limitada su capacidad de elongación, tales como la translocación y la captación de nutrientes. Del mismo modo, la compactación del terreno se encuentra asociada a una disminución en la disponibilidad de nutrientes (Breland and Hansen, 1996; Whisler et al., 1969). No debe ser obviado, asimismo, un tercer impacto derivado indirectamente del tránsito: la dispersión de especies invasoras, que es favorecida por la presencia de sendas, carreteras y aparcamientos (Jorgensen and Kollmann, 2008).

La combinación de estos impactos se resume en la modificación de la sucesión natural de las comunidades que forman el sistema dunar (Duffey, 1967), produciendo alteraciones en la distribución y en la estructura y composición de los estratos dunares e incluso su eliminación (Burden and Randerson, 1972).

En este contexto de degradación y conservación de los sistemas dunares, en los últimos años han surgido numerosas propuestas de evaluación del estado de la vegetación dunar, habitualmente basados en la valoración cualitativa de parámetros tan dispares como son el cambio de la cobertura vegetal en la última década, la presencia de conejos o la conectividad del paisaje (Arens and Wiersma, 1994; García et al., 2009; Martín-Prieto et al., 2007). En este sentido, en la actualidad no existe un procedimiento cuantitativo de evaluación del estado de la estructura y composición dunar que haya sido consensuado y aceptado por la comunidad científica.

5.1 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Tal y como se ha expuesto anteriormente, las principales presiones derivadas del uso lúdico-recreativo de las playas (limpieza y tránsito) pueden ejercer un importante papel en el mantenimiento del estado de la vegetación dunar. En este marco, se establece como hipótesis de partida que el sistema de evaluación del estado de la estructura y

composición de la vegetación dunar debe integrar elementos de análisis que respondan a un gradiente en estas presiones.

El objetivo general de este capítulo es definir las variables biológicas y/o fisico-químicas que permitan evaluar el estado de la estructura y composición de los hábitats dunares. Este objetivo general se desarrolla a través de los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los patrones espaciales de variables biológicas que permitan caracterizar la composición y estructura de la vegetación dunar, y de variables fisico-químicas del sedimento.
- Evaluar la respuesta de las variables biológicas y fisico-químicas frente a la limpieza sistemática de las playas y al tránsito pedestre del sistema dunar.

La consecución de estos objetivos se alcanzará mediante la ejecución de dos diseños experimentales. Cada uno de estos procedimientos analiza la respuesta de los diferentes estratos de la vegetación dunar frente a las principales presiones derivadas del uso turístico de las playas: la limpieza (apartado 5.3) y el tránsito pedestre (apartado 5.4).

5.2 ZONA DE ESTUDIO

La experimentación diseñada para dar respuesta a los objetivos de este capítulo se llevó a cabo en las playas de Valdearenas y El Puntal (Figura V. 1). Estos arenales se caracterizan por la existencia de dos de los sistemas dunares longitudinales de dunas eólicas más relevantes del norte de la Península Ibérica. La formación de ambos cordones dunares se encuentra favorecida por la persistencia de vientos dominantes de dirección NW y la convergencia de dos corrientes opuestas: la corriente litoral y la corriente fluvial de los ríos Pas y Miera, respectivamente, lo que condiciona, por un lado, su composición de sedimentos mixtos de origen fluvial (silíceos) y mareal (bioclastos) y, por otro, una disposición característica que avanza de Este a Oeste.

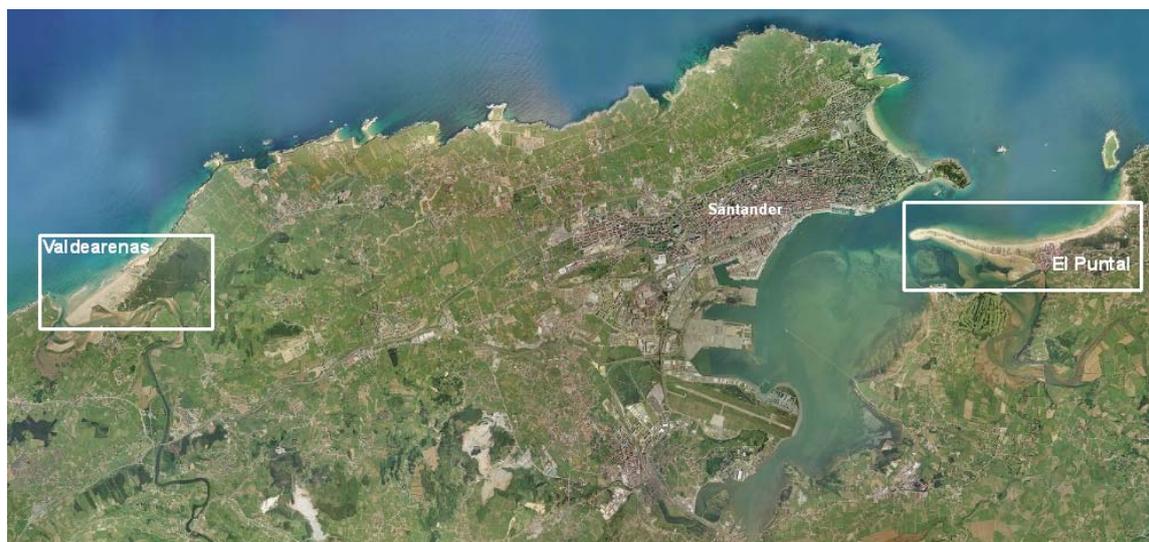


Figura V. 1. Localización de los sistemas dunares objeto de estudio.

Otra de las singularidades de ambos arenales reside en su ubicación dentro de espacios de la red de Espacios Naturales Protegidos de Cantabria (Ley 4/2006 de Conservación de la Naturaleza de Cantabria). La playa de Valdearenas forma parte del LIC Dunas de Liencres y Estuario del Pas y del Parque Natural de las Dunas de Liencres, y el El Puntal forma parte del LIC Dunas del Puntal y Estuario del Miera.

Asimismo, debido a su localización en espacios de elevada fragilidad paisajística, así como a una notable naturalidad, las dos playas (Valdearenas y El Puntal) han sido clasificadas como playas rurales por el Plan de Ordenación del Litoral de Cantabria (Ley 2/2004).

Los valores naturales y paisajísticos de ambos arenales, y su proximidad a Santander (principal núcleo urbano del litoral de la región), condicionan el elevado interés turístico y la importante afluencia estival de estos enclaves. Esta circunstancia determina que, además de estar sometidos a una limpieza diaria durante la época estival (mayo-septiembre), su configuración se caracterice por presentar numerosas sendas creadas bien por los organismos gestores, con el objeto de canalizar el tránsito pedestre y minimizar así su presión sobre el sistema litoral, bien espontáneamente por los usuarios en su camino hacia los puntos de recreo.

5.3 RESPUESTA DE LA VEGETACIÓN DUNAR FRENTE A LA LIMPIEZA SISTEMÁTICA DE LAS PLAYAS

Tal y como se ha expuesto en apartados anteriores, el objetivo general de este capítulo es definir las variables biológicas y físico-químicas que permitan evaluar la estructura y composición de las comunidades vegetales de los sistemas dunares.

Con este objeto, se diseñó un procedimiento experimental que permitiera describir las características biológicas y físico-químicas de los estratos inferiores (playa, preduna y duna primaria) del sistema dunar, así como analizar su posible respuesta frente a la limpieza sistemática de las playas. Cabe destacar que, en el marco de este trabajo, el límite superior del estrato playa se situó en el límite de la PMVE (c.f. GIOC, 1999), considerándose como preduna la superficie de arena seca situada entre dicho límite y la duna primaria bien desarrollada (c.f. IH Cantabria, 2011). A continuación se describe el procedimiento experimental y los resultados derivados del mismo.

5.3.1 Diseño experimental

El experimento diseñado inicialmente para analizar los efectos de la retirada de depósitos mareales, mediante la limpieza sistemática de las playas, se desarrolló en los meses de junio a agosto del año 2009 en los sistemas dunares de Valdearenas y El Puntal. En su diseño inicial se manipuló, de forma controlada, el hábitat playa-preduna de los dos sistemas dunares estudiados. Para ello, se identificó una zona sometida a las acciones de limpieza de la playa y una zona control, en la que se restringió la acción de los servicios de limpieza.

A pesar de disponer de los permisos necesarios, e identificar la zona de estudio, los trabajos de limpieza del arenal de El Puntal alteraron la zona control de este sistema dunar. Este episodio condujo a un rediseño del experimento, que finalmente se llevó a cabo únicamente en el sistema dunar de Valdearenas.

En el diseño final (Figura V. 2) se delimitaron un total de 40 unidades experimentales, de 40m² cada una (10 x 4m), distribuidas en dos espacios de trabajo, separados entre sí una distancia de, al menos, 25 metros. Uno de los dos espacios de trabajo se utilizó como espacio control y el otro fue sometido a un proceso de limpieza sistemática de la playa. La selección del espacio control y el espacio sometido a limpieza fue aleatoria.

Con el objeto de que la limpieza se realizase de forma controlada, se restringió el acceso de los servicios municipales de limpieza a toda la superficie de trabajo (control

y tratamiento). La limpieza se llevó a cabo mediante el rastrillado del sedimento y la retirada de los depósitos mareales en el estrato playa, simulando las tareas de mantenimiento desarrolladas por los servicios municipales de limpieza, que limitan su acción a este estrato.

Tal y como se indica en la Tabla V. 1, se delimitaron 21 unidades experimentales en el espacio control (siete en cada estrato dunar) y 19 unidades experimentales en el espacio de trabajo sometido a la limpieza de la playa.

	Número de Unidades Experimentales		
	Playa	Preduna	Duna primaria
Unidades control	7	7	7
Unidades sometidas a tratamiento	7	6	6
Total	14	13	13

Tabla V. 1. Distribución de las unidades experimentales en los tres niveles dunares.

La señalización de cada una de las unidades experimentales se realizó mediante la inserción de una vara de madera de 0.5m de longitud en la arena, no visible en superficie, en una de las esquinas de la unidad experimental. De cada vara, enganchado mediante un sedal, sobresalía un único testigo visible en superficie (Figura V. 3).

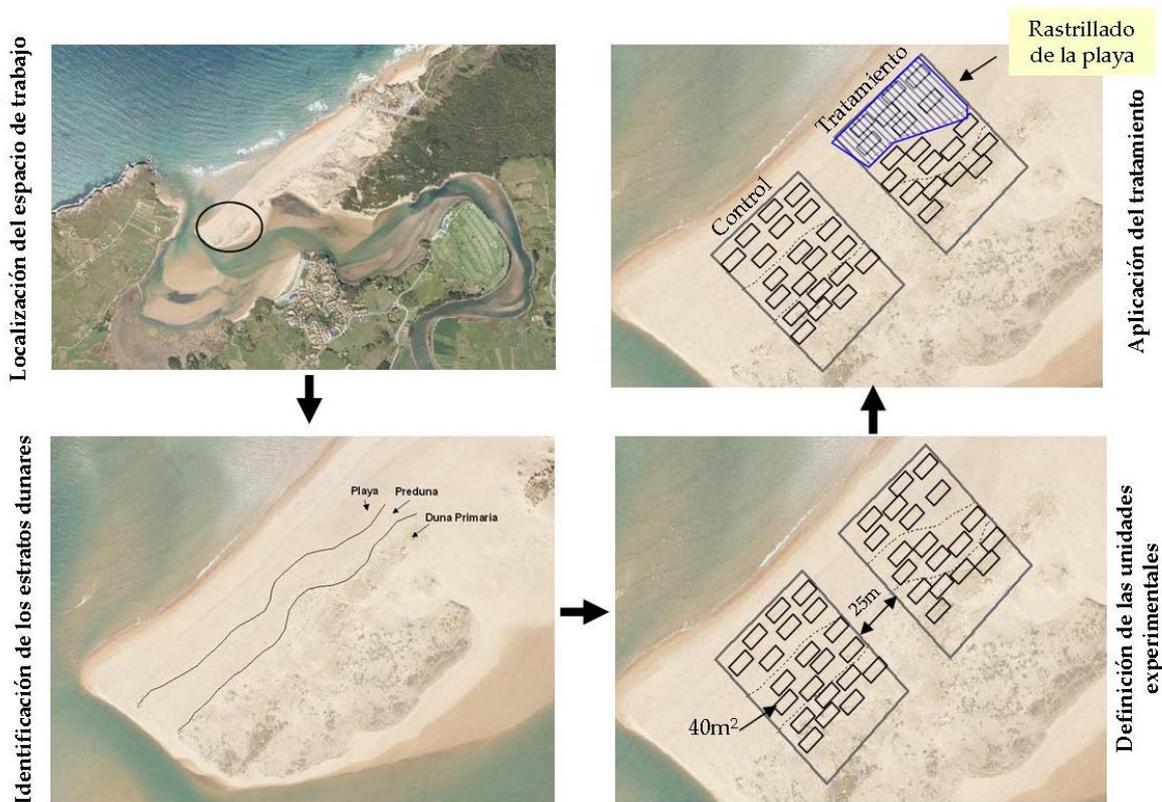


Figura V. 2. Esquema del diseño experimental.

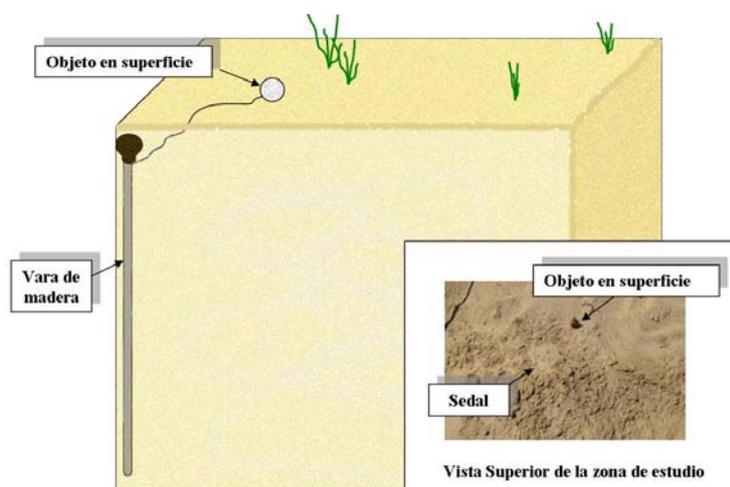


Figura V. 3. Señalización de cada unidad experimental.

5.3.2 Variables analizadas

Para evaluar la estructura y composición de la vegetación del sistema dunar, y cuantificar los efectos producidos por la limpieza sistemática de la playa sobre los estratos inferiores del sistema, en cada una de las 40 unidades experimentales establecidas se analizaron las siguientes variables relacionadas con sus características biológicas y físico-químicas:

- **Riqueza de especies.** Por un lado, se llevó a cabo la identificación taxonómica, a nivel de especie, de la vegetación existente en cada unidad experimental. Por otro, se realizó una diferenciación entre vegetación característica del sistema dunar (Figura V. 4), correspondiente a las especies de las clases *Ammophiletea arenariae* Br.-Bl. & Tüxen ex Westhorff, Dijk & Passchier, 1946 y *Cakiletea maritima* Tüxen & Preising ex Br.-Bl. & Tüxen, 1952 (Lorient and González, 1974), y la vegetación no característica, entendiendo como tal la vegetación ruderal y/o alóctona (Valdeolivas et al., 2005), así como especies propias de otros ambientes;
- **Abundancia vegetal.** Esta variable se cuantificó a través de dos aproximaciones distintas y complementarias:
 - i) la **cobertura**, calculada como el porcentaje de la superficie de la unidad experimental (40m^2) cubierta por los órganos aéreos de la vegetación, y
 - ii) la densidad, estimada a partir de la **frecuencia de aparición de vegetación**. Para ello, se realizó una división de la unidad experimental en cuadrículas de $1 \times 1\text{m}$ (40 cuadrículas/unidad experimental), y se cuantificó el número de cuadrículas en las que existía vegetación enraizada.

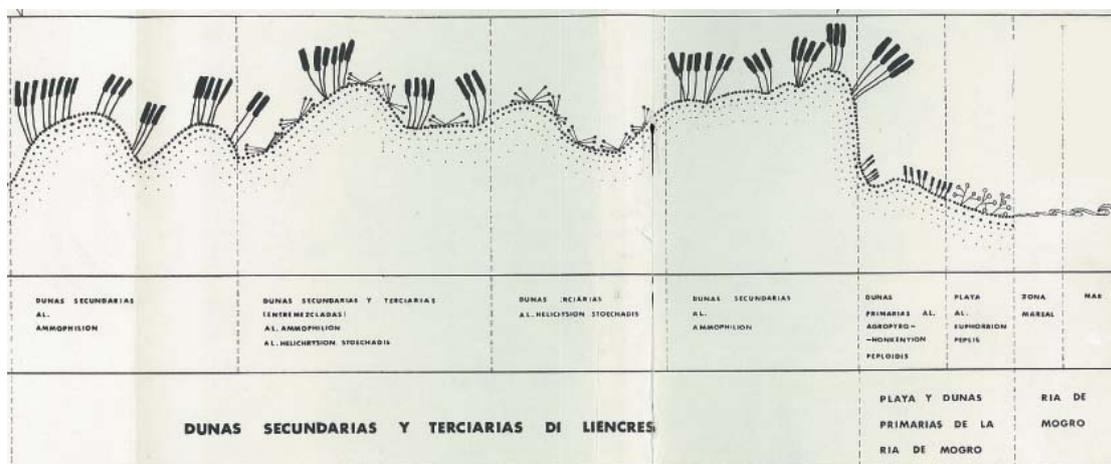


Figura V. 4. Distribución de la vegetación en el sistema dunar de Valdearenas (Loriente and González, 1974).

- **Materia orgánica** del sedimento, estimada mediante la técnica de gravimetría de volatilización (Norma UNE-EN 13039-1), tras la ignición de 10gr de sedimento a una temperatura de 500°C.

5.3.3 Análisis de los datos

Con el objeto de caracterizar la estructura y composición vegetal, así como las características físico-químicas del sedimento, se realizó un análisis descriptivo de las cinco variables cuantificadas en las unidades experimentales control y sometidas a tratamiento, en cada uno de los tres estratos analizados (playa, preduna y duna primaria).

De forma previa a la selección de los tests estadísticos a realizar, se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, y la homogeneidad de varianzas, con base en la prueba de Levene (Levene, 1960). En ambos casos se consideró un nivel de significación (α) de 0.05 (Figura V. 5).

Para identificar las variables con patrones de respuesta similares frente a la alteración derivada de la limpieza de las playas, y así poder evitar redundancias en la selección de indicadores del estado de conservación de los hábitats dunares, se efectuó un análisis de correlación de Spearman (Ecuación 4) entre las variables analizadas. La correlación fue considerada significativa para $p < 0.05$ y muy significativa para $p < 0.01$. Se estableció que los resultados de dos variables eran redundantes cuando entre ellas existía un coeficiente de correlación mayor o igual a 0.75.

Para evaluar el efecto de la limpieza de la playa sobre los diferentes estratos (playa, preduna y duna primaria), se realizó un análisis de la varianza de las variables biológicas y físico-químicas cuantificadas, entre las unidades control y las sometidas a tratamiento.

El análisis de la varianza se efectuó a través del test U de Mann-Whitney de una vía (Ecuación 5), utilizando como niveles de significación $p < 0.05$ y $p < 0.01$. La hipótesis nula considera que ambas muestras provienen de una población con igual mediana. Para la realización de esta prueba se definió como variable independiente la limpieza de la playa y como variables dependientes cada una de las variables cuantificadas, de modo que el rechazo de la hipótesis nula determinará la existencia de un efecto de la limpieza de la playa sobre la variable.

$$R_s = 1 - \frac{6 \sum D^2}{n(n^2 - 1)} \quad (\text{Ec.4})$$

donde, n es el tamaño de la muestra, es decir, el número de parejas de medidas; y D es la diferencia entre los estadísticos de dichas parejas.

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1 + n_2)}{2} - \sum R_1 \quad (\text{Ec.5})$$

$$U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2 + n_1)}{2} - \sum R_2$$

donde, U_1 y U_2 son los valores estadísticos de la prueba U Mann-Withney; n_1 es el tamaño de la muestra 1, n_2 es el tamaño de la muestra 2; R_1 es el sumatorio de los rangos de la muestra 1 y R_2 es el sumatorio de los rangos de la muestra 2.

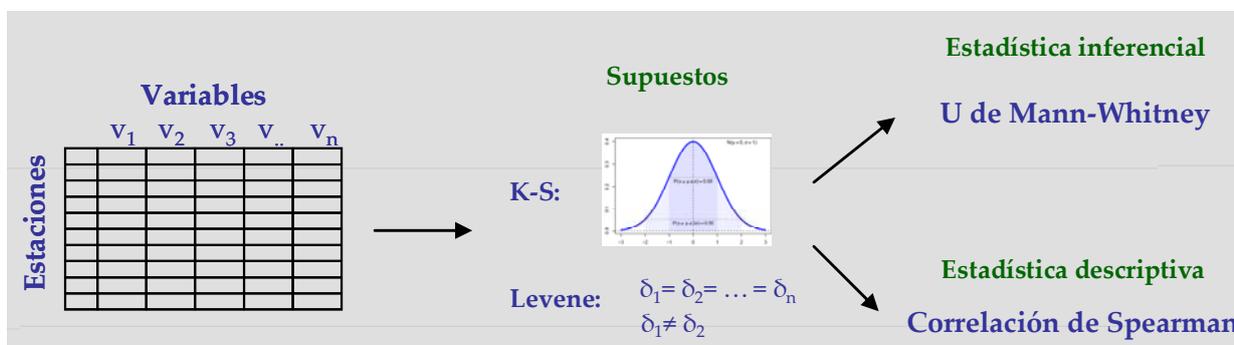


Figura V. 5. Análisis estadísticos realizados.

La aplicación de los diferentes análisis estadísticos utilizados se realizó mediante el tratamiento de los datos en los programas informáticos SPSS (PASW Statistics 18) y STADISTICA (v.6).

5.3.4 Resultados

5.3.4.1 Caracterización de los patrones espaciales de las variables biológicas y físico-químicas en los estratos inferiores del sistema playa-duna

En el sistema playa-duna de Valdeareñas se identificaron un total de 14 especies de vegetación (Tabla V. 2): 10 especies características de la zona de playa, preduna y duna primaria, y cuatro especies ruderales y/o características de otros ambientes. Es destacable la ausencia de especies alóctonas.

Especie	Playa		Preduna		Primaria	
	Control	Tratamiento	Control	Tratamiento	Control	Tratamiento
<i>Cakile maritima</i> (*)	x	x	x		x	x
<i>Salsola kali</i> (*)	x	x	x		x	
<i>Eryngium maritimum</i> (*)	x	x	x	x	x	x
<i>Euphorbia paralias</i> (*)			x	x	x	x
<i>Elymus farctus</i> (*)	x		x	x	x	x
<i>Honkenia peploides</i> (*)						x
<i>Calystegia soldanella</i> (*)		x			x	x
<i>Crithmum maritimum</i>	x			x		
<i>Ammophila arenaria</i> (*)					x	
<i>Beta maritima</i> (*)		x				
<i>Raphanus raphanistrum</i>	x	x	x	x		
<i>Agrostis stolonifera</i>	x		x			
<i>Salix atrocinerea</i>			x			
<i>Pancreatium maritimum</i> (*)			x			

(*) Especies características del sistema playa-duna.

Tabla V. 2. Especies de vegetación identificadas en las unidades experimentales del sistema dunar de Valdeareñas.

En las estaciones control de los tres estratos dunares, los resultados de las variables biológicas responden a un patrón asociado a la complejidad del estrato dunar (Tabla V. 3). La preduna y duna primaria registraron los valores máximos de riqueza total y riqueza de especies características (7 y 6 especies, respectivamente). En la duna primaria también se cuantificaron los valores máximos de cobertura vegetal y frecuencia de vegetación. Estos valores de abundancia responden, fundamentalmente, a la amplia representación de las especies *Elymus farctus* y *Eryngium maritimum* en las unidades experimentales de la duna primaria. Tal y como cabía esperar, los valores

mínimos de riqueza (total y de especies características) y de abundancia vegetal (cobertura y frecuencia) se cuantificaron en el estrato playa.

El porcentaje de materia orgánica en el sedimento no mostró un patrón asociado al estrato dunar, con valores próximos al 1% en el conjunto de las zonas de estudio.

Estrato	Unidad experimental	Riqueza total	Riqueza especies características	Cobertura vegetación (%)	Frecuencia vegetación	Materia orgánica (%)
Playa	1	3	3	1	5/40	1,43
	2	5	3	2	9/40	0,93
	3	3	3	2	7/40	1,14
	4	5	4	2,5	12/40	1,2
	5	3	2	3	14/40	****
	6	5	4	3	18/40	****
	7	5	4	3	14/40	****
Preduna	1	7	5	25	21/40	1,32
	2	6	5	10	20/40	1,04
	3	2	2	20	18/40	1,09
	4	4	4	25	33/40	1,05
	5	4	3	15	29/40	****
	6	4	4	10	25/40	****
	7	3	3	45	39/40	****
Duna Primaria	1	4	4	65	40/40	1,44
	2	6	6	70	40/40	1,41
	3	5	5	70	40/40	0,87
	4	3	3	55	40/40	1,62
	5	5	5	65	40/40	****
	6	3	3	65	40/40	****
	7	4	4	45	40/40	****

(*** Sin datos)

Tabla V. 3. Resultados de riqueza, riqueza de especies características, abundancia (cobertura y frecuencia de vegetación) y materia orgánica en las diferentes unidades experimentales control (40m²).

5.3.4.2 Análisis de correlación entre las variables analizadas

Los análisis de correlación (Tabla V. 4) mostraron una relación significativa ($p < 0.05$) y/o muy significativa ($p < 0.01$) entre las riqueza total y la riqueza de especies características, en los tres estratos analizados.

En el estrato playa, las dos variables de abundancia vegetal (frecuencia de aparición de la vegetación y cobertura vegetal) se correlacionaron entre sí de forma muy significativa ($p < 0.01$), con un coeficiente de correlación de 0.95. Esta correlación

responde al escaso desarrollo de la vegetación de la playa, que presentó un porte muy reducido y, por ello, la cobertura originada por cada uno de los pies de vegetación fue muy pequeña.

En la preduna, las variables riqueza total y riqueza de especies características se correlacionaron muy significativamente ($p < 0.01$). El elevado coeficiente de correlación entre estas variables de riqueza (0.93) responde a la presencia de *Cakile maritima*, *Elymus farctus* y *Eryngium maritimum* en el conjunto de las unidades experimentales control.

En la duna primaria, la riqueza total y la riqueza de especies características se correlacionaron muy significativamente ($p < 0.01$), como respuesta a la ausencia de especies ruderales.

Playa	Riqueza Total	Riqueza especies características	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**				
Riqueza especies características	0,78*	1,00**			
Cobertura vegetal	0,38	0,32	1,00**		
Frecuencia vegetación	0,58	0,50	0,95**	1,00**	
Materia orgánica	-0,44	0,26	-0,32	-0,40	1,00**

Preduna	Riqueza Total	Riqueza especies características	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**				
Riqueza especies características	0,93**	1,00**			
Cobertura vegetal	-0,24	-0,22	1,00**		
Frecuencia vegetación	-0,14	-0,12	-0,13	1,00**	
Materia orgánica	0,20	-0,10	0,63	0,00	1,00**

Duna Primaria	Riqueza Total	Riqueza especies características	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**				
Riqueza especies características	1,00**	1,00**			
Cobertura vegetal	0,68	0,68	1,00**		
Frecuencia vegetación	0,00	0,00	0,00	1,00**	
Materia orgánica	-0,80	-0,80	-0,94	0,00	1,00**

Tabla V. 4. Coeficiente de correlación (Spearman) entre las variables analizadas en los diferentes estratos (nivel de significación: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$).

5.3.4.3 Respuesta de las variables biológicas y físico-químicas del sedimento frente a la limpieza sistemática de las playas

En la Tabla V. 5 se muestran los resultados obtenidos en los análisis de la varianza no paramétricos (U de Mann-Whitney) realizados con los datos de riqueza total de especies, riqueza de especies características, cobertura vegetal, frecuencia de aparición de la vegetación y materia orgánica, en cada estrato dunar, tomando como variable independiente la limpieza de la playa.

En los estratos de playa y preduna, todas las variables, salvo la concentración de materia orgánica, mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$), y/o muy significativas ($p < 0.01$), entre las unidades control y las unidades sometidas a tratamiento (limpieza de la playa).

En el estrato de la duna primaria, las variables relativas a la abundancia de la vegetación presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las unidades control y las unidades sometidas a la limpieza, donde la cobertura y frecuencia de la vegetación fueron significativamente inferiores. No se apreciaron diferencias significativas en la riqueza de especies (riqueza total, de especies características y riqueza de especies no características).

Los resultados obtenidos parecen mostrar un patrón de respuesta a la intensidad de la presión, de modo que el estrato playa, sometido a la acción directa de la limpieza, y el estrato adyacente de preduna, muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) en un mayor número de variables que la duna primaria que, si bien se encuentra alejada de la superficie sometida al tratamiento, puede ver limitado el aporte de semillas y/o propágulos procedentes de los estratos inferiores y, con ello, su abundancia vegetal.

Playa	K-S		Levene		U Mann Whitney	
	D	p	F	p	U	p
Riqueza total	0,83	0,49	0,79	0,39	5,00	0,01*
Riqueza características	0,80	0,54	0,69	0,42	3,00	0,00**
Cobertura (%)	1,03	0,24	0,18	0,68	5,50	0,01*
Frecuencia	0,76	0,61	0,04	0,84	5,00	0,01*
Materia orgánica (%)	0,50	0,96	0,69	0,44	4,00	0,25

Preduna	K-S		Levene		U Mann Whitney	
	D	p	F	p	U	p
Riqueza total	0,65	0,80	1,69	0,22	4,00	0,013*
Riqueza características	0,71	0,69	1,51	0,24	3,50	0,01*
Cobertura (%)	0,71	0,70	6,30	0,03	0,00	0,00**
Frecuencia	0,79	0,51	8,86	0,01	0,00	0,00**
Materia orgánica (%)	0,66	0,78	2,63	0,16	2,00	0,08

Duna Primaria	K-S		Levene		U Mann Whitney	
	D	p	F	p	U	p
Riqueza total	0,83	0,50	0,78	0,40	20,00	0,88
Riqueza características	0,83	0,50	0,78	0,40	20,00	0,88
Cobertura (%)	0,72	0,67	0,13	0,72	4,00	0,01*
Frecuencia	1,06	0,21	12,73	0,00	0,00	0,00**
Materia orgánica (%)	1,02	0,25	0,34	0,58	7,50	0,88

Tabla V. 5. Resultados de las pruebas de normalidad (K-S), homocedasticidad (Levene) y U de Mann-Whitney (niveles de significación: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

5.4 RESPUESTA DE LA VEGETACIÓN DUNAR FRENTE A LAS ALTERACIONES DERIVADAS DEL TRÁNSITO

Con el objeto de definir las variables biológicas y físico-químicas que permitan evaluar el estado de la estructura y composición de las comunidades vegetales del sistema dunar, se diseñó un procedimiento experimental que permitiera: por un lado, describir las características biológicas y físico-químicas de los estratos superiores (duna primaria, duna secundaria y duna terciaria) del sistema dunar; y, por otro lado, analizar su posible respuesta frente al tránsito pedestre.

5.4.1 Diseño experimental

El experimento diseñado para analizar los efectos del tránsito pedestre se llevó a cabo durante los meses de junio a septiembre del año 2009, en los sistemas dunares de Valdearenas y El Puntal.

El trabajo se inició con la identificación de las sendas de tránsito pedestre más frecuentadas en ambos arenales. Con este objeto, se seleccionaron sendas con un tamaño medio de un metro de anchura y, a lo largo de estas, se establecieron un total

de 15 estaciones de muestreo, distribuidas en los tres estratos dunares (duna primaria, secundaria y terciaria). Complementariamente, fuera de las sendas, pero en zonas próximas a las estaciones de muestreo seleccionadas, se situaron 11 estaciones control (Figura V. 6 y Tabla V. 6).

	Número de Estaciones de muestreo		
	Duna primaria	Duna secundaria	Duna terciaria
Sendas transitadas	4	5	6
Zona control (fuera de senda)	3	5	3
Total	7	10	9

Tabla V. 6. Número de estaciones de muestreo en cada estrato dunar.

Las estaciones de muestreo situadas en la duna primaria se localizaron, predominantemente, en el sistema dunar de Valdearenas, donde este estrato presenta una mayor extensión. Por el contrario, las estaciones de muestreo de la duna terciaria se localizaron, mayoritariamente, en el sistema dunar de El Puntal. En el caso del estrato correspondiente a la duna secundaria, la distribución de estaciones de muestreo fue equivalente en las dos zonas de estudio.



Figura V. 6. Localización de las principales sendas de tránsito pedestre y situación de las estaciones de muestreo en los arenales de a) Valdearenas y b) El Puntal.

En total se establecieron 26 estaciones de muestreo. Cada estación de muestreo estaba constituida por una sección perpendicular a la senda de tránsito (Figura V. 7a), de 11 metros de longitud (cinco metros y medio a cada lado del punto central de la senda) y 1 metro de anchura, dividida en 11 cuadrículas, de 1m^2 de superficie. En todos los casos, la cuadrícula central se hizo coincidir con el espacio central de la senda (Figura V. 7b). Cada una de las cuadrículas se correspondió con una unidad experimental.

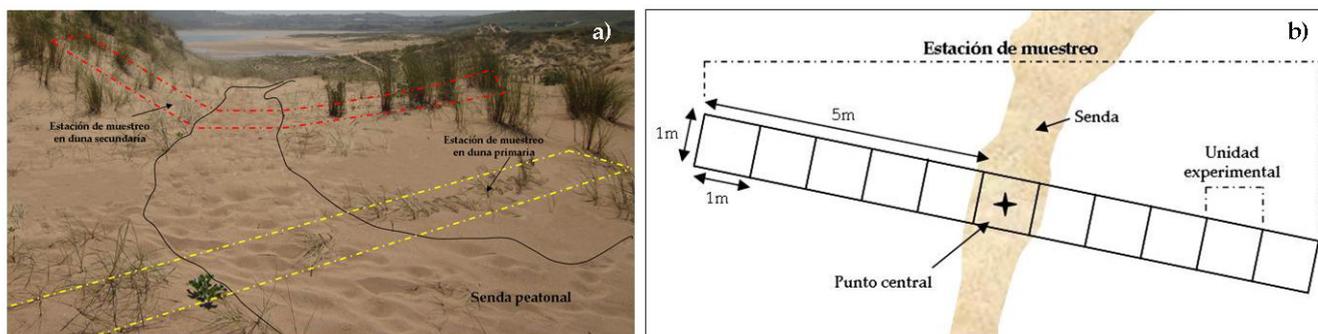


Figura V. 7. Diseño de las estaciones de muestreo en el sistema dunar.

5.4.2 Variables analizadas

En cada una de las 286 unidades experimentales se analizaron las siguientes variables biológicas:

- **Riqueza de especies.** Por un lado, se llevó a cabo la identificación taxonómica, *in situ*, de la vegetación existente. Por otro lado, se realizó una diferenciación entre la vegetación característica del sistema dunar, correspondiente a las especies de las clases *Ammophiletea arenariae* Br.-Bl. & Tüxen ex Westhorff, Dijk & Passchier, 1946 y *Cakiletea maritima* Tüxen & Preising ex Br.-Bl. & Tüxen, 1952 (Lorient and González, 1974), y la vegetación no característica, entendiéndose como tal las especies ruderales y/o alóctonas (Valdeolivas et al., 2005), así como especies propias de otros ambientes.
- **Abundancia vegetal.** Esta variable se cuantificó en términos de:
 - i) **cobertura**, estimada como el porcentaje de la superficie de la unidad experimental (1m^2) cubierta por los órganos aéreos de la vegetación, y,
 - ii) **densidad vegetal**, evaluada a partir de la **frecuencia de aparición de vegetación**. Para ello, se realizó la división de cada unidad experimental en 25 secciones de 20×20 cm, cuantificando el número de secciones en las que aparecía vegetación enraizada.

Asimismo, en tres de las unidades experimentales de cada estación de muestreo (unidad central de la estación de muestreo y unidades situadas en los extremos de la misma; Figura V. 8) se analizó la **materia orgánica** del sedimento. Esta variable se cuantificó mediante la técnica de gravimetría de volatilización (Norma UNE-EN 13039-1), tras la ignición de 10gr de sedimento a una temperatura de 500°C.

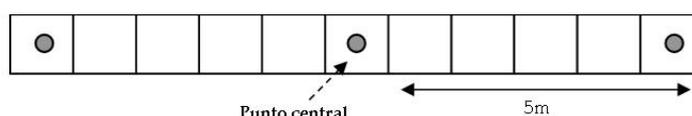


Figura V. 8. Unidades experimentales, de cada estación de muestreo, en las que se analizaron las características físico-químicas del sedimento.

5.4.3 Análisis de los datos

Con el objeto de caracterizar la estructura y composición de la vegetación dunar, así como las propiedades físico-químicas del sedimento, en los tres estratos dunares (duna primaria, secundaria y terciaria), se realizó un análisis descriptivo de las variables analizadas. Este análisis consistió en una descripción global de la composición específica de los sistemas dunares y una descripción de los patrones de distribución de las variables biológicas y físico-química entre estratos.

Para identificar las variables con patrones de respuesta similares frente a la alteración derivada del tránsito pedestre, y así poder evitar el empleo de indicadores con resultados redundantes en la evaluación del estado de los hábitats dunares, se efectuó un análisis de correlación entre el conjunto de variables analizadas. La correlación fue considerada significativa para un $p < 0.05$ y muy significativa para un $p < 0.01$. Se estableció que los resultados de dos variables eran redundantes cuando entre ellas existía un coeficiente de correlación ≥ 0.75 .

El análisis de los efectos del tránsito sobre la estructura y composición de cada uno de los estratos del sistema dunar se realizó a través de dos tipos de aproximaciones diferenciadas:

- se realizaron análisis descriptivos, comparando los valores de las variables en las estaciones control y las estaciones sometidas a tránsito; y
- se evaluó la significación de las diferencias entre las unidades experimentales de las estaciones control y las estaciones sometidas a tránsito, mediante un análisis de la

varianza de una vía, utilizando como variable independiente el tránsito y como variable dependiente cada una de las variables cuantificadas.

Para definir la extensión de los efectos del tránsito sobre el sistema dunar, más allá de la zona directamente pisoteada, se realizaron, asimismo, tres análisis diferenciados:

- c) un análisis descriptivo, mediante la representación gráfica de los cambios en las diferencias entre los valores medios de las variables en las unidades de las estaciones control y las sometidas a tránsito, en función de la distancia al punto central de la estación, y análisis de correlación entre dichas diferencias y las distancias;
- d) un análisis de la varianza de una vía, en el que la variable independiente fue la distancia al punto central de la estación de muestreo; y
- e) una vez evaluada la significación de las diferencias, se realizaron análisis *post hoc* para cuantificar y delimitar la extensión de la zona afectada por el tránsito alrededor de la propia senda.

Este análisis no se llevó a cabo para la materia orgánica, que sólo fue cuantificada en el punto central y los extremos de cada estación de muestreo.

De forma previa a la selección de las técnicas estadísticas a utilizar para el desarrollo de los análisis estadísticos, se analizaron los supuestos necesarios para la aplicación de técnicas paramétricas: la distribución normal de las variables, mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, y su homogeneidad de varianzas, con base en la prueba de Levene (Levene, 1960). En ambos casos se consideró un nivel de significación (α) de 0.05 (Figura V. 9).

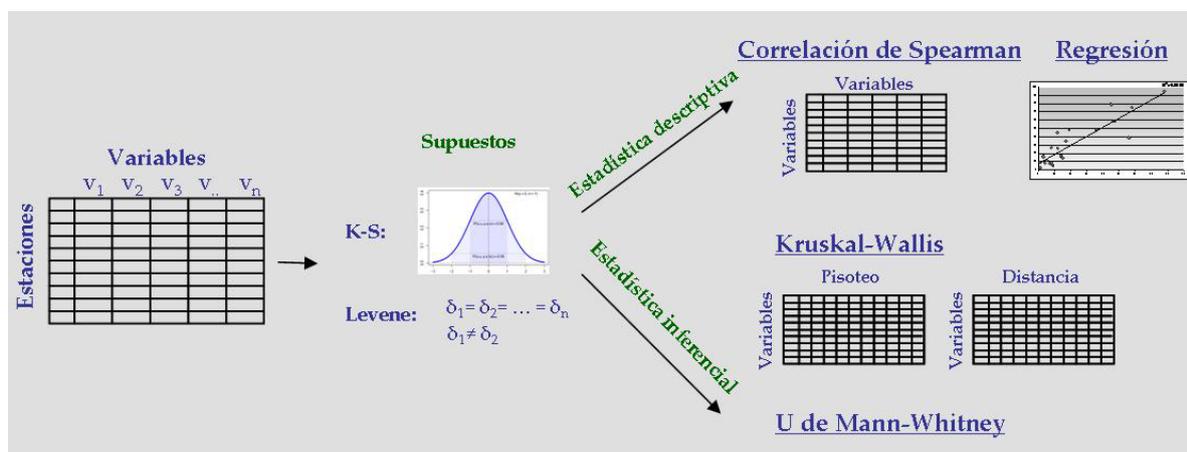


Figura V. 9. Técnicas estadísticas empleadas en el análisis de la respuesta de los indicadores de estado de la vegetación dunar frente al tránsito.

Dado que los datos no cumplían los supuestos de homocedasticidad, los análisis de la varianza se efectuaron a través de análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis (Kruskal and Wallis, 1952) (Ecuación 6), cuya hipótesis nula considera que las diferentes muestras proceden de una misma población, por lo que no hay diferencias significativas entre ellas.

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1) \quad (\text{Ec.6})$$

donde N es el número de observaciones en el conjunto de muestras; n_i es el número de observaciones en la muestra i ; y R_i es la suma de los rangos de las observaciones de dicha muestra.

Los análisis *post hoc* se realizaron mediante análisis no paramétricos U de Mann-Whitney (Ecuación 4), en los que la hipótesis nula considera que ambas muestras proceden de una población con igual mediana, utilizando como niveles de significación $p < 0.05$ y $p < 0.01$.

La aplicación de los análisis estadísticos se realizó mediante el tratamiento de los datos en los programas informáticos SPSS (PASW Statistics 18) y STADISTICA (v.6).

5.4.4 Resultados

5.4.4.1 Caracterización de los patrones espaciales de las variables biológicas y físico-químicas en el sistema dunar

En el análisis conjunto de los sistemas dunares de Valdearenas y El Puntal (26 estaciones de muestreo) se identificaron un total de 38 taxones diferentes (Tabla V. 7): 21 taxones característicos del sistema dunar, seis especies alóctonas (p.e. *Carpobrotus edulis* y *Spartina patens*) y 11 especies características de otros sistemas (p.e. *Plantago lanceolata* y *Rubus ulmifolius*).

Los valores máximos de riqueza total (30 taxones) y de especies características (16 taxones) se registraron en las estaciones de muestreo de la duna terciaria. En este estrato dunar también se contabilizó el mayor número de especies no características del sistema. La duna primaria, por su parte, mostró los menores valores de riqueza total (11 taxones), si bien el 80% de esas especies fueron catalogadas como especies características del sistema dunar.

De acuerdo con lo expuesto en la Tabla V. 8, las variables cuantificadas muestran un patrón asociado a la complejidad del estrato dunar analizado.

Los valores más elevados de riqueza de especies, tanto total como de especies características, se registraron en la duna terciaria, y los valores más bajos en la duna primaria. Los valores de riqueza de especies no características no mostraron diferencias entre los estratos dunares.

Especie	Primaria		Secundaria		Terciaria	
	Control	Tránsito	Control	Tránsito	Control	Tránsito
<i>Achillea millefolium</i>						X
<i>Agrostis stolonifera</i>				X		
<i>Alnus glutinosa</i> (*)						X
<i>Ammophila arenaria</i> (*)	X	X	X	X	X	X
<i>Anthyllis vulneraria</i>					X	X
<i>Calystegia soldanella</i> (*)	X	X	X	X	X	X
<i>Carex arenaria</i> (*)			X	X	X	X
<i>Carpobrotus edulis</i>				X		
<i>Conyza canadensis</i>					X	X
<i>Cortaderia selloana</i>						X
<i>Crithmum maritimum</i>			X	X		
<i>Crucianella maritima</i> (*)				X		
<i>Dactylis glomerata</i>						X
<i>Dianthus hyssopifolius</i> (*)						X
<i>Elymus farctus</i> (*)	X	X	X	X	X	
<i>Equisetum sp</i>				X		
<i>Eryngium maritimum</i> (*)	X	X	X	X	X	X
<i>Euphorbia polygonifolia</i>	X	X	X	X		
<i>Euphorbia paralias</i> (*)	X		X	X		X
<i>Festuca juncifolia</i> (*)						X
<i>Festuca sp</i> (*)						X
<i>Helicrysum stoechas</i> (*)	X	X	X	X	X	X
<i>Honkenya peploides</i> (*)			X			
<i>Juncus acutus</i> (*)						X
<i>Lagurus ovatus</i> (*)			X		X	X
<i>Leontodon sp</i> (*)	X	X	X	X		X
<i>Medicago marina</i> (*)						X
<i>Oenothera glazioviana</i>						X
<i>Pancreatium maritimum</i> (*)		X				
<i>Phleum arenarium</i> (*)			X	X		X
<i>Plantago lanceolata</i>			X		X	X
<i>Plantago maritima</i>	X				X	X
<i>Polygonum maritimum</i> (*)		X				X
<i>Rubia peregrina</i>						X
<i>Rubus ulmifolius</i>						X
<i>Salsola kali</i> (*)			X	X		
<i>Smilax aspera</i>						X
<i>Spartina patens</i>					X	X

(*) Especies características del sistema dunar.

Tabla V. 7. Especies de vegetación identificadas en las estaciones de muestreo (estaciones control y estaciones sometidas a tránsito) de los tres estratos dunares (duna primaria, secundaria y terciaria), en los sistemas dunares de Valdearenas (Lienres) y El Puntal (Somo).

Los valores máximos de cobertura y frecuencia de vegetación se registraron en la duna terciaria, donde los valores medios de cobertura fueron del 85%, aunque llegaron a alcanzar valores puntuales del 100%, y vegetación enraizada todas las secciones de las unidades experimentales. La cobertura media de las unidades experimentales de la duna primaria fue del 50%, con una frecuencia de aparición de la vegetación de 0.92. Asimismo, la cobertura media de la duna secundaria fue del 45% y su frecuencia media fue del 0.95 (Tabla V. 8).

En el caso de las variables físico-químicas del sedimento, los valores de materia orgánica mostraron una relación con la estratificación dunar, con porcentajes máximos de materia orgánica en la duna terciaria.

Variable	D. Primaria		D. Secundaria		D. Terciaria	
	p50	p75	p50	p75	p50	p75
Riqueza total	2	5	4	6	6	7
Riqueza de especies características	2	3	4	5	5	6
Riqueza de especies alóctonas	0	1	0	0	0	1
Cobertura vegetal	50	60	45	75	85	95
Frecuencia vegetación	0,92	0,96	0,92	0,96	1	1
Materia orgánica	1,08	1,12	0,91	1,26	1,91	2,78

Tabla V. 8. Resultados (percentil 50 y percentil 75) de las variables analizadas en las unidades experimentales de las estaciones control, en los tres estratos dunares (duna primaria, duna secundaria y duna terciaria).

5.4.4.2 Análisis de correlación entre las variables analizadas

Los análisis de correlación indicaron que las variables relativas a la riqueza de especies y abundancia vegetal (cobertura vegetal-frecuencia de aparición de la vegetación) se correlacionan significativamente en todos los estratos dunares (Tabla V. 9). No obstante, los coeficientes de correlación no son elevados (valores máximos de 0.68) y disminuyen al aumentar la complejidad del estrato analizado, posiblemente como respuesta al aumento de las especies alóctonas y/o ruderales en los estratos más complejos (duna secundaria y terciaria).

En la duna primaria existe, igualmente, una correlación muy significativa entre la riqueza de especies (total y características) y la riqueza de especies alóctonas, como posible respuesta al escaso número de taxones.

Duna primaria	Riqueza Total	Riqueza especies características	Riqueza especies alóctonas	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**					
Riqueza especies características	0,96**	1,00**				
Riqueza especies alóctonas	0,98**	0,91**	1,00**			
Cobertura vegetal	-0,63**	-0,59**	-0,68**	1,00**		
Frecuencia vegetación	-0,66**	-0,66**	-0,63**	0,68**	1,00**	
Materia orgánica	-0,82**	-0,72*	-0,82**	0,62	0,42	1,00**
Duna secundaria	Riqueza Total	Riqueza especies características	Riqueza especies alóctonas	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**					
Riqueza especies características	0,93**	1,00**				
Riqueza especies alóctonas	0,51**	0,20	1,00**			
Cobertura vegetal	-0,35**	-0,26	-0,33*	1,00**		
Frecuencia vegetación	-0,20	-0,16	-0,16	0,50**	1,00**	
Materia orgánica	-0,20	-0,21	0	0,94**	0,76	1,00**
Duna terciaria	Riqueza Total	Riqueza especies características	Riqueza especies alóctonas	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica
Riqueza Total	1,00**					
Riqueza especies características	0,81**	1,00**				
Riqueza especies alóctonas	0,63**	0,17	1,00**			
Cobertura vegetal	0,42*	0,40*	0,12	1,00**		
Frecuencia vegetación	0,22	0,23	0,03	0,60**	1,00**	
Materia orgánica	-0,04	0,11	-0,27	-0,42	-0,72*	1,00**

Tabla V. 9. Coeficiente de correlación (Spearman) entre las diferentes variables (riqueza total, riqueza de especies características, riqueza de especies alóctonas, cobertura vegetal, frecuencia de aparición de la vegetación y materia orgánica) en los tres estratos dunares (nivel de significación: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$).

5.4.4.3 Respuesta de las variables biológicas y físico-químicas del sedimento frente al tránsito pedestre

Tal y como se muestra en la Figura V. 10, con independencia del estrato dunar (duna primaria, duna secundaria y duna terciaria), los valores máximos de riqueza de especies características se registraron en las unidades experimentales control, es decir, localizadas fuera de las sendas transitadas. Asimismo, en las estaciones de muestreo sometidas a tránsito se observó un descenso de los valores de riqueza en función de la proximidad a su punto central, es decir, al punto central de la senda.

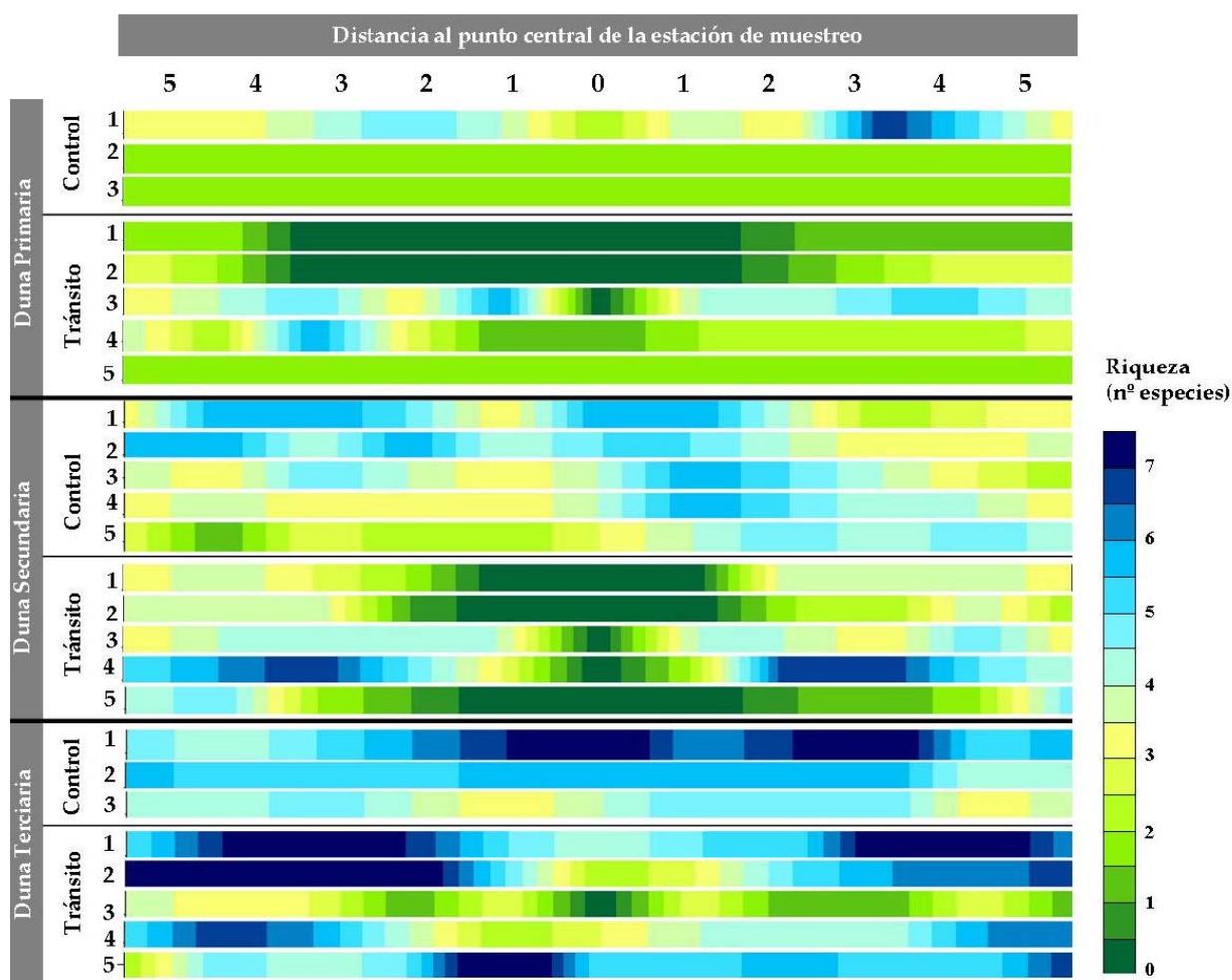


Figura V. 10. Representación gráfica, mediante interpolación, de los resultados de riqueza de especies características en las 285 unidades experimentales de las 26 estaciones de muestreo.

Al igual que para la riqueza de especies características, los resultados de las variables cobertura vegetal (Figura V. 11) y frecuencia de aparición de la vegetación (Figura V. 12) mostraron patrones de comportamiento asociados a la intensidad de tránsito. En cada uno de los tres estratos dunares se apreciaron diferencias entre las estaciones control y las estaciones sometidas a tránsito, con valores máximos de abundancia en las estaciones control. En las estaciones transitadas, se observaron gradientes de cobertura y frecuencia de vegetación asociados a la distancia al punto central de la senda: valores mínimos en el punto central y valores máximos en las unidades correspondientes a los extremos de la estación de muestreo.

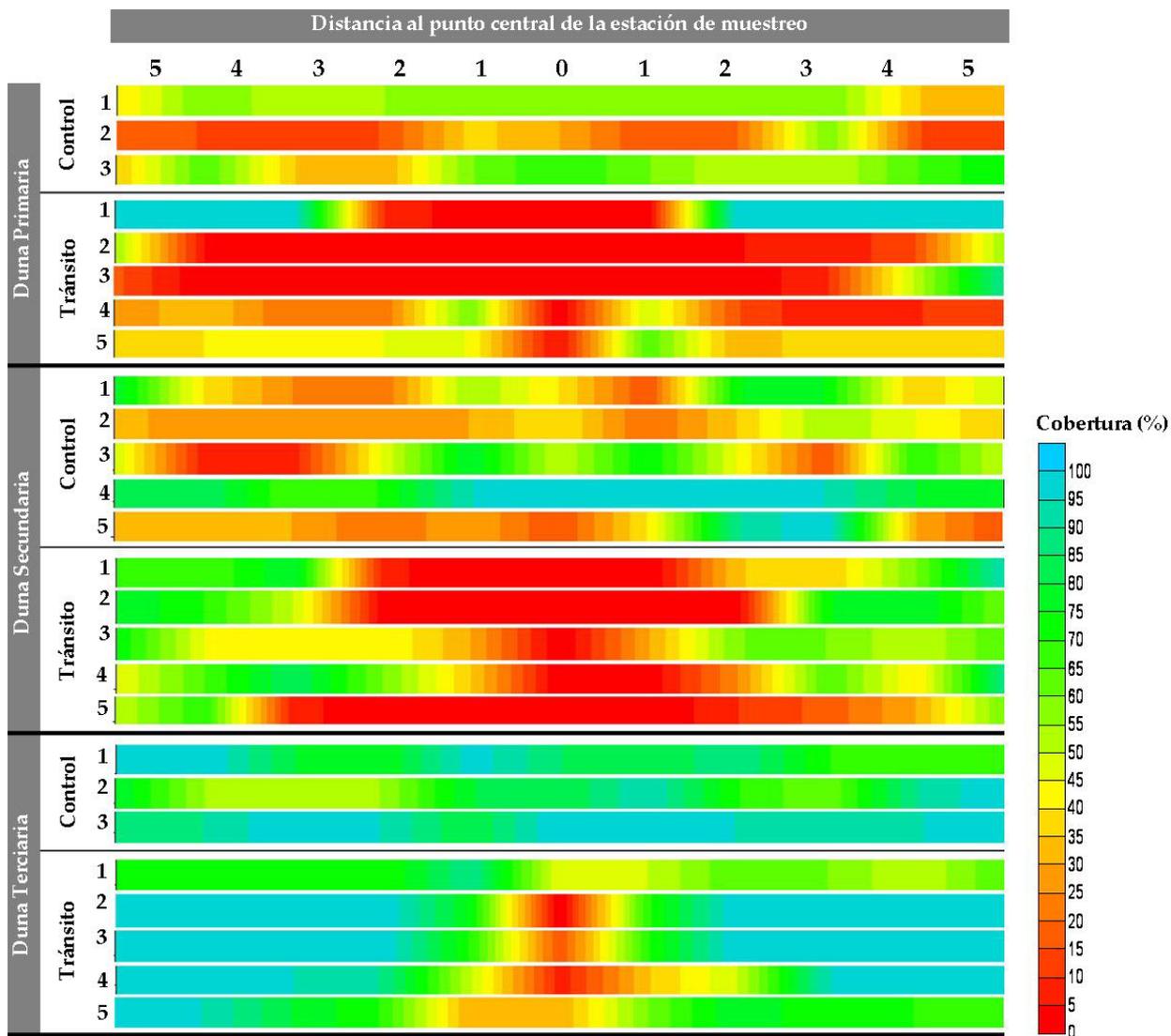


Figura V. 11. Representación gráfica, mediante interpolación, de los resultados de cobertura vegetal (%) en las 285 unidades experimentales de las 26 estaciones de muestreo.

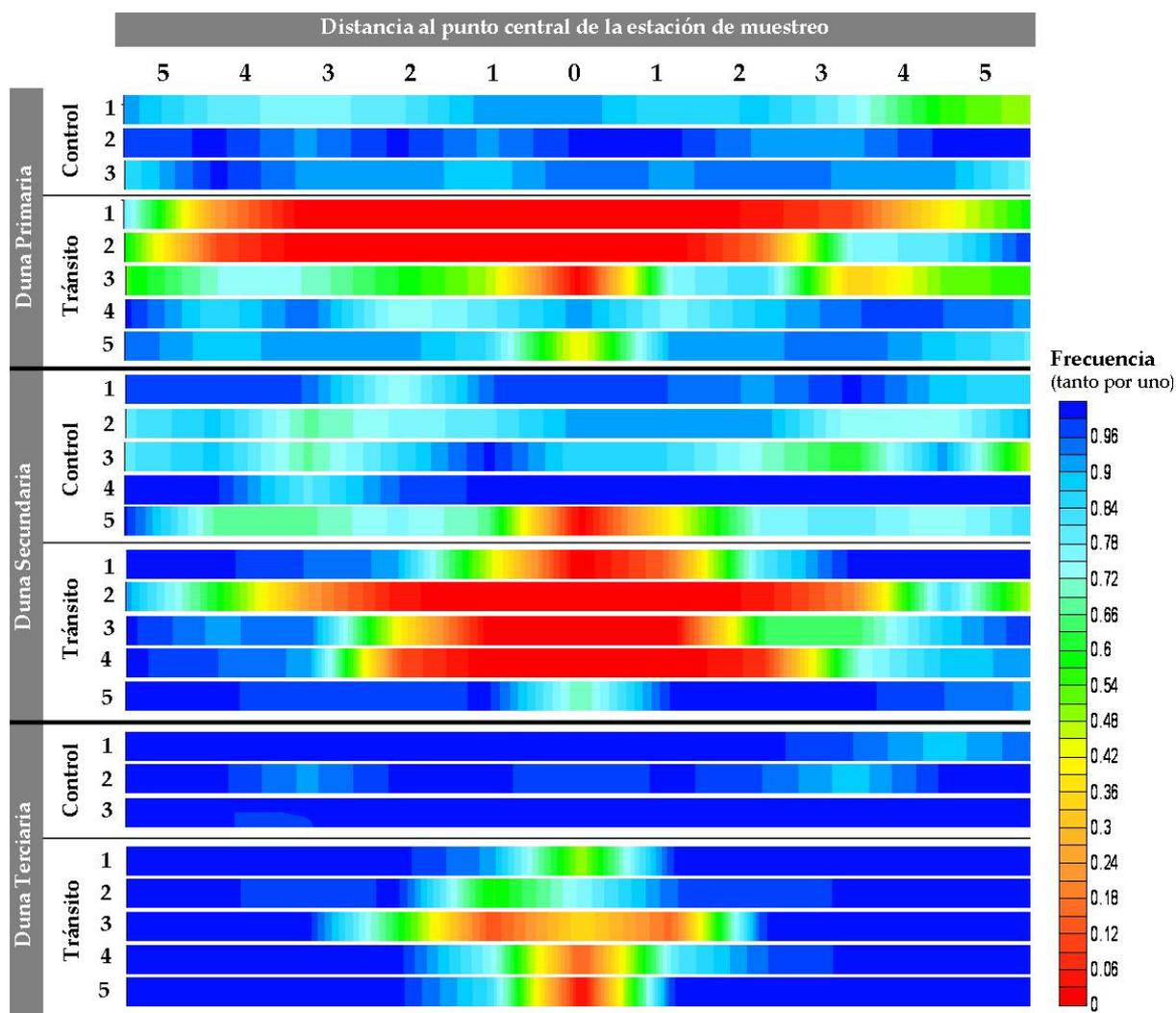


Figura V. 12. Representación gráfica, mediante interpolación, de los resultados de frecuencia de aparición de la vegetación (en tanto por uno) en las 285 unidades experimentales de las 26 estaciones de muestreo.

A diferencia de las variables anteriormente descritas, la concentración de materia orgánica no parece mostrar diferencias entre en las estaciones control y las estaciones sometidas a tránsito (Figura V. 13).

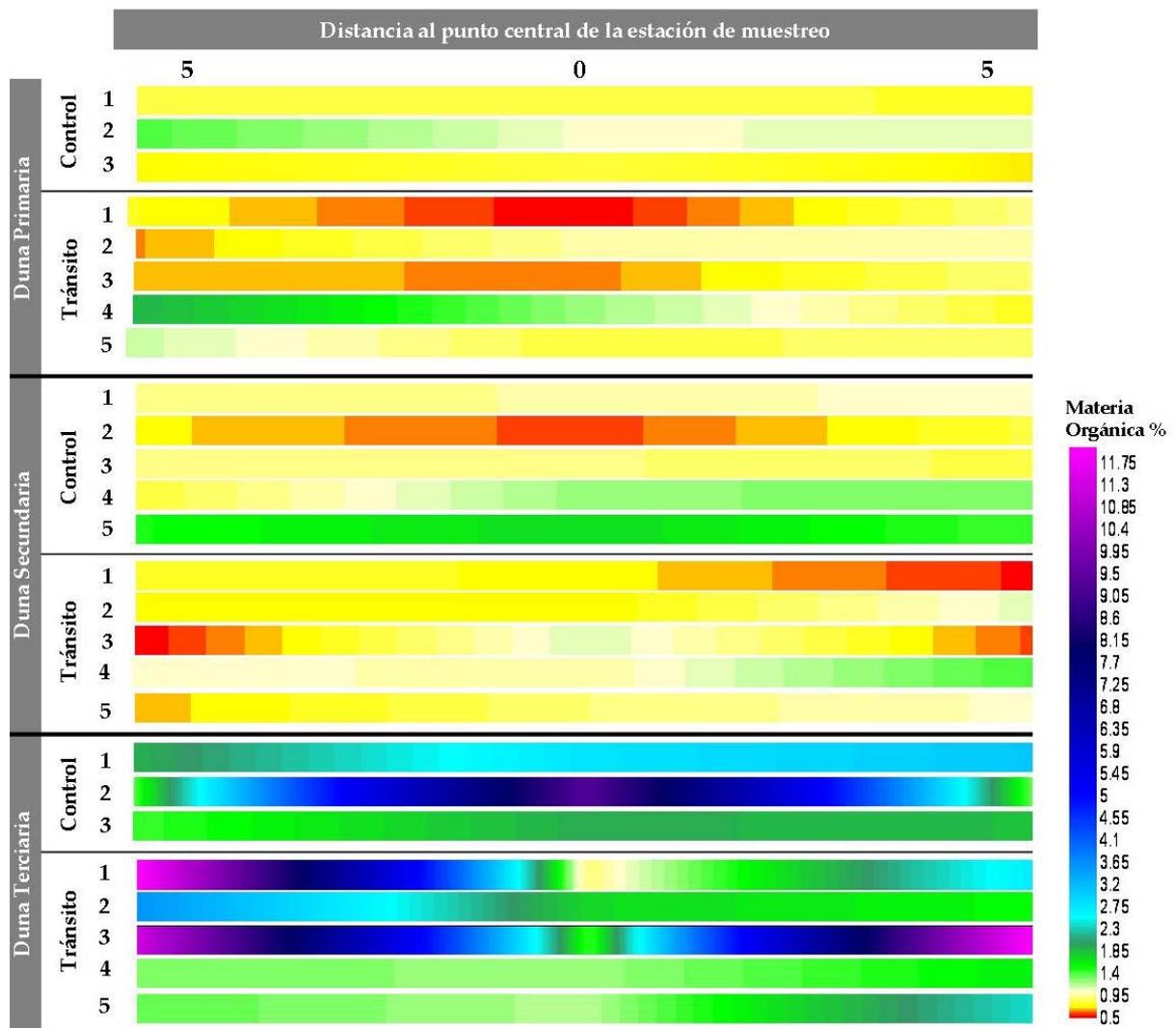


Figura V. 13. Representación gráfica, mediante interpolación, de los resultados de concentración de materia orgánica (%) en las 26 estaciones de muestreo.

Los resultados de los análisis de la varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis), utilizando como variable independiente el tránsito, indicaron la existencia de diferencias significativas, entre las estaciones control y las sometidas a tránsito, para las variables biológicas relacionadas con la abundancia vegetal y la riqueza de especies total y de especies características, en la duna primaria y secundaria. Por el contrario, en la duna terciaria estas diferencias no fueron significativas (Tabla V. 10).

La concentración de materia orgánica sólo mostró diferencias significativas en la duna terciaria. En este estrato el desarrollo del suelo, y no el tránsito, determinó los máximos valores de materia orgánica.

		Variable dependiente						
		Riqueza Total	Riqueza de características	Riqueza de alóctonas	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	Materia orgánica	
Variable independiente	Tránsito	Duna Primaria	4,81*	4,35*	0,52	15,77**	28,06**	1,8
		Duna Secundaria	5,41*	7,87**	10,15**	3,1	16,10**	0,88
		Duna Terciaria	2,23	3,58	1,27	0,01	2,44	5,0*

Tabla V. 10. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (H) en los tres estratos dunares (nivel de significación: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

Una vez confirmada la significación de las diferencias entre las estaciones control y las sometidas a tránsito, se procedió a analizar hasta dónde se extendía el efecto del tránsito.

En la Figura V. 14 se representan, para cada estrato dunar, los valores medios de las variables biológicas (riqueza de especies características, cobertura vegetal y frecuencia de aparición de vegetación) en: *i*) las estaciones control, y *ii*) las estaciones sometidas a tránsito, en cada una de las distancias al punto central de la estación de muestreo.

Los resultados mostraron que, de forma general, para las tres variables representadas, los valores registrados en las estaciones control fueron superiores a los cuantificados en las estaciones sometidas a tránsito. Asimismo, la desviación de los valores de las estaciones transitadas, respecto de las estaciones control, alcanzaron valores superiores al 50%, si bien estos valores parecen disminuir, de forma general, al incrementarse la distancia al punto central de la estación de muestreo.

Tal y como se muestra en la Figura V. 15, las diferencias entre los valores medios de las estaciones control y las sometidas a tránsito se extienden más allá del punto central de la estación de muestreo. Estas diferencias disminuyen, de forma no lineal, al incrementarse la distancia al punto central de la senda. Cabe destacar, igualmente, que para cada una de las variables analizadas, la distancia a la que desaparecen las diferencias entre los valores medios de las estaciones control y las estaciones sometidas a tránsito (punto de intersección de la curva con el eje de ordenadas) disminuye al incrementarse el estrato dunar analizado. De este modo, la extensión de los efectos del tránsito parece disminuir según se incrementa la estabilidad del estrato.

En todos los casos, existe una correlación negativa significativa ($p < 0.05$), o muy significativa ($p < 0.01$), entre la diferencia de los valores medios y la distancia al punto central de la senda, con elevados valores del coeficiente de correlación. En el caso de las variables de abundancia vegetal (cobertura y frecuencia) los valores de los coeficientes de correlación están próximos a 0.95, con la única salvedad de la duna primaria.

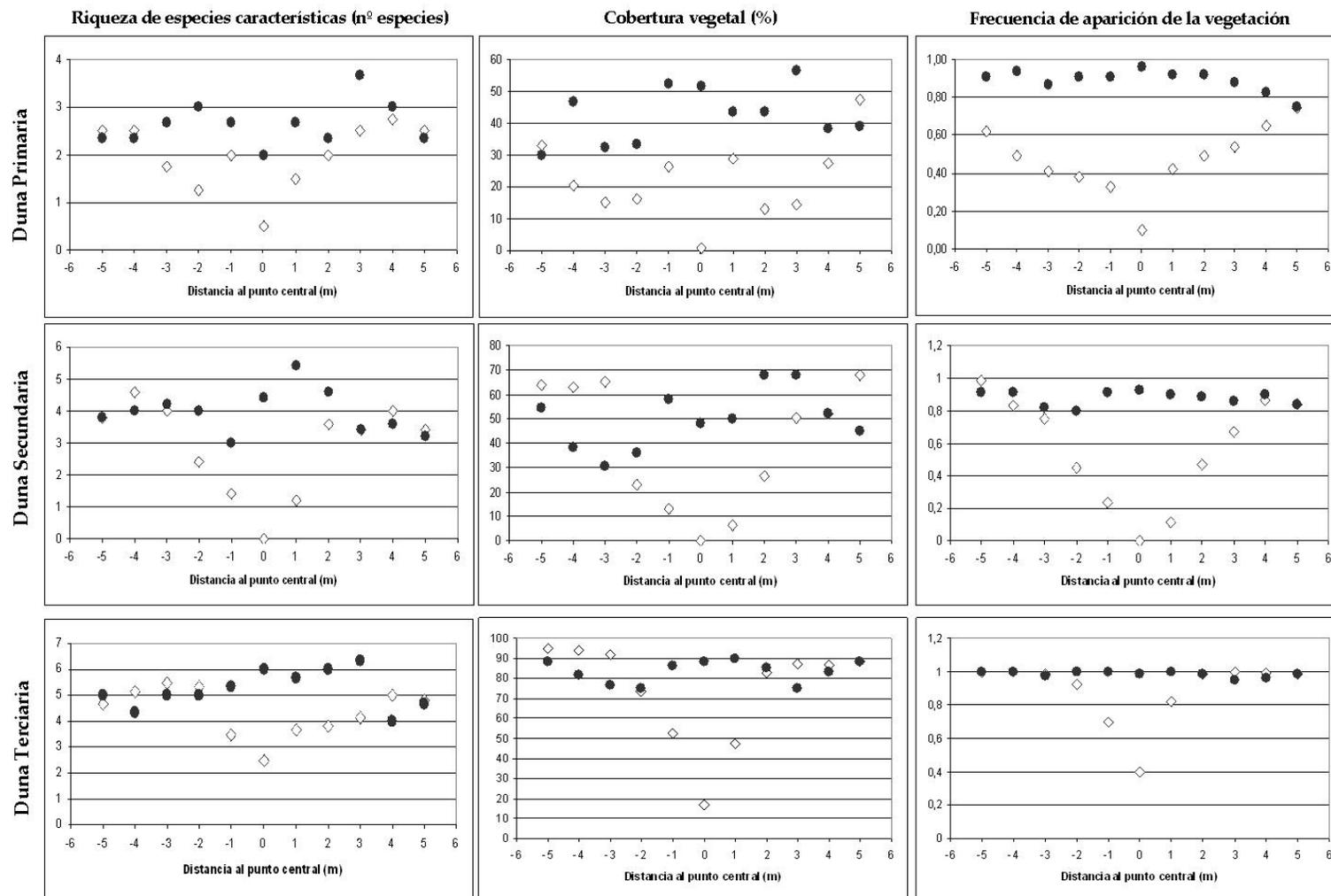


Figura V. 14. Valores medios de la riqueza de especies características, cobertura vegetal (%) y frecuencia de aparición de la vegetación (tanto por 1) en los diferentes estratos dunares (◇= estaciones localizadas en sendas transitadas; ●= estaciones control).

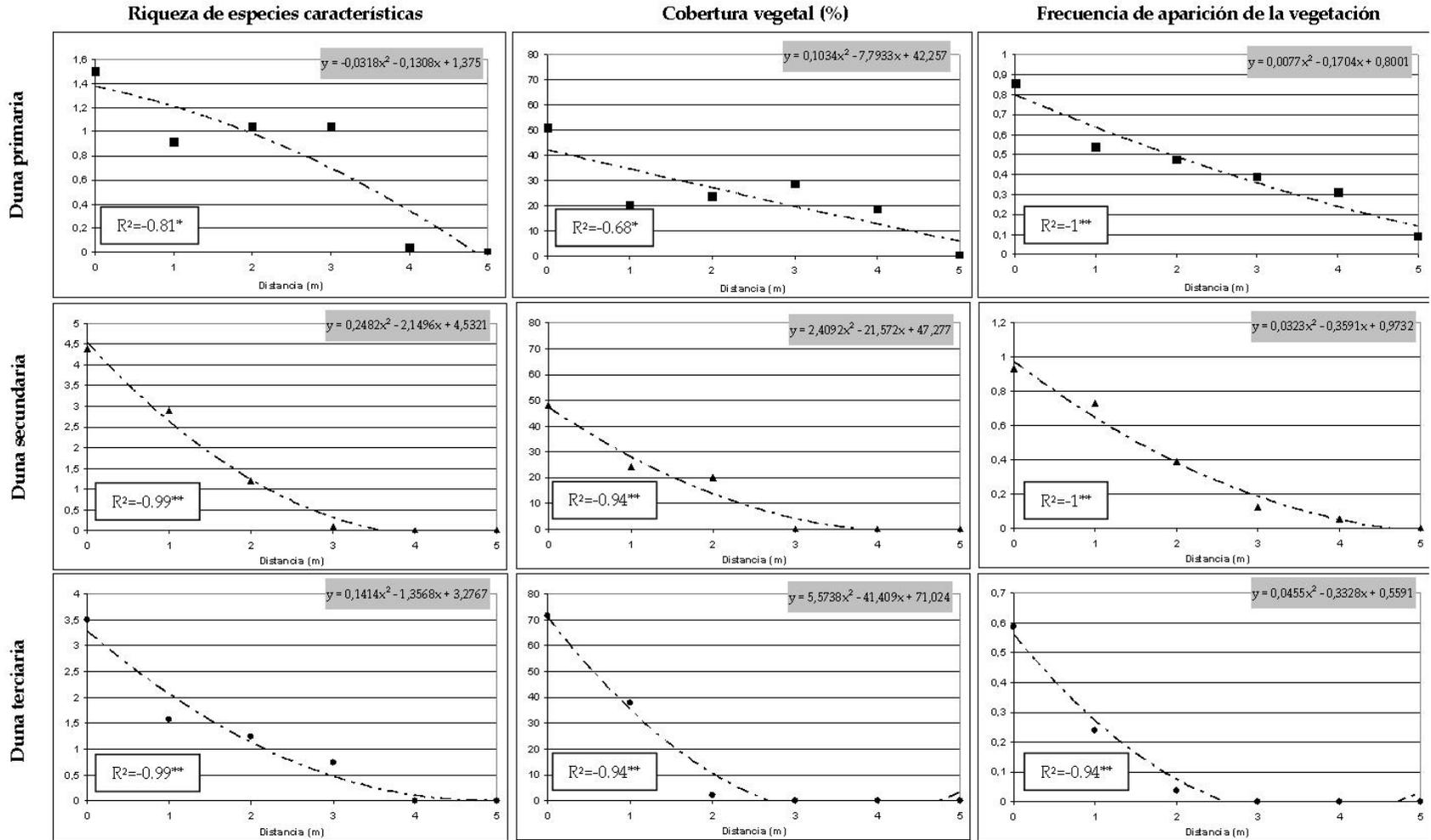


Figura V. 15. Diferencias entre los valores medios en las unidades experimentales control y las sometidas a tránsito, para las cinco distancias al punto central de la senda analizadas: representación gráfica de las líneas de regresión, y coeficientes de correlación de Spearman (R²).

Los resultados obtenidos en la prueba de Kruskal-Wallis (Tabla V. 11), tomando como variable independiente la distancia de las unidades experimentales al punto central de la estación de muestreo, confirmaron la existencia de diferencias muy significativas ($p < 0.01$), para los tres estratos dunares, en los valores de cobertura y frecuencia vegetal, y diferencias significativas en los valores de riqueza total y riqueza de especies características en la duna primaria y la duna secundaria.

		Variable dependiente					
		Riqueza Total	Riqueza especies características	Riqueza especies alóctonas	Cobertura vegetal	Frecuencia vegetación	
Variable independiente	Distancia	Duna Primaria	12,59*	12,40*	1,26	13,99**	12,26**
		Duna Secundaria	27,73**	24,75**	1,67	36,04**	35,84**
		Duna Terciaria	15,74**	8,89	14,91*	32,20**	33,63**

Tabla V. 11. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (H) en los tres estratos dunares (nivel de significación: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

De acuerdo con los resultados de los test *a posteriori* de U de Mann-Whitney, la extensión de los efectos del tránsito varió según la variable y el estrato dunar analizado (Tabla V. 12).

En la duna primaria, el tránsito pedestre produjo alteraciones en todas las variables (riqueza total y de especies características, cobertura vegetal y frecuencia de aparición de la vegetación), salvo la riqueza de especies alóctonas, hasta una distancia de, al menos, tres metros respecto del punto central de la senda.

En la duna secundaria, el efecto del tránsito sobre la riqueza total se extendió hasta los dos metros desde el punto central de la senda. No se observaron efectos significativos sobre la cobertura y frecuencia de la vegetación más allá de un metro a cada lado de la zona transitada.

En la duna terciaria, los resultados de los test *a posteriori* (Tabla V. 12) mostraron que los efectos del tránsito sobre la riqueza de especies (total y de especies características) se extienden hasta un metro de distancia respecto del punto central de la senda. No se observaron efectos sobre la cobertura y frecuencia de vegetación más allá de la zona directamente transitada. Estos resultados permiten explicar la ausencia de diferencias significativas entre las estaciones control y las sometidas a tránsito (Tabla V. 10), dado que en el análisis global de la estación de muestreo (11 unidades experimentales) no es posible identificar los cambios producidos, exclusivamente, en la zona central de la estación.

De acuerdo con estos resultados, el incremento en la estabilidad del sistema parece disminuir los efectos del tránsito sobre las comunidades vegetales.

Variable dependiente	(i) Distancia	(j) Distancia	Duna Primaria		Duna Secundaria		Duna Terciaria	
			U Mann-Whitney	p	U Mann-Whitney	p	U Mann-Whitney	p
Riqueza Total	0	1	21	0,34	35	0,12	53,5	0,09
		2	24	0,15	50	0	59,5	0,03
		3	24,5	0,13	50	0	63	0,01
		4	29	0,02	50	0	65	0,01
		5	29,5	0,02	50	0	66	0,01
Riqueza especies características	0	1	21	0,36	35	0,12	49	0,21
		2	24	0,15	50	0	53	0,01
		3	24,5	0,13	50	0	58,5	0,03
		4	29	0,02	50	0	59	0,03
		5	29,5	0,02	50	0	57,5	0,04
Riqueza especies alóctonas	0	1	20	0,57	27,5	0,77	36	1
		2	20	0,57	30	0,59	39	0,82
		3	20	0,57	27,5	0,52	42	0,61
		4	20	0,57	24	0,63	51	0,18
		5	20	0,57	24	0,63	54	0,1
Cobertura	0	1	22	0,26	35	0,12	59,5	0,03
		2	26	0,08	50	0	69	0
		3	27	0,05	50	0	72	0
		4	31	0,01	50	0	72	0
		5	32	0,01	50	0	72	0
Frecuencia	0	1	22	0,26	35	0,12	61	0,02
		2	25	0,11	50	0	70	0
		3	25	0,11	50	0	72	0
		4	29,5	0,02	50	0	72	0
		5	31	0,01	50	0	72	0

Tabla V. 12. Resultados de los análisis *post hoc* (U de Mann-Whitney) entre los pares de muestras correspondientes a las distancias respecto al punto central de la senda (Negrita = resultados significativos; $p < 0.05$).

5.5 DISCUSIÓN

Los atributos de riqueza (tanto riqueza total como riqueza de especies características) y densidad de la vegetación (cobertura y frecuencia) son potenciales indicadores del estado de la composición y estructura de las comunidades vegetales (Jansen et al., 2004; Noss, 1990; Oliver, 2002; Tongway and Hindley, 2004). Estos atributos resultan fácilmente medibles y sus valores presentan propiedades estadísticas, por lo que cumplen, respectivamente, con los requisitos básicos establecidos por Dale and Beyeler (2001) y el National Research Council (2000), para que una variable resulte un buen indicador.

No obstante, el criterio más relevante para la selección de los indicadores de estado de la estructura y composición de los hábitats dunares debe relacionarse con su capacidad de respuesta frente a las presiones (Dale and Beyeler, 2001; Karr, 1991). Tal y como ya se ha mencionado en la introducción de este capítulo, una parte importante de las alteraciones experimentadas por el sistema dunar se encuentra relacionada con el tránsito (Schlacher and Thompson, 2012; Sheppard et al., 2009; Thompson and Schlacher, 2008) y la limpieza de las playas (Defeo et al., 2009; Dugan et al., 2003). En este marco, el objetivo de los diseños experimentales planteados ha sido identificar las variables que responden frente a ambas presiones y, por lo tanto, que resulten unos indicadores óptimos para la evaluación de los hábitats del sistema dunar.

La riqueza de especies es un indicador ampliamente utilizado en la evaluación de la biodiversidad (Boix et al., 2008; Gotelli and Colwell, 2001). Aunque algunos autores señalan que la evaluación de la riqueza de especies no tiene en cuenta aspectos importantes como la rareza o la diversidad taxonómica (*taxonomic distinctness*) (Vanewright et al., 1991), Gastón et al. (2009) muestran la existencia de una correlación significativa entre estos atributos. De este modo, la facilidad de medición y cálculo de la riqueza de especies, frente a, por ejemplo, una mayor complejidad en el cálculo de la diversidad taxonómica, hace apropiado el uso de la riqueza como indicador. Estos antecedentes parecen confirmados por los resultados de los experimentos llevados a cabo, en los que existe una respuesta significativa de la riqueza total de especies, y la riqueza de especies características, ante las presiones de limpieza de playas (Tabla V. 5) y tránsito (Tabla V. 10-Tabla V. 12), en los diferentes estratos dunares. Por el contrario, la ausencia de especies alóctonas en los estratos inferiores del sistema dunar (Tabla V. 2), y la ausencia de una respuesta significativa de esta variable frente al tránsito (Tabla V. 10), determinan que no resulte aconsejable utilizar la riqueza de especies alóctonas como indicador.

Los cambios en la riqueza de especies (total y de especies características) pueden atribuirse a la fragmentación del ecosistema ocasionada por los cambios de la morfología dunar asociados a estas presiones (Anders and Leatherman, 1987; Roig and Martín, 2005), que promueven la desaparición de las comunidades más sensibles (Acosta et al., 2007). Por otro lado, mientras que la limpieza de las playas deriva en una disminución en los aportes de nutrientes (Rossi and Underwood, 2002), el tránsito ocasiona la compactación del terreno y, con ella, una limitación en la elongación del sistema radicular de la vegetación y la retención de nutrientes en el sedimento (Kuss, 1986), restringiendo aún más su posible asimilación. Esto perjudica la recuperación de las plantas dañadas por la acción mecánica del pisoteo, provocando su deterioro y desaparición, así como un cambio en la composición dunar, ocasionado por el crecimiento de especies oportunistas y especies dunares con un sistema radicular adaptado a estas condiciones geomorfológicas (García-Mora et al., 1999).

En cualquier caso, ambos atributos de riqueza cumplen con el requisito de ser sensibles y responder frente a las presiones analizadas.

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que los indicadores riqueza total y riqueza de especies características se encuentran significativamente correlacionados, con factores de correlación próximos a 0.9 (Tabla V. 4 y Tabla V. 9). Por ello, de acuerdo con Heino et al., (2005), con el objeto de evitar la redundancia de información se propone que el sistema de evaluación del estado de la vegetación dunar integre uno de los dos indicadores de riqueza. En este sentido, tal y como señala Oliver (2002), *la elevada cobertura de especies exóticas es lo que causa impactos negativos sobre la riqueza de especies nativas, no la elevada riqueza de especies exóticas*. De este modo, parece más apropiado emplear el indicador de riqueza de especies características, si bien la información relativa a la riqueza de especies ruderales y/o alóctonas podría emplearse como un factor de ponderación negativo sobre el estado de la estructura y composición de la comunidad.

Las dificultades asociadas a la medición de la estructura de la vegetación han derivado en un uso generalizado de la cobertura vegetal como su principal indicador (Guerschmann et al., 2009; Laliberte et al., 2007). Asimismo, este indicador ha sido muy empleado en la evaluación de la relación entre la vegetación y la degradación del suelo (Zhongming et al., 2010). En el caso de la vegetación dunar, tanto el tránsito como la limpieza mecánica de las playas generan una degradación del sustrato (Kuss and Grafe, 1985; Kutiel et al., 2000; Servera and Martín-Prieto, 1996), por lo que, *a priori*, parece adecuado utilizar la cobertura como indicador del estado de la estructura vegetal dunar. Esta apreciación se encuentra ratificada por los resultados de los experimentos llevados a cabo en los sistemas dunares de la región, en los que la

cobertura vegetal responde de forma significativa ante las presiones analizadas, en todos los estratos dunares (Tabla V. 5 y Tabla V. 10-Tabla V. 12), incluso más allá de la zona directamente afectada por las presiones, si bien en los estratos superiores (duna terciaria) los efectos de las perturbaciones parecen ligados a la zona directamente alterada.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Dugan et al. (2010) en las playas de California, donde la limpieza de las playas parece conducir a una conversión del sistema dunar en playa no vegetada. Este hecho puede ser atribuido tanto a la retirada directa de la vegetación por parte de las máquinas limpiadoras, como a la eliminación de propágulos y semillas, y a la ya mencionada reducción del aporte de nutrientes y fragmentación del propio sistema dunar.

Asimismo, tal y como exponen Sheppard et al. (2009), una reiterada exposición al tránsito puede inducir respuestas fenotípicas en organismos de elevada plasticidad morfológica, tales como la disminución de las tasas de crecimiento y reproducción a favor de cambios morfológicos (p.e. elongación de las raíces) y de comportamiento, que incrementen sus mecanismos de defensa. En el caso de los organismos sésiles, esto puede derivar en la disminución de la abundancia de las comunidades en la zona directamente afectada por la presión y su entorno próximo.

De este modo, tal y como se muestra en los resultados de este capítulo, la alteración de la abundancia vegetal no sólo derivará en cambios en el estrato directamente sometido a la limpieza o tránsito, sino que la reducción en el aporte de semillas y nutrientes, así como las adaptaciones de las comunidades y la disminución de sus tasas de reproducción, puede conllevar cambios en los estratos dunares adyacentes, principalmente en los niveles inferiores, como por ejemplo la disminución de la abundancia vegetal.

La sensibilidad del indicador cobertura vegetal frente a las presiones, junto con la sencilla obtención de la información, bien mediante estimación directa en el campo (cuantificación *de visu*), o bien mediante fotointerpretación en gabinete, postula a este atributo como un buen indicador de la estructura dunar.

En el caso de la frecuencia de aparición de la vegetación, los resultados obtenidos en los dos procedimientos experimentales indican la existencia de diferencias significativas en dicho atributo en función tanto del tránsito como de la limpieza mecánica de las playas. No obstante, a diferencia del indicador de la cobertura vegetal, la estimación de la frecuencia de aparición de la vegetación requiere de trabajo de

campo, por lo que la obtención de los datos necesarios para su valoración puede resultar más costosa.

Dada la elevada correlación existente entre las variables cobertura vegetal y frecuencia de vegetación, siguiendo la recomendación de Heino et al. (2005), se considera apropiado evaluar exclusivamente un único indicador de abundancia vegetal que, en este caso, debido a la ya señalada sencillez de obtención de la información, será la cobertura vegetal.

En el caso de la materia orgánica, a pesar de que la introducción de residuos orgánicos pueden sustentar e incrementar la concentración de materia orgánica en el sedimento (Palm et al., 2001), los resultados obtenidos en los procedimientos experimentales indicaron la inexistencia de diferencias significativas entre las zonas sometidas a la retirada del arribazón (limpieza de la playa) y las zonas control, en las que existe un aporte de restos orgánicos procedentes de la marea y el arrastre fluvial. No obstante, de acuerdo con Puttaso et al. (2010) y Samahadthai et al. (2010), la acumulación de materia orgánica en suelos arenosos es posible mediante la aplicación continuada, a lo largo de grandes periodos de tiempo, de residuos orgánicos. El orden de magnitud de la continuidad temporal a la que se hace referencia es de lustros y/o décadas, por lo que, a pesar del mantenimiento de los aportes estivales de arribazón durante el año 2009, resulta comprensible la ausencia de cambios en la concentración de materia orgánica del sedimento.

De este modo, y dado que este atributo no respondió de forma significativa ante las presiones analizadas, se ha descartado la utilización de la concentración de materia orgánica como indicador del estado de la estructura y composición de los hábitats dunares.

A modo de resumen, puede concluirse que tanto los atributos de riqueza de especies características como la cobertura y frecuencia de aparición de la vegetación resultan buenos indicadores del estado de la estructura y composición del sistema dunar.

De acuerdo con Oliver (2002), existen numerosos problemas asociados al uso exclusivo de indicadores de abundancia (cobertura vegetal y/o frecuencia de aparición de la vegetación) en la evaluación del estado de la estructura y composición de las comunidades vegetales, que se dan igualmente en el uso exclusivo del indicador de riqueza de especies (tanto en el caso de considerar especies características como especies exóticas, invasoras y/o ruderales). Por ello, una correcta evaluación de la estructura y composición de los hábitats del sistema dunar deberá integrar ambas perspectivas y los indicadores que deberían ser empleados en la evaluación de la

estructura y composición de los hábitats dunares son la riqueza de especies características y la cobertura vegetal del sistema.

Capítulo VI

Vulnerabilidad de los hábitats litorales

De acuerdo con lo enunciado en la introducción de esta tesis, se entiende que un hábitat es vulnerable frente a un factor de estrés cuando éste representa una amenaza para el mantenimiento de su estado o sus dinámicas (Gallopín, 2006). Así, la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats debe tener en cuenta dos aspectos básicos: por un lado, la sensibilidad del propio hábitat frente a dicho factor de estrés específico y, por otro, la cuantificación del nivel de exposición del hábitat frente a las presiones generadas por el citado factor sobre el entorno donde se desarrolla el hábitat (Ippolito et al., 2010; Lahr et al., 2010; Wilson et al., 2005).

Con respecto al primer aspecto, pese a que esta aproximación se encuentra globalmente aceptada, gran parte de los estudios sobre la vulnerabilidad de los hábitats no integran el concepto de sensibilidad frente a las presiones, sino que realizan una jerarquización de su valor ambiental teniendo en cuenta, por ejemplo, su carácter prioritario (Gauthier

et al., 2013) o la presencia de especies raras (Abbit et al., 2000; Pressey and Taffs, 2001). Asimismo, en aquellos casos en los que el cálculo de la vulnerabilidad incorpora la evaluación de la sensibilidad de los hábitats (p.e. Frost, 2013; IH Cantabria, 2011), su valoración se realiza en términos subjetivos, a partir de apreciaciones de expertos.

Por otro lado, en relación a la exposición frente a las presiones, tanto Regan et al. (2008) como Vilman et al. (2012) destacan la importancia de considerar la escala de los efectos de las presiones, tanto en relación a su magnitud como a su variación espacial. En el caso específico de los sistemas litorales, el desarrollo histórico de los núcleos de población (infraestructuras, acondicionamientos, usos del medio, actividades acuáticas, etc) ha generado una gran carga de presiones sobre los hábitats. De forma específica, los estuarios son uno de los ecosistemas más productivos del mundo (McLusky and Elliott, 2004), pero, al mismo tiempo, uno de los medios más amenazados (Branch, 1999), en los que se concentra un gran número de presiones relacionadas con la contaminación, los cambios hidromorfológicos, o las especies invasoras (Kennish, 2002).

Tal y como señalan Boorman (2003) y França et al. (2012), las principales presiones que pueden afectar al desarrollo de los hábitats estuarinos son las relacionadas con las emisiones contaminantes y las alteraciones hidrodinámicas. En este sentido, Adam (2002), Bricker et al. (2003), Dennison et al. (1992), y Fonseca and Bell (1998), señalaron la existencia de una relación entre la contaminación del medio y la distribución de la vegetación estuarina debido, por ejemplo, al incremento de las poblaciones de macroalgas oportunistas y/o disminución de fanerógamas marinas. Asimismo, las alteraciones hidrodinámicas (oleaje, frecuencias de inundación, velocidades, aportación de agua dulce) pueden resultar un factor condicionante de la distribución y desarrollo de la vegetación estuarina (Otte, 2001) y, *por ende*, de sus hábitats. La distribución de estas comunidades se encuentra relacionada con tres tipos de gradientes, que se conjugan en toda la extensión del estuario: 1) el gradiente altitudinal, relacionado con las diferencias en las cotas de inundación desde la zona acuática a la terrestre; 2) el gradiente salino, asociado a la posible influencia de las aportaciones de sistemas fluviales; y, 3) el gradiente hidrodinámico, derivado de su posición relativa frente a la zona de canales por donde circula el agua con mayor velocidad (e.g. Coops et al., 1991; McIntyre et al., 2003; Peñas et al., 2013).

Igualmente, modificaciones en la turbulencia y los procesos de mezcla podrían derivar en cambios en la turbidez del agua, desencadenando así una reducción de la intensidad lumínica y, por lo tanto, la pérdida de extensión de algunos hábitats, como por ejemplo los dominados por fanerógamas marinas (Walker and McComb, 1992).

Por otro lado, tal y como se ha puesto de manifiesto en el capítulo anterior de esta tesis, los usos turísticos y las presiones derivadas del mismo (e.g. el tránsito y la limpieza mecánica de las playas) representan presiones que pueden afectar al desarrollo de los hábitats dunares. Del mismo modo, los cambios en los procesos erosivos de las playas (Feagin et al., 2005) y/o la alteración de las corrientes mareales (Masselink et al., 2009), resultan susceptibles de alterar los procesos de regeneración del sistema dunar, mediante la modificación de los aportes sedimentarios.

6.1 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS GENERALES

La evaluación de la sensibilidad de los hábitats frente a las presiones es uno de los aspectos clave en la estimación de su vulnerabilidad, por lo que resulta necesario disponer de evidencias experimentales que permitan valorar, de la forma más objetiva posible, las respuestas de un hábitat ante la existencia de una presión. Por otro lado, el cálculo correcto de la exposición de los hábitats estuarinos y dunares frente a las alteraciones hidromorfológicas, las emisiones contaminantes (vertidos acuáticos) y las presiones derivadas del uso turístico de las playas (tránsito pedestre), mediante una delimitación precisa de su zona de afección, representaría un importante avance en la estimación de la vulnerabilidad frente a dichas presiones.

Por todo ello, el presente capítulo persigue dar respuesta a dos objetivos diferentes:

- a) Analizar de forma experimental la sensibilidad de los hábitats litorales frente a diferentes gradientes de presión. Para ello, como ejemplo representativo de este tipo de hábitats, se realiza un análisis específico de la respuesta de los hábitats estuarinos frente a las alteraciones hidromorfológicas (apartado 6.2).
- b) Analizar las consecuencias de la aplicación de diferentes aproximaciones metodológicas para el cálculo de la zona de afección de las presiones en las estimaciones de vulnerabilidad de los hábitats litorales. Con este objeto se analizan diferentes aproximaciones para la definición de la zona de afección de las presiones litorales y se discute su posible implicación en la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats estuarinos y dunares (apartado 6.3).

6.2 RESPUESTA DE LOS HÁBITATS ESTUARINOS FRENTE A LAS PRESIONES HIDROMORFOLÓGICAS

(Parte de este trabajo ha dado lugar a la publicación de un artículo de investigación en la revista indexada en el SCI Estuaries and Coasts, DOI 10.1007/s12237-013-9607-2, por Recio M. et al, en 2013, titulado *The Influence of Hydromorphological Stressors on Estuarine Vegetation Indicators*).

6.2.1 Hipótesis y Objetivo específicos

A tenor de lo expuesto en la introducción, se puede plantear que las presiones de tipo hidromorfológico juegan un papel importante en el estado de conservación de las comunidades vegetales estuarinas, debido a su sensibilidad frente a las modificaciones hidrodinámicas asociadas a dichas presiones. En este sentido, resulta previsible que algunas de sus características ecológicas, como la heterogeneidad de hábitats en un estuario, o su extensión respondan a los gradientes de presión hidromorfológica.

Por ello, el objetivo principal de este estudio se centra en el análisis de la respuesta de la vegetación estuarina frente a los gradientes generados por diferentes presiones hidromorfológicas, de modo que se pueda refutar o rechazar su alta sensibilidad teórica, establecida con anterioridad mediante procedimientos subjetivos.

6.2.2 Material y Métodos

6.2.2.1 Áreas de estudio

El estudio se llevó a cabo en nueve estuarios localizados en la costa de Cantabria: Tina Menor, San Vicente de la Barquera, Oyambre, San Martín de la Arena, Mogro, Ajo, Joyel, Santoña y Oriñón (Figura VI. 1), incluyendo toda la superficie correspondiente a cada una de las nueve masas de agua de transición definidas en ellos (*sensu* Directiva Marco del Agua). Todos se caracterizan por la presencia de importantes extensiones de páramos intermareales y perfiles de zonación de la vegetación halófila semejantes. Así, las zonas periódicamente inundadas están colonizadas por fanerógamas marinas (*Zostera noltii*) y vegetación anual (*Salicornia* spp), mientras que en zonas mas elevadas aparecen comunidades de *Spartina alterniflora*, comunidades arbustivas de la clase *Sarcocornetea fruticosi* (p.e. *Halimione portulacoides*, *Sarcocornea fruticosa*, *Sarcocornea perennis*, *Limoniun vulgare*) y juncuales. De este modo, en los estuarios analizados existe una importante representación de los hábitats 1140, 1310, 1320, 1330 y 1420 (ver Ámbito de estudio, Capítulo III).

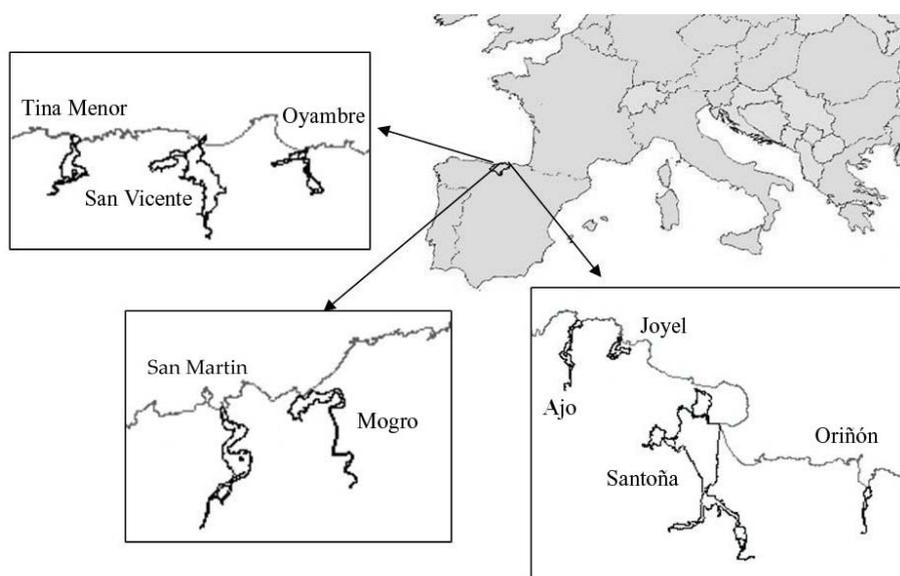


Figura VI. 1. Delimitación de los estuarios seleccionados para el análisis de la respuesta de la vegetación estuarina frente a las presiones hidromorfológicas.

6.2.2.2 Metodología

Con el objeto de contrastar la sensibilidad de los hábitats litorales frente a diferentes gradientes de presión hidromorfológica, se plantearon dos escalas espaciales de trabajo diferentes: una a nivel de todos los estuarios y otra a nivel de diferentes zonas de un estuario, cuya evaluación se llevó a cabo de forma secuencial:

1. Estudio a nivel de los diferentes estuarios, asumiendo que éstos se encuentran sometidos a diferentes tipos y magnitud de presiones hidromorfológicas.

Para el estudio a esta escala, se seleccionaron tres tipos de gradientes relacionados con: *i*) la pérdida de superficie intermareal en el estuario, *ii*) la alteración de las condiciones hidrodinámicas, en términos de cambios en la velocidad de la corriente y en el prisma de marea y *iii*) la modificación de los ecosistemas asociados a la interfase entre el medio terrestre y el medio acuático. La cuantificación de las presiones asociadas a dichos gradientes en cada uno de los estuarios se realizó mediante los tres indicadores incluidos en el Estuarine Hydromorphological Index (EHI), método oficial aplicado en la demarcación hidrológica del Cantábrico para cumplir con los requerimientos legislativos europeos de evaluación del estado de las masas de agua de transición (European Commission, 2009):

- i) *Pérdida de superficie intermareal (LR)*. Este indicador se calcula como la superficie relativa (porcentaje) de la masa de agua de transición que presenta rellenos recuperables en su superficie intermareal (Ecuación 7):

$$LR = (RF/IE_S) \times 100 \text{ (Ec.7)}$$

donde: *RF* es la extensión de la superficie intermareal de la masa de agua ocupada por rellenos recuperables, entendiendo como tal aquellas zonas ocupadas, localizadas en espacios públicos, con un sustrato no consolidado (espacios no urbanos), susceptibles de recuperar sus características naturales, y *IE_S* es la superficie intermareal de la masa de agua.

- ii) *Cambios hidrodinámicos (HC)*. Este indicador realiza una valoración de la superficie estuarina en la que las dinámicas mareales (velocidades de las corrientes y prisma de marea) se encuentran alteradas debido a la presencia de estructuras antrópicas, tales como diques, espigones o molinos de marea. El indicador se calcula como (Ecuación 8):

$$HC = \{(\sum TMS)/E_S\} \times 100 \text{ (Ec.8)}$$

donde: *TMS* es la extensión de la masa de agua (ha) cuyas dinámicas mareales se han visto modificadas por alguna estructura hidráulica, y *E_S* es la superficie de la masa de agua

- iii) *Estructuras antrópicas longitudinales (ALS)*. Este indicador evalúa la naturalidad de las orillas del estuario y se calcula como el ratio (Ecuación 9):

$$ALS = A_L/WB \text{ (Ec.9)}$$

donde: *A_L* es la longitud (m) de las estructuras antrópicas longitudinales (fijaciones de márgenes), y *WBP* es el perímetro de la masa de agua (m).

Por otro lado, con el objeto de valorar la sensibilidad de los diferentes hábitats estuarinos frente a los tres gradientes hidromorfológicos establecidos, se utilizaron cinco indicadores de composición, estructura y funcionalidad de la vegetación de marisma y fanerógamas marinas, de acuerdo con la propuesta de Noss (1999) para la selección de indicadores de estado de la vegetación:

- i) *Riqueza de hábitats*, calculada como el número de hábitats naturales, de acuerdo con la clasificación de la Directiva Hábitats (European Commission, 1992), presentes en el estuario (Tabla VI. 1).
- ii) *Superficie relativa de especies alóctonas*, estimada como la superficie relativa de la masa de agua situada por encima del nivel medio inferior de la marea, que se encuentra ocupada por especies alóctonas.

- iii) *Superficie relativa de vegetación de marisma y fanerógamas marinas*, definida como el valor de la superficie total vegetada en la masa de agua estuarina.
- iv) *Pérdida de cobertura de hábitats estuarinos*, estimada, de acuerdo con García et al. (2009), como la desviación entre la cobertura teórica (cobertura óptima) y la cobertura real (cobertura observada) de cada hábitat (Tabla VI. 1), mediante la siguiente formulación (Ecuación 10):

$$\Delta Cover = 100 - \left(\frac{\sum (\text{Optimal Cover}_{Habi} - \overline{\text{Real cover}_{Habi}})}{\text{Número de Hábitats}} \right) \quad (\text{Ec.10})$$

donde: $\overline{\text{Real cover}_{Habi}}$ es la cobertura media de cada hábitat en el estuario y $\text{Optimal cover}_{Habi}$ es la cobertura teórica propuesta por Bueno (1996).

Hábitat	Descripción	Cobertura óptima
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina	---
1110-A	Bancos de arena no vegetados o cubiertos por algas verdes	---
1110-B	Bancos de arena cubiertos por <i>Zostera marina</i> y algas	60
1140	Páramos arenosos o fangosos, no cubiertos por agua marina en marea baja	---
1140-A	Páramos intermareales no vegetados o cubiertos por algas verdes	---
1140-B	Páramos intermareales con <i>Zostera noltii</i> y algas	60
1420	Matorrales halófilos	90
1420-A	Comunidades de <i>Sarcocornia fruticosa</i>	100
1420-B	Comunidades de <i>Halimione portulacoides</i>	86
1420-C	Comunidades de <i>Suaeda vera</i>	86
1420-D	Comunidades de <i>Sarcocornia perennis</i>	96
1320	Pastizales de <i>Spartina</i>	63
1310	Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> spp	30
1330	Pastizales salinos atlánticos	100
1330-A	Comunidades de <i>Juncus</i> sp	100
1330-B	Prados halo-nitrófilos (<i>Elymus pycnanthus</i>)	90
1330-D	Prados de <i>Limonium</i> sp	90
1330-C	Comunidades de <i>Frankenia</i> y <i>Armeria</i>	91
1130	Estuarios	---
1130-A	Comunidades anfibias de <i>Scirpus maritimus</i>	100
1130-B	Comunidades anfibias de <i>Phragmites</i>	94
1130-C	Comunidades anfibias de <i>Scirpus palustris</i>	90
1150	Lagunas costeras	30
1160	Bahías	---
1170	Arrecifes	---
RHNs	Otros hábitats naturales (Dunas, acantilados marítimos, bosques de ribera, etc).	---
AHS	Hábitats antrópicos (pastos, plantaciones, especies alóctonas...)	---

Tabla VI. 1. Listado de hábitats estuarinos presentes en los estuarios Cantábricos y coberturas óptimas (García et al., 2009).

- v) *Superficie relativa de algas verdes*, calculada como el ratio entre la superficie estuarina cubierta por poblaciones de algas verdes y la superficie intermareal de la masa de agua.

Todos estos indicadores fueron calculados con base en una cartografía de los hábitats estuarinos a escala 1:5000 (IH Cantabria, 2010b).

Para llevar a cabo el análisis de la sensibilidad de los hábitats frente a las presiones, se realizaron análisis de correlación (coeficiente de correlación de Pearson) entre los registros de cada uno de los indicadores de presión hidromorfológica y cada una de las variables representativas de posibles respuestas de la vegetación en los nueve estuarios analizados. Con el objeto de conocer posibles respuestas redundantes, se realizaron igualmente análisis de correlación entre las cinco variables biológicas. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante la utilización del software STADISTICA STAT SOFT vs 6.

2. Estudio a escala local, utilizando diferentes áreas dentro de un mismo estuario sometidas a niveles distintos de una misma tipología de presión, tomando en consideración los resultados del primer análisis.

Teniendo en cuenta la significación de las respuestas obtenidas en el análisis a escala global (estuarios) reflejados en el apartado 6.2.3 (Tabla VI. 4), el estudio de las respuestas de la vegetación a escala local se centró en el análisis de dichas respuestas frente a un único gradiente de presión, el relacionado con las alteraciones de tipo hidrodinámico. Para ello, se seleccionaron dos áreas diferentes del estuario de las Marismas de Santoña: Argoños y Escalante (Figura VI. 2). Las dos zonas de estudio presentan unas características ambientales similares, con ausencia de vertidos antrópicos, pero difieren en las dinámicas mareales debido a la existencia de alteraciones hidrodinámicas en la zona de Argoños, los cuales restringen la inundación mareal del sistema.

Para llevar a cabo el estudio, se valoraron los mismos cinco indicadores biológicos que en el estudio a escala global. Dichos indicadores se aplicaron al ámbito de cada una de las zonas del estuario, salvo el correspondiente a la pérdida de cobertura de hábitats, que se valoró a un único hábitat (Hábitat 1330, *Pastizales salinos atlánticos*), que se encuentra bien representado en ambas localizaciones. En este caso, el estudio de la significación estadística de las respuestas frente a la alteración hidrodinámica se realizó mediante un test T-Student, utilizando el mismo software referido anteriormente.



Figura VI. 2. Zonas de estudio a escala local: marismas de Argoños y Escalante (estuario de las marismas de Santoña).

6.2.3 Resultados

6.2.3.1 Estudio a escala global

De acuerdo con la definición específica del indicador ocupación intermareal, la pérdida de hábitats estuarinos ocasionada por dicha ocupación no es una presión muy importante en los estuarios de la región. Únicamente dos estuarios (San Vicente y Santoña) presentan ocupaciones intermareales dentro de sus límites (Tabla VI. 2).

Los cambios en las condiciones hidrodinámicas son una de las mayores presiones hidromorfológicas en los estuarios Cantábricos. Cuatro de las nueve zonas de estudio presentan importantes extensiones (más del 20% de la superficie total de la masa de agua, Tabla VI. 2) con cambios hidrodinámicos, producidos tanto por modificaciones en la velocidad de las corrientes como por limitaciones en las dinámicas de los flujos.

Resulta especialmente destacable el caso de los estuarios de Oriñón y Oyambre, donde aproximadamente el 30% de la superficie de ambos estuarios presenta alteraciones en las dinámicas mareales, debido a la existencia de diques y/o molinos de marea.

Dos de los nueve estuarios presentan modificaciones hidromorfológicas debido a la existencia de infraestructuras antrópicas longitudinales (Tabla VI. 2). Mientras que en la ría de San Martín de la Arena dichas infraestructuras se utilizan para la canalización del estuario, en el caso de Santoña funcionan como estructuras de defensa. En ambos estuarios, a pesar del diferente uso de las infraestructuras, el ratio entre su longitud y el perímetro del estuario es, aproximadamente, 0.3.

Estuario	Superficie total (ha)	Ocupación intermareal (%)	Cambios hidrodinámicos (%)	Estruct. antrópicas longitudinales
Tina Menor	151	0,00	19,1	0,00
San Vicente	433	10,20	0,1	0,13
Oyambre	101	0,00	29,7	0,10
San Martín	340	0,00	27,1	0,28
Mogro	223	0,00	3,7	0,03
Ajo	128	0,00	9,1	0,00
Joyel	91	0,00	22,5	0,03
Santoña	1868	1,10	4,6	0,30
Oriñón	58	0,00	35,1	0,13

Tabla VI. 2. Resultados de los indicadores hidromorfológicos en las nueve zonas de estudio.

En el caso de las variables biológicas, los estuarios de San Vicente, Mogro, Ajo y Santoña presentan una elevada riqueza de hábitats, escasa presencia de especies alóctonas y ausencia de proliferaciones de algas verdes (Tabla VI. 3). Por otro lado, Oriñón y Oyambre muestran las mayores alteraciones en la vegetación estuarina, con los menores valores de riqueza de hábitats y grandes extensiones de especies alóctonas y algas verdes.

Estuario	Riqueza de hábitats	Superficie relativa de especies alóctonas (%)	Superficie relativa de vegetación de estuario (%)	Pérdida de cobertura de hábitats	Superficie relativa de algas verdes (%)
Tina Menor	9	8,7	22,3	4,7	2,2
San Vicente	10	2,2	6,8	13,4	2,1
Oyambre	7	49,3	18,7	17,5	3,9
San Martín	9	45,3	11,9	9,0	2,4
Mogro	9	1,2	8,0	13,2	0,9
Ajo	11	0,0	18,1	15,2	2,5
Joyel	9	0,5	12,9	21,0	1,7
Santoña	12	8,0	47,7	15,6	2,0
Oriñón	6	23,6	6,7	No data	6,1

Tabla VI. 3. Resultados de las variables biológicas en las nueve zonas de estudio.

Cabe destacar que, en todos los estuarios, la cobertura de los hábitats presenta desviaciones respecto de su cobertura óptima teórica.

Los análisis de correlación entre las variables biológicas mostraron una única correlación significativa, negativa ($R=-0.703$; $p=0.035$), entre la variable riqueza de hábitats y la extensión de algas verdes. No obstante, esta correlación parece atribuible a un artificio matemático, carente de significado ecológico. De este modo, ante la posibilidad de que ambas variables pongan de manifiesto diferentes evidencias de cambio en la vegetación estuarina, se mantuvieron ambos indicadores en el análisis.

A nivel de estuario, los análisis de correlación mostraron una relación significativa entre los cambios hidrodinámicos y las variables biológicas relacionadas con la composición vegetal (riqueza de hábitats y extensión de especies alóctonas) y funcionalidad (superficie de algas verdes) (Tabla VI. 4). En este sentido, la riqueza de hábitats parece disminuir con un incremento en la extensión del estuario que presenta alteraciones de flujo. Del mismo modo, un incremento en el área afectada por cambios hidrodinámicos deriva en un incremento del área ocupada por especies alóctonas y la superficie intermareal ocupada por algas verdes (Figura VI. 3).

	Riqueza de hábitats	Superficie relativa de especies alóctonas	Superficie relativa de vegetación de estuario	Pérdida de cobertura de hábitats estuarinos	Superficie relativa de algas verdes
Ocupación intermareal (%)	R = 0,25 p = 0,521	R = -0,27 p = 0,48	R = -0,2 p = 0,599	R = -0,008 p = 0,986	R = -0,15 p = 0,695
Cambios hidrodinámicos (%)	R = -0,8* p = 0,010	R = 0,71* p = 0,033	R = -0,25 p = 0,519	R = -0,004 p = 0,992	R = 0,72* p = 0,029
Estruct. antrópicas longitudinales	R = 0,2 p = 0,610	R = 0,45 p = 0,222	R = 0,42 p = 0,259	R = -0,047 p = 0,912	R = 0,12 p = 0,764

Tabla VI. 4. Coeficientes de correlación de Pearson (R) entre los indicadores hidromorfológicos y las variables biológicas (* = Correlación significativa; $p < 0.05$).

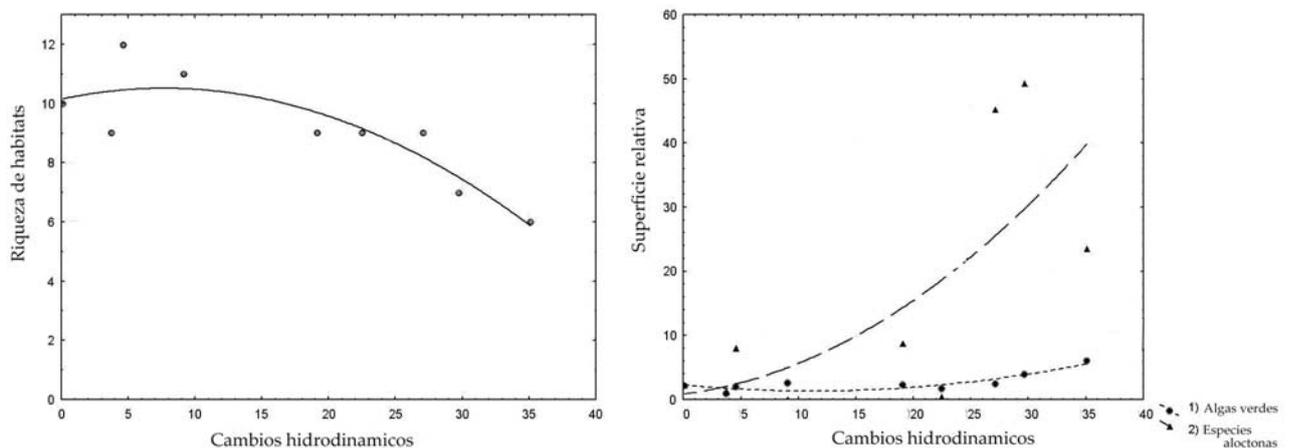


Figura VI. 3. Correlaciones entre las variables Cambios hidrodinámicos y Riqueza de hábitats, Superficie relativa de especies alóctonas y Superficie relativa de algas verdes.

6.2.3.3 Estudio a escala local

El análisis a escala local puso de manifiesto que las principales diferencias entre un espacio alterado y un espacio sin cambios hidrodinámicos se encuentran relacionadas con la desviación de la cobertura de los hábitats respecto de su cobertura óptima (Tabla VI. 5). En este sentido, en el caso del análisis de un único hábitat (*Pastizales salinos atlánticos*, hábitat 1330), representado en, al menos, 15-20 teselas cartográficas en cada área de estudio, los resultados del test T-Student ($T=2.42$; $p=0.02$) mostraron diferencias significativas en la cobertura media de este hábitat entre las dos zonas. Así, el hábitat 1330 situado en el espacio con alteraciones hidrodinámicas presentó una mayor desviación de su cobertura óptima que el mismo hábitat en un espacio con los flujos naturales.

	Riqueza de hábitats	Superficie relativa de especies alóctonas (%)	Superficie relativa de vegetación de estuario (%)	Pérdida de cobertura de hábitats estuarinos	Superficie relativa de algas verdes (%)
Escalante	4	0,1	33,09	30,0	0,0
Argoños	5	0,0	32,62	43,4	0,0

Tabla VI. 5. Resultados de las variables biológicas a escala local en Argoños (marisma con restricciones de flujo debido a la existencia de alteraciones hidrodinámicas) y Escalante (marisma con dinámicas de flujo no alteradas).

6.2.4 Discusión

Los análisis desarrollados han puesto de manifiesto la existencia de una relación entre las alteraciones hidromorfológicas y diversas variables biológicas relativas a la vegetación estuarina, lo que permite concluir que los hábitats que conforman dicha vegetación sí resultan sensibles frente a dichas presiones. No obstante, el grado de sensibilidad varía en función de la presión analizada.

De acuerdo con la bibliografía, alguna de las principales alteraciones morfológicas en los medios acuáticos derivan de perturbaciones relacionadas con los usos antrópicos del suelo (Bowen and Valiela, 2001; Dodson et al., 2005), especialmente procesos de ocupación de zonas intermareales (ABP, 2005). Independientemente del uso del área ocupada, la mera ocupación del territorio supone la pérdida total del ecosistema estuarino. Asimismo, en las zonas próximas a la ocupación, ésta puede provocar desde cambios en la composición de la vegetación acuática (Egertson et al., 2004), hasta alteraciones en las comunidades bentónicas (Dauvin et al., 2006; Lewis et al., 2003) o cambios en los procesos de sedimentación (Adams, 2005).

Sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo no han permitido revelar esta relación entre la vegetación estuarina y la ocupación intermareal. La ausencia de una correlación significativa entre el indicador *ocupación intermareal* y las variables biológicas puede atribuirse al método de evaluación del indicador hidromorfológico, cuyo valor final se encuentra condicionado por el criterio de definición de los límites del estuario. En este sentido, las masas de agua de transición se definen como la superficie estuarina cubierta por agua (CHC, 2011), quedando excluida toda la superficie que no está cubierta por agua en ningún momento del ciclo de marea, bien sea por su topografía natural o como respuesta a la existencia de un relleno antrópico. Sin embargo, parece evidente que cualquier ocupación del medio estuarino redundaría en la pérdida de los hábitats de dicho espacio, por lo que se plantea la importancia de este indicador como variable predictiva de las posibles modificaciones de la vegetación estuarina frente a futuros escenarios de reducción de la masa de agua de transición.

Por otro lado, las presiones hidromorfológicas que actúan como barreras estuarinas, tales como molinos de marea, diques o espigones, pueden provocar cambios en los patrones de las corrientes y en los procesos de sedimentación. La restricción de los flujos, tanto durante la penetración de la marea como durante el vaciado del estuario, modifica los regímenes mareales, reduciendo la amplitud de la marea (McLusky and Elliott, 2004). Si la energía mareal no penetra en un área del estuario, puede producirse un desequilibrio que incremente la erosión de la zona adyacente. En este sentido, de acuerdo con la hipótesis de que los cambios en la exposición al oleaje y en la velocidad de las corrientes podrían modificar la composición de la vegetación acuática (Fonseca and Bell, 1998; Keddy, 1983; Krause-Jensen et al., 2003), los resultados mostraron cómo las alteraciones hidrodinámicas (cambios en los regímenes mareales, tales como la velocidad de las corrientes, y en el prisma de marea) alteraron las condiciones de la vegetación estuarina, poniendo así de manifiesto su sensibilidad frente a dichas presiones.

Así, un aspecto reseñable es la variación de la extensión de especies alóctonas, que presentan sus valores máximos en los estuarios donde las alteraciones hidrodinámicas son más destacables (p.e. Oyambre, Oriñón y San Martín de la Arena), con cambios hidrodinámicos en una superficie cercana al 30% del estuario. Esto puede relacionarse con la creación de nuevas zonas secas, en las que se produce una rápida colonización del sustrato por especies oportunistas e invasoras. Asimismo, los indicadores de cambios hidrodinámicos y riqueza de hábitats presentan la mayor correlación entre las variables hidromorfológicas y biológicas, aunque los cambios en la riqueza de especies parecen no ser muy elevados. No obstante, el número total de hábitats estuarinos fue dos veces superior en los estuarios con pequeñas alteraciones hidromorfológicas (p.e. Santoña y San Vicente) respecto de los estuarios con mayores alteraciones

hidrodinámicas (p.e. Oriñón y Oyambre). Por último, la relación significativa entre los cambios hidrodinámicos y la extensión de comunidades de algas verdes puede explicarse por la modificación de la velocidad de las corrientes ocasionada por las barreras mareales, tales como diques, que pueden derivar en una disminución de la energía y, por lo tanto, la acumulación de sedimentos finos (McLusky and Elliott, 2004), con un incremento de la densidad de algas oportunistas (Krause-Jensen et al., 2007).

A pesar de los efectos señalados con anterioridad sobre la riqueza de hábitats y la extensión de las comunidades de algas verdes, de acuerdo con los resultados biológicos, la extensión relativa de las fanerógamas marinas y vegetación estuarina pareció no verse afectada por las presiones hidromorfológicas. En este sentido, de acuerdo con Fonseca (1998), cambios en las condiciones hidrodinámicas pueden provocar cambios en la composición de las fanerógamas marinas (que puede derivar en una disminución de su riqueza específica), mientras que la extensión del conjunto de la vegetación estuarina no muestra cambios significativos. En las comunidades de invertebrados bentónicos se ha observado una respuesta similar frente a las alteraciones hidromorfológicas, con cambios en su composición, pero no en su abundancia total (McCall, 1977; Norkkon et al., 2006). De este modo, a pesar de su sensibilidad frente a estas presiones, los cambios producidos en la composición y funcionalidad de los hábitats no han derivado, actualmente, en su desaparición.

En este mismo sentido, aunque todos los estuarios analizados presentan desviaciones en la cobertura de sus hábitats, debido a la ausencia de condiciones prístinas (García et al., 2009), a escala de estuario la desviación en la cobertura de los hábitats no muestra una relación significativa con ninguno de los indicadores de presión hidromorfológica. No obstante, si los estudios se desarrollan a escala local, analizando un único hábitat, sí parece existir una relación entre la modificación de los flujos estuarinos y la pérdida de densidad vegetal, o cobertura. Así, es posible sugerir que la alteración de la cobertura de los hábitats se minimiza a escala estuarina debido a la formulación del indicador, que estima el valor medio de dichas variaciones. Estos resultados, junto con los problemas en la valoración del indicador de ocupación intermareal, ponen de manifiesto la importancia de la escala de trabajo (Kaiser, 2003; Parravicini et al., 2009), la cual puede llevar a determinar, tal y como exponen Guinda et al. (2013), los resultados finales de un proceso de evaluación.

Finalmente, a pesar de no ser objeto de este análisis, puede señalarse que los resultados presentaron valores normales de las variables biológicas (vegetación de marisma y fanerógamas marinas) en el estuario de San Martín de la Arena, el cual se caracteriza por la presencia de las mayores tasas de contaminación de las masas de agua de

transición de Cantabria (Besada et al., 2010; Irabien et al., 2008; Puente et al., 2008). Por ello, cabría suponer que la sensibilidad de los hábitats estuarinos frente a las emisiones contaminantes (vertidos puntuales y difusos) debería ser inferior a su sensibilidad frente a las alteraciones hidromorfológicas, si bien resultaría necesario realizar un análisis específico.

En cualquier caso, es importante señalar que los estuarios son sistemas con un gran número de presiones, las cuales generan complejas sinergias entre ellas y, por ello, resulta complicado establecer relaciones entre un único tipo de presión y las variables biológicas.

6.3 DELIMITACIÓN DE LA ZONA DE AFECCIÓN PARA EL CÁLCULO DE LA VULNERABILIDAD DE LOS HÁBITATS ESTUARINOS Y DUNARES

6.3.1 Hipótesis y Objetivos específicos

El objetivo general de este apartado consiste en analizar la repercusión del empleo de metodologías de delimitación de la zona de afección que integran indicadores relativos a las características de la presión y la morfodinámica del medio (metodologías dinámicas), frente a metodologías de estimación directa de la zona de afección (metodologías estáticas), para alteraciones hidromorfológicas, vertidos acuáticos y tránsito pedestre.

La consecución de este objetivo general está sujeta al desarrollo de tres objetivos específicos, cada uno de ellos relacionado con una tipología de presión frecuente en el litoral de la región:

- i) Desarrollar una metodología dinámica (dependiente de las características de la presión y la morfodinámica del medio) para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas, y contrastar los resultados de su aplicación frente al uso de metodologías estáticas (apartado 6.3.2).
- ii) Desarrollar una metodología dinámica para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos y contrastar sus resultados frente a metodologías estáticas (apartado 6.3.3).
- iii) Desarrollar una metodología de delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre en el sistema dunar y contrastar sus resultados frente al empleo de metodologías estáticas (apartado 6.3.4).

6.3.2 Zona de afección de las Alteraciones hidromorfológicas

Atendiendo a la definición de la ACA (2006), una alteración hidromorfológica es toda actuación y/o infraestructura susceptible de alterar los regímenes hidráulicos (circulación del agua) de un sistema, así como su estructura física (morfometría).

De acuerdo con su propia definición, y tal y como se ha puesto de manifiesto anteriormente, la presencia de una infraestructura hidromorfológica genera, de forma directa, alteraciones hidrodinámicas relativas a la velocidad y dirección de las corrientes y a la exposición al oleaje, variables íntimamente ligadas con los procesos de erosión-sedimentación (Frostick and McCave, 1979; Lou and Ridd, 1997). Tal y como muestran diversos autores (Allen, 2000; French et al., 2000), el incremento en la exposición al oleaje y en la magnitud de las corrientes pueden derivar en una alteración de los procesos erosivos y sedimentarios, al tiempo que existe una correlación positiva entre la velocidad de la corriente y la concentración de sólidos en suspensión. De este modo, los cambios en las condiciones hidrodinámicas pueden alterar los procesos de transporte de sedimentos y, en última instancia, comprometer el mantenimiento del biotopo de los hábitats sedimentarios (tanto estuarinos como dunares).

La alteración de las características hidrodinámicas estuarinas se encuentra igualmente ligada con el desarrollo de la biocenosis de sus hábitats. Tanto Fonseca and Bell (1998), como Koch (2001), muestran la existencia de una correlación significativa entre los procesos hidrodinámicos, principalmente la velocidad de las corrientes, y los atributos estructurales de la vegetación acuática, de modo que el desarrollo de esta vegetación se encuentra favorecido por la existencia de corrientes de velocidad intermedia. En este sentido, diversos autores (Conover, 1964; Fonseca et al., 1982; Fonseca and Kenworthy, 1987; Koch, 1994; Phillips, 1974) establecen rangos de tolerancia de ciertas especies vegetales (p.e. *Zostera noltii*,) frente a la magnitud de la velocidad de las corrientes. Cambios en las velocidades que supongan la desviación de estos rangos implicarán la eliminación del potencial desarrollo de las diferentes comunidades y, *por ende*, de sus hábitats. Asimismo, diversos estudios de laboratorio afirman que, de forma general, cambios en la velocidad de las corrientes estuarinas generan cambios en la productividad de la vegetación acuática (Fonseca and Kenworthy, 1987; Madsen and Sondergaard, 1983).

En síntesis, todo cambio en los procesos hidrodinámicos de un sistema es susceptible de alterar la estructura física de los hábitats, mediante la alteración de los procesos de sedimentación, erosión y resuspensión de materiales, así como el desarrollo y distribución de los organismos vegetales que los conforman.

Con el objeto de analizar las diferencias en la delimitación de la zona de afección definida mediante métodos que toman en consideración las características propias de una presión, y la dinámica de su entorno, sobre la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas, se ha llevado a cabo una comparación de los resultados obtenidos en el cálculo de la zona de afección de diferentes alteraciones hidromorfológicas con base en:

- i) una metodología dinámica, desarrollada en la presente tesis doctoral, y
- ii) una la metodología estática, independiente de las características del entorno de la presión, descrita en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria (IH Cantabria, 2011).

6.3.2.1 Método dinámico para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas

En el marco de esta tesis, la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas se define como el espacio acuático en el que las corrientes y/o los procesos de transporte de sedimentos se modifican significativamente a causa de la presencia de las alteraciones.

Los indicadores utilizados para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas fueron:

- los cambios en la magnitud de la velocidad de las corrientes, y
- los cambios en la tasa acumulada de erosión/sedimentación.

Únicamente se tomaron en consideración aquellos cambios en dichas variables cuyo valor absoluto fue superior a los umbrales descritos en la Tabla VI. 6. Dichos valores están situados entre el 1-5% de los valores máximos medios, de cada indicador, registrados en los escenarios sin presiones.

Velocidad de las corrientes	Tasa de erosión/sedimentación
$ \Delta v \geq 0.05m/s$	$ \Delta_{eros./sed.} \geq 0.01m$

Tabla VI. 6. Umbrales utilizados como criterio para considerar que el cambio de las características hidrodinámicas ha sido debido a la existencia de una alteración hidromorfológica.

El procedimiento diseñado para definir la zona de afección consistió en un sistema predictivo jerárquico, fundamentado en la consecución de los siguientes pasos:

1. simulación del comportamiento hidrodinámico (velocidad de las corrientes y tasa de erosión/sedimentación);
2. transformación de los resultados del modelo hidrodinámico e integración en un sistema de información geográfica;
3. análisis espacial de los resultados de la simulación hidrodinámica;
4. delimitación de la zona de afección.

Esta propuesta es aplicable al conjunto de presiones hidromorfológicas existentes en los sistemas litorales: alteraciones del régimen hidrológico (cambios en los caudales fluviales), modificaciones hidrodinámicas (alteraciones de la circulación de las corrientes) y alteraciones morfológicas (rellenos y/o dragados).

1. Simulación del comportamiento hidrodinámico.

La simulación del comportamiento hidrodinámico del sistema se realizó a través del módulo hidrodinámico Delft3D-FLOW, del sistema de modelado DELFT3D, desarrollado por Deltares. Las simulaciones de este modelo se basan en las ecuaciones de Navier-Stokes, bajo las asunciones de Boussinesq. Dado que la propuesta metodológica hace referencia a espacios someros, se optó por la realización de simulaciones bidimensionales, utilizando ecuaciones promediadas en vertical.

El módulo Delft3D-FLOW es un programa de simulación hidrodinámica multidimensional, de distribución gratuita, que calcula los flujos y fenómenos de transporte resultantes de la marea y factores meteorológicos, en una malla curvilínea, incluyendo los efectos de diferencias en las densidades como consecuencia de una distribución no uniforme de temperatura y salinidad.

La ejecución del modelo precisa definir: i) las características batimétricas de la zona de estudio, discretizadas en forma de malla curvilínea; y ii) las condiciones de contorno del modelo, las cuales comprenden los niveles de marea, los aportes de agua dulce y diversos parámetros físicos, tales como el tipo de sedimento (cohesivo - no cohesivo) y su distribución inicial, la densidad del medio, la viscosidad o la rugosidad del sustrato.

Para cada una de las presiones, la simulación de las condiciones hidrodinámicas se realizó en dos escenarios diferentes (Figura VI. 4):

- Escenario control, sin la alteración hidromorfológica.
- Escenario de análisis, con la presencia de la alteración hidromorfológica.

El periodo mínimo de simulación, en cada uno de los escenarios hidrodinámicos, fue de dos semanas, durante el mes de marzo. Este periodo de simulación permitió, junto

con la estabilización del modelo y la minimización de errores en sus resultados, la simulación de las condiciones hidrodinámicas con ondas de marea de diferente amplitud, entre las que se encontraban las mareas vivas equinocciales, así como la introducción de caudales fluviales correspondientes al periodo característico de aguas altas en el norte de la Península Ibérica (CHC, 2011).

El intervalo de almacenamiento de resultados fue de 7200 sg, a partir del inicio de la ejecución. Tras las diferentes ejecuciones, se obtuvo un total de 336 resultados, la mitad (168) correspondiente al escenario control y la otra mitad (168) al escenario de análisis.

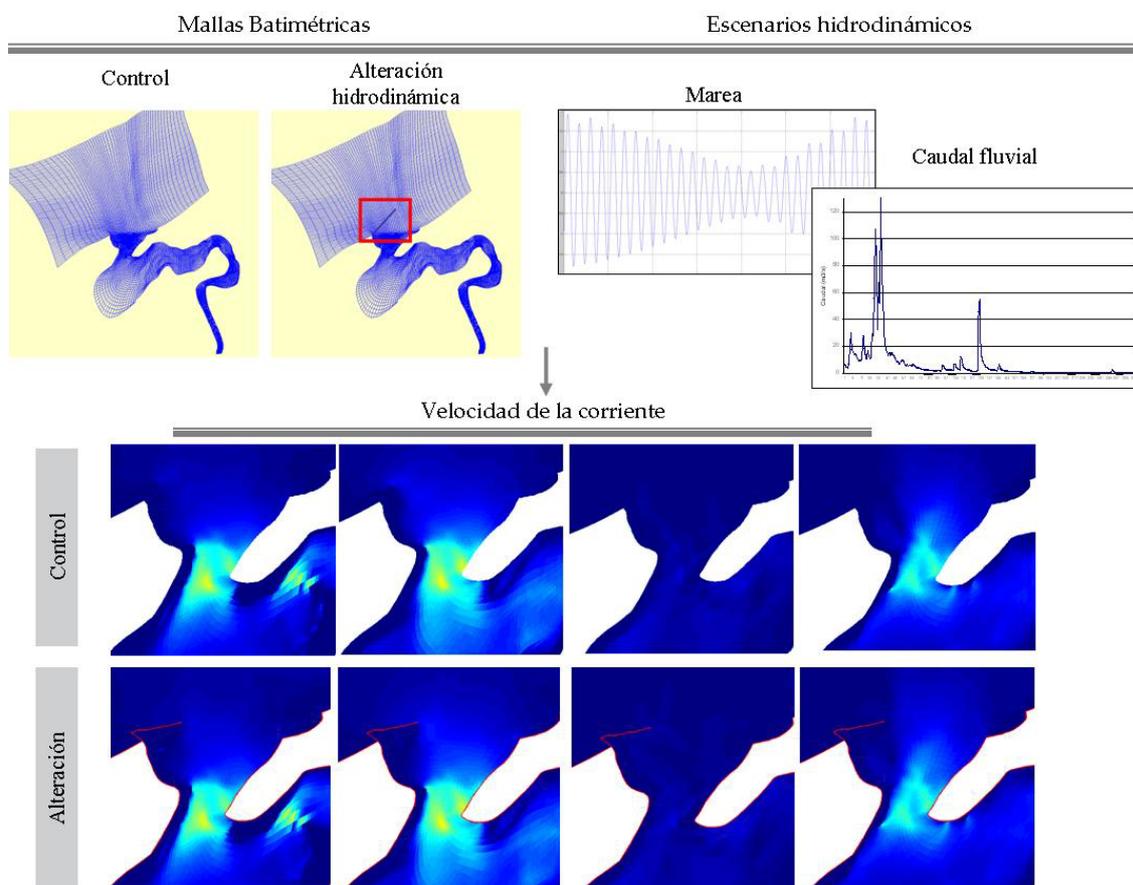


Figura VI. 4. Proceso de simulación del comportamiento hidrodinámico del sistema.

Con el objeto de reducir el volumen de datos, se seleccionaron los resultados hidrodinámicos de velocidad de las corrientes (magnitud) de dos ciclos completos de marea consecutivos (24 horas – 12 resultados) para: *i*) una onda de amplitud máxima

(marea viva) y *ii*) una onda de amplitud mínima (marea muerta) (Figura VI. 5), en cada uno de los dos escenarios hidrodinámicos.

De este modo, a pesar de que el número total de resultados analizados se redujo de 168 a 24 en cada escenario (12 para una onda de amplitud máxima y 12 para una onda de amplitud mínima), se consiguió integrar una gran variabilidad de condiciones hidrodinámicas.

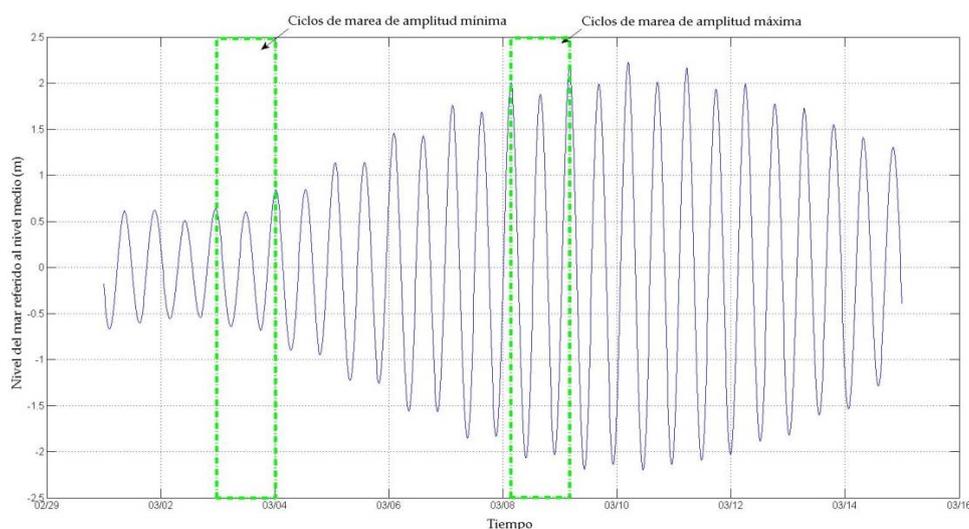


Figura VI. 5. Selección de ciclos de marea.

En el caso de los procesos de transporte sedimentario, los cambios se evaluaron mediante la cuantificación de las diferencias en la tasa acumulada de erosión/sedimentación al final del periodo de modelado (día 15 de la simulación hidrodinámica). Por ello, sólo se seleccionaron los resultados del modelo hidrodinámico correspondientes al último instante de la simulación (hora 336) en cada uno de los escenarios.

2. Transformación de los resultados del modelo hidrodinámico e integración en un sistema de información geográfica.

La integración de los resultados del modelo hidrodinámico en un sistema de información geográfica se realizó mediante la transformación de los archivos a formato ARCview shape, a través de la herramienta QUICKPLOT del sistema de modelado Delft3D (Figura VI. 6a). Para posibilitar la ejecución de operaciones aritméticas la información fue posteriormente transformada a formato ráster (Figura VI. 6b).

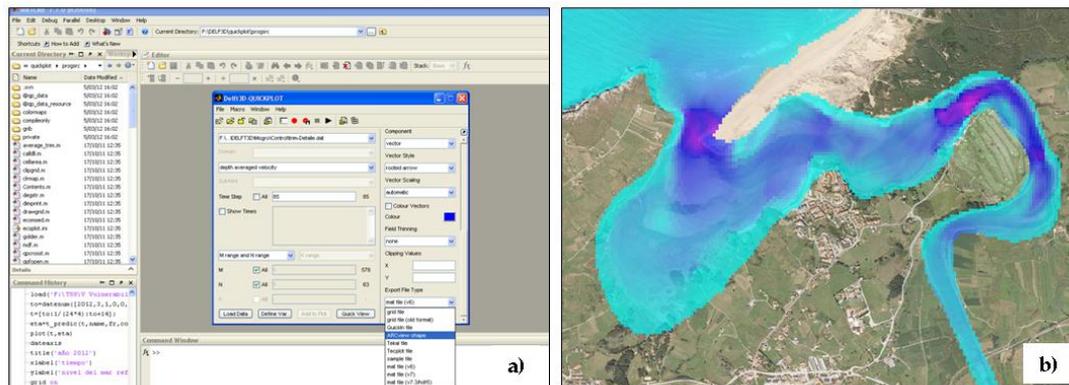


Figura VI. 6. Transformación de los resultados del modelo hidrodinámico: a) exportación de datos a formato ArcView shape y b) ráster generado a partir de los resultados del modelo.

3. Análisis espacial de los resultados de la simulación hidrodinámica.

Los cambios en la velocidad de la corriente y la tasa acumulada de erosión/sedimentación, entre el escenario de análisis (con una presión hidromorfológica) y el escenario control, se cuantificaron utilizando la calculadora de rásters (presente en la herramienta *Spatial Analyst*).

Los resultados positivos de la variación de la velocidad implicaban una aceleración de las corrientes, mientras que los resultados negativos representaban una deceleración. En el caso del transporte de sedimentos, las variaciones positivas significaban un incremento de los procesos sedimentarios. Por el contrario, las variaciones negativas en la tasa acumulada de erosión/sedimentación implicaban un aumento de los procesos erosivos (Figura VI. 7).

En el caso del indicador cambios en la velocidad de la corriente, el cálculo de la variación de las velocidades, respecto del escenario control, se llevó a cabo para cada uno de los 24 resultados (t_1 - t_{24}) del modelo hidrodinámico. Con el objeto de facilitar la gestión de los resultados, los 24 valores de variación de la magnitud de la velocidad fueron integrados en dos únicos rásters, correspondientes a los valores máximos y los valores mínimos de variación de la velocidad en cada celda de la malla (Figura VI. 8).

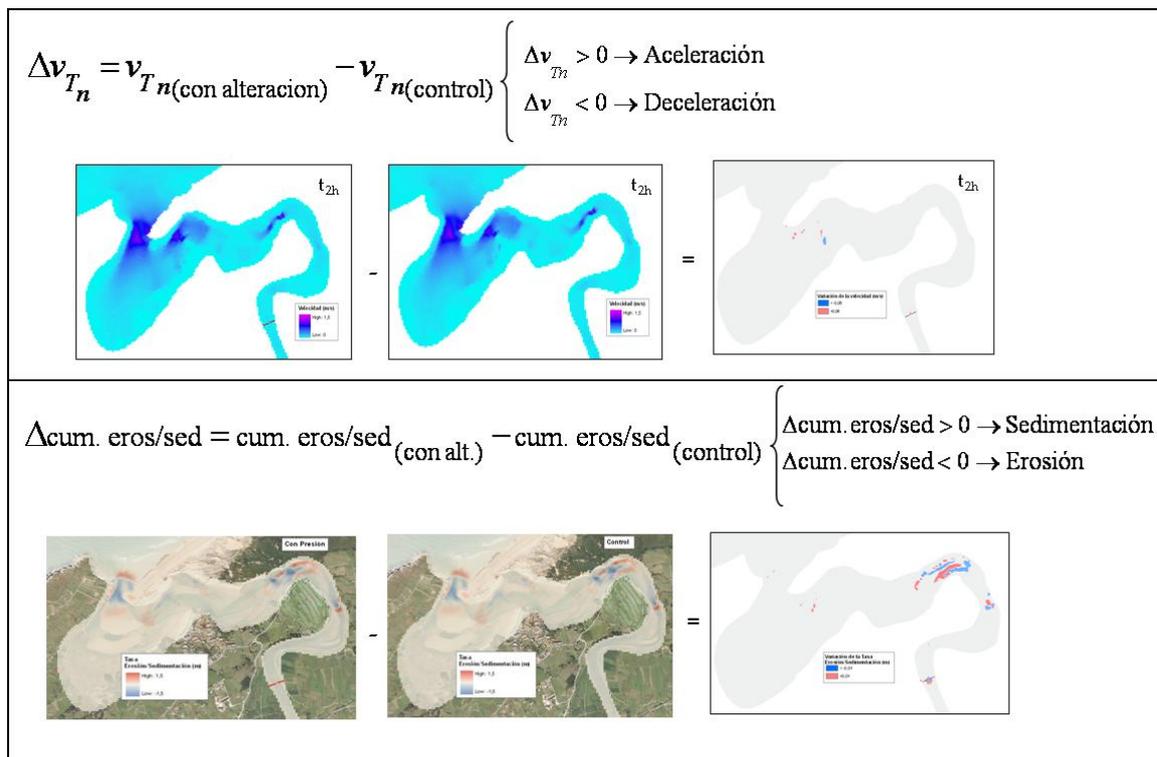


Figura VI. 7. Calculo de la variación del módulo de la velocidad de las corrientes y la tasa acumulada de erosión/sedimentación en un estuario.

4. Delimitación de la zona de afección.

La delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas se realizó a partir de:

- i) La aplicación de los umbrales (Tabla VI. 6) para la selección de las celdas en las que se produjeron cambios en la velocidad de las corrientes y/o tasa acumulada de erosión/sedimentación (Figura VI. 9).

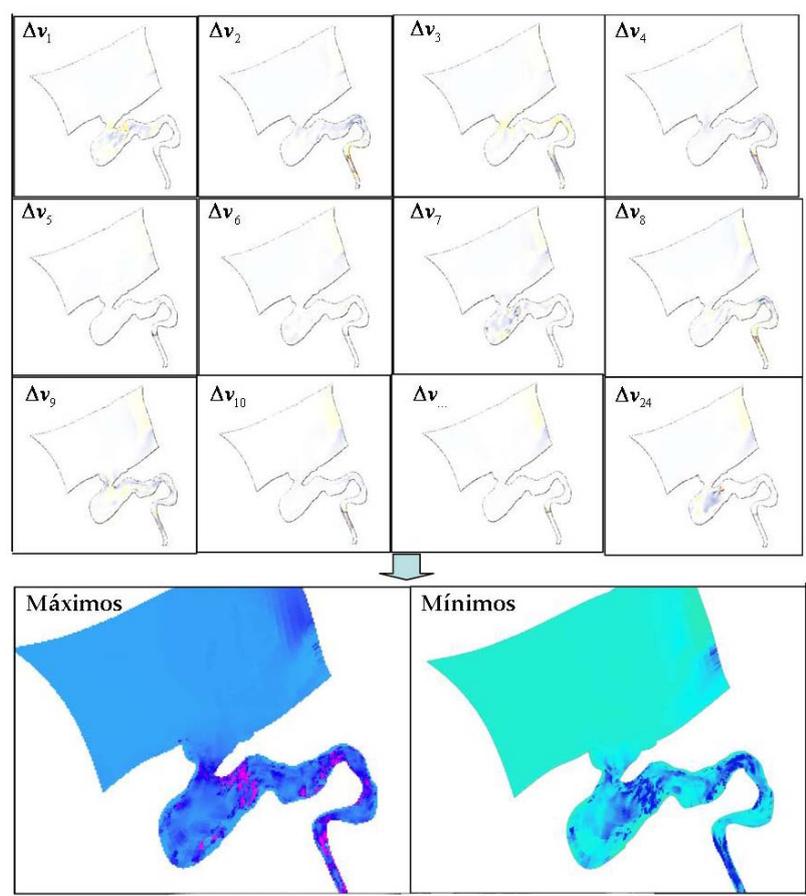


Figura VI. 8. Integración de los 24 resultados de variación de la velocidad.

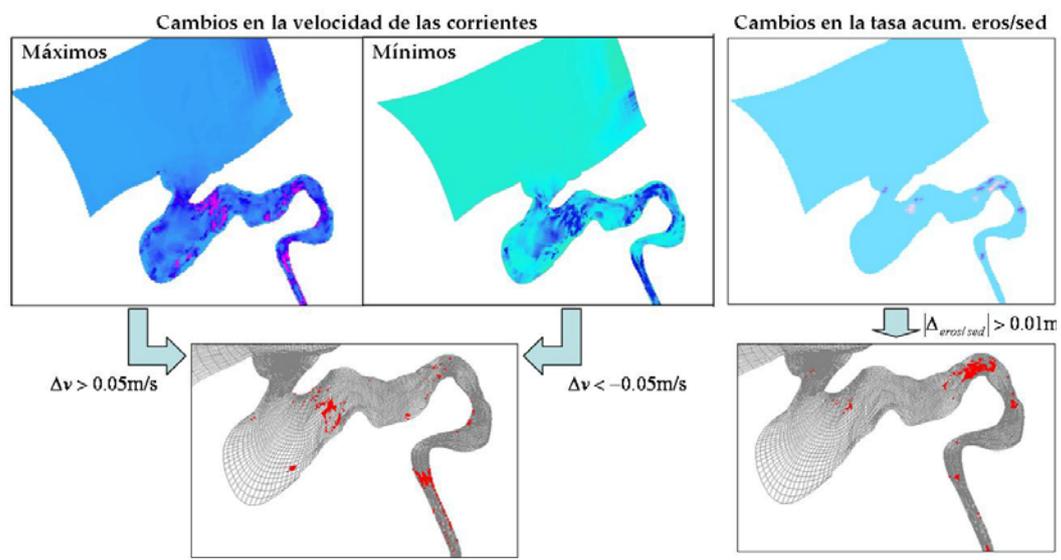


Figura VI. 9. Aplicación de umbrales.

ii) La integración, en una unidad espacial homogénea y coherente, de las celdas de los rasters en los que se registraron cambios de velocidad y/o de la tasa de erosión/sedimentación. Para ello, la información sobre los cambios en la velocidad y/o tasa de erosión/sedimentación se transformaron en polígonos y se combinaron en un único shapefile (*.shp). Al objeto de definir una zona de afección de baja complejidad geométrica, los polígonos próximos en el espacio (separados una distancia inferior a 100m) se combinaron entre sí, formando nuevos polígonos (Figura VI. 10).

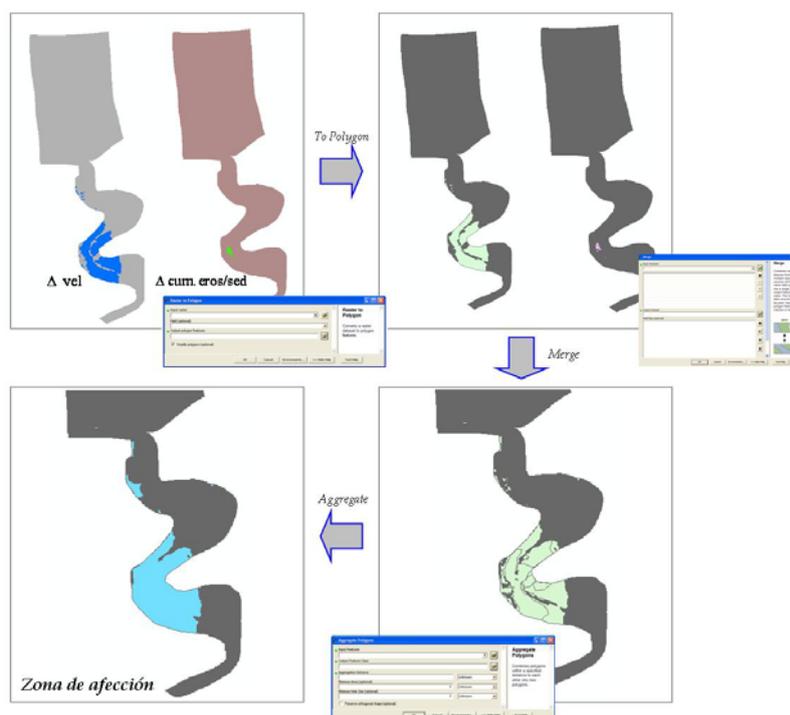


Figura VI. 10. Delimitación de la zona de afección.

6.3.2.2 Método estático para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas

La metodología desarrollada en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas emplea un criterio único y constante, para cada tipo de alteración (Tabla VI. 7). El resultado final es una zona de afección con una geometría circular, cuya magnitud es proporcional a la longitud de la infraestructura, e independiente de las características del entorno en el que se localiza.

Alteración	Criterio para la delimitación de la zona de afección
Espigones, Pantalanes, Diques, Emisarios	Circunferencia con radio $1.5 \times L$ (L: longitud total de la actuación y centro en el origen de la misma).
Molino de marea	
Dragados/Extracciones de áridos	Buffer de 500 m de radio en torno a la zona de actuación que se amplía hasta 1 km de radio en la dirección del oleaje dominante en mar abierto y de la corriente de marea en estuarios

Tabla VI. 7. Criterios utilizados en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas.

6.3.2.3 Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas

Para contrastar la metodología dinámica y la metodología estática de delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidromorfológicas, se seleccionaron como casos de estudio siete alteraciones teóricas (cinco diques y dos espigones) distribuidas en diversas localizaciones del estuario de Mogro (Figura VI. 11) y la ría de San Martín de la Arena (Figura VI. 12). La selección de estos estuarios respondió a su clasificación dentro una misma tipología: estuarios alargados, dominados por superficie intermareal (Galvan et al., 2010), en los que los aportes fluviales resultan similares (GESHA, 2005).



Figura VI. 11. Localización de las alteraciones hidromorfológicas teóricas analizadas en el estuario de Mogro.

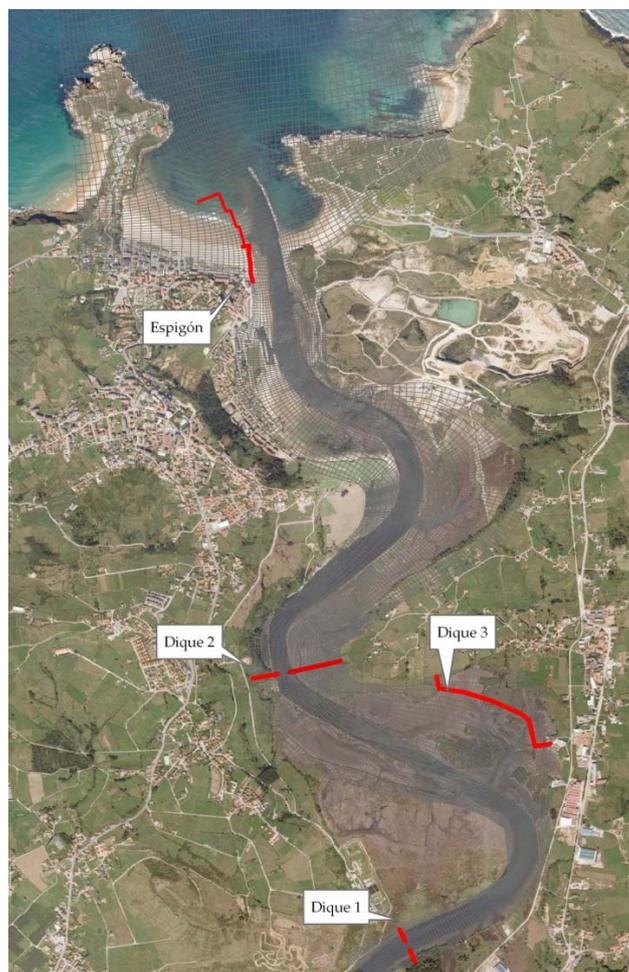


Figura VI. 12. Localización de las alteraciones hidromorfológicas teóricas analizadas en la Ría de San Martín de la Arena.

En ambas localizaciones, las simulaciones hidrodinámicas requeridas por el método dinámico se llevaron a cabo utilizando como condiciones de contorno:

- una onda de marea generada en MATLAB, mediante la herramienta Tidal Analysis Toolbox (Pawlowicz et al., 2002), a partir de las componentes armónicas registradas en el mareógrafo de Santander,
- caudales fluviales diarios, registrados en las estaciones de aforo de Puente Viesgo (río Pas – estuario de Mogro) y Torrelavega (río Saja – Ría de San Martín de la Arena).

La información batimétrica se extrajo de la batimetría general de Cantabria, del Instituto Hidrográfico de la Marina, desarrollada a partir de cartas náuticas en papel (hojas 938, 939, 940, 941, 4021, 659, 4011, 24b y 165).

Aplicación de las metodologías en el estuario de Mogro

De acuerdo con lo expuesto en la Figura VI. 11, en el estuario de Mogro se analizaron los efectos de tres infraestructuras hidromorfológicas teóricas, las cuales integraban diferentes tipos de alteraciones, todas ellas frecuentes en el litoral de Cantabria:

- Dique 1: dique transversal a la dirección de la corriente, localizado en la cola del estuario. La longitud de la infraestructura fue igual la anchura del cauce (150m), si bien se diseñó con una apertura central (25m) que permitiese el paso restringido de las corrientes.
- Dique 2: dique de 200m de longitud, transversal a la dirección de las corrientes, situado en el tramo medio del estuario, que limita el paso de las corrientes fluviales a la canal principal del estuario.
- Espigón: espigón de 350m de longitud, ubicado en la margen izquierda de la bocana del estuario, en una zona sometida a la acción de las corrientes mareales.

Resultados del Método dinámico

Los datos batimétricos utilizados para llevar a cabo las simulaciones hidrodinámicas en el estuario de Mogro se encuentran integrados en una malla de 578x63 celdas (Figura VI. 13), generada a través del módulo RGFGRID del modelo Delf3D. La resolución de la malla, una vez transformada a formato ráster, fue de 21m.

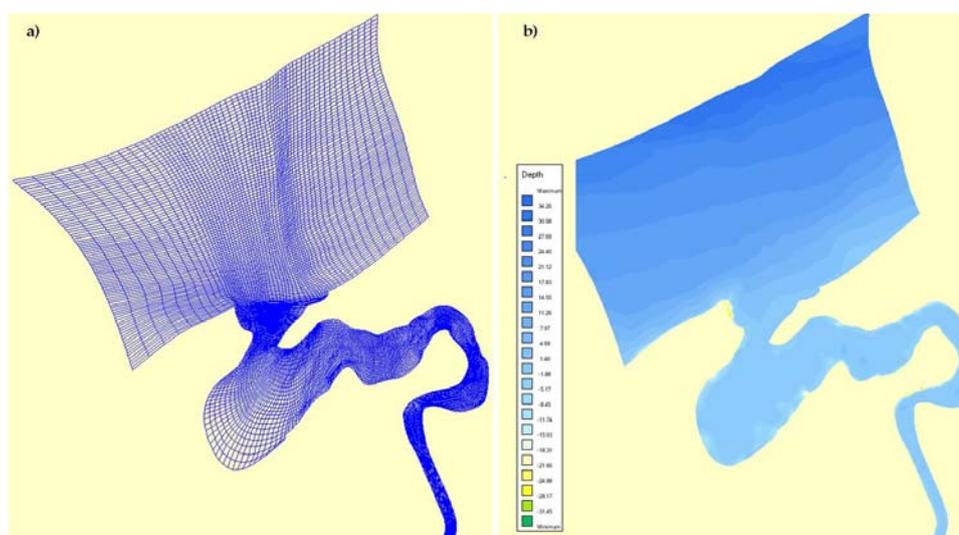


Figura VI. 13. Malla curvilínea (a) e información batimétrica del estuario de Mogro (b).

La información hidrodinámica utilizada fue la correspondiente a los 15 días comprendidos entre el 4 y el 19 de marzo de 2003 (Figura VI. 14). Para la ejecución de

las simulaciones hidrodinámicas se despreciaron los aportes procedentes de la escorrentía superficial.

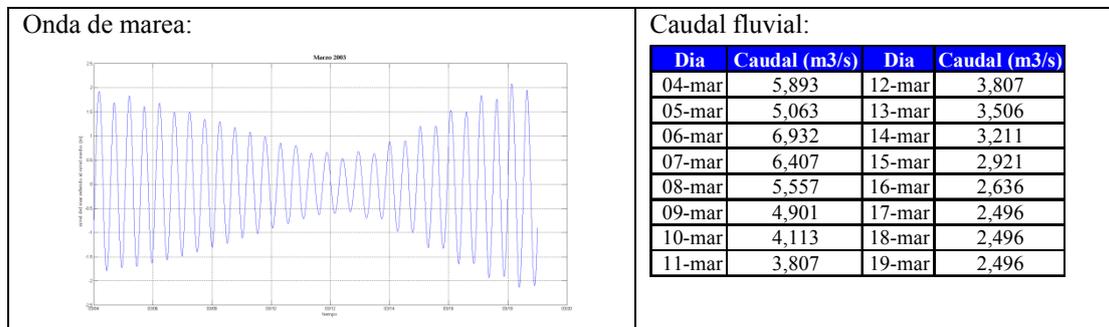


Figura VI. 14. Condiciones hidrodinámicas empleadas en las simulaciones.

Los resultados de la zona de afección de las tres alteraciones hidromorfológicas resultaron variables en tamaño y geometría, con una extensión de entre 40 y 65 ha. En todos los casos, lo más destacable fue la discontinuidad existente entre las zonas en las que las condiciones hidrodinámicas resultaron alteradas. Asimismo, independientemente de la localización de la presión, las alteraciones hidrodinámicas se extendieron, en mayor o menor medida, desde la cola hasta la bocana del estuario.

La restricción del flujo fluvial, mediante la instalación de una infraestructura transversal al cauce en la cola del estuario (Dique 1; Figura VI. 15), provocó grandes cambios en la velocidad de las corrientes, con aceleraciones superiores a 0.5 m/s y deceleraciones de 0.1m/s, tanto en las proximidades de la infraestructura (aguas arriba y aguas abajo) como en el tramo medio del estuario. La mayor superficie con cambios en la tasa erosión/sedimentación se localizó en el tramo medio del estuario, dos kilómetros aguas abajo de la presión, si bien, tal y como cabría esperar, los mayores cambios se produjeron junto a la infraestructura, donde la tasa acumulada de erosión/sedimentación presentó variaciones de 0.1m (Figura VI. 15), como consecuencia de la retención de sedimentos a ambos lados de la infraestructura.

La integración de estos cambios generó una zona de afección de 40 ha, que se extendió desde el límite del contorno fluvial de la malla hasta la bocana del estuario (Figura VI. 15).

La presencia de una alteración hidromorfológica en el tramo medio del estuario (Dique 2; Figura VI. 16) generó la mayor zona de afección de las tres analizadas (65 ha). Los mayores cambios, tanto en la velocidad de las corrientes como en los procesos sedimentarios, se generaron en las proximidades de la infraestructura, donde se produjeron aceleraciones y deceleraciones en las corrientes próximas a 1m/s y cambios en la tasa de erosión/sedimentación de 0.5m.

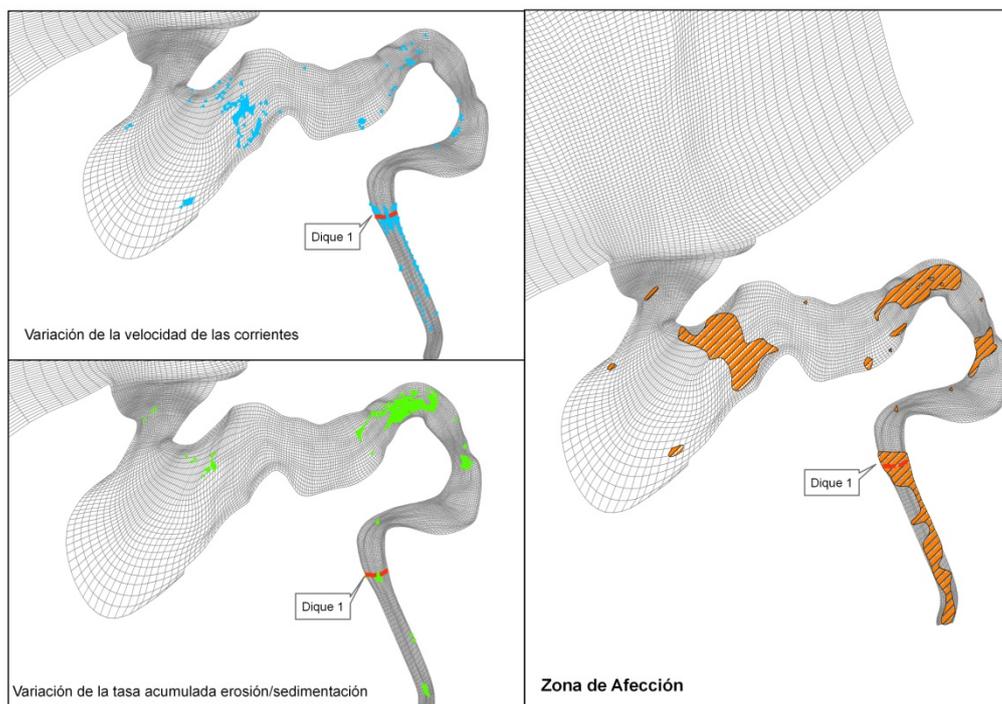


Figura VI. 15. Zona de afección de un dique teórico situado en la cola del estuario de Mogro.

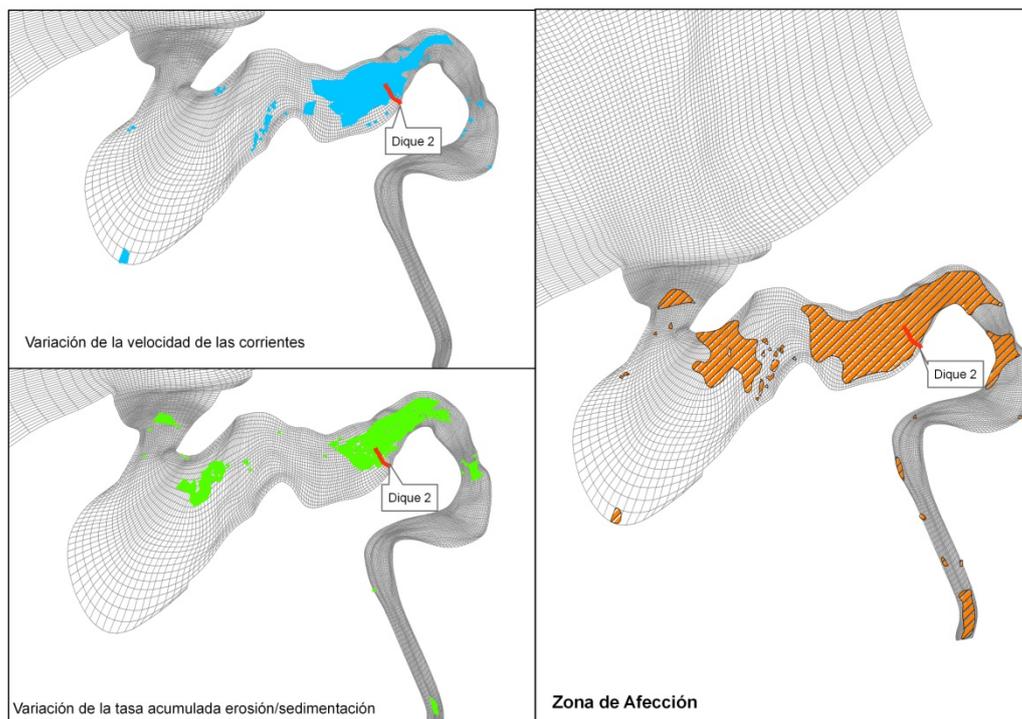


Figura VI. 16. Zona de afección de un dique teórico situado en el tramo medio del estuario.

Al igual que en los casos anteriores, la ubicación de un espigón en la bocana del estuario generó cambios en las condiciones hidrodinámicas y procesos sedimentarios,

tanto en las superficies adyacentes a la infraestructura como en la cola del estuario, sin que existiera una continuidad espacial entre las zonas afectadas (Figura VI. 17).

La presencia del espigón produjo cambios de la velocidad de las corrientes en la bocana, donde se originaron deceleraciones de hasta 0.2 m/s, así como en las zonas medias del estuario, sometidas tanto a la dinámica mareal como fluvial. No obstante, las mayores alteraciones, en cuanto a extensión, se ocasionaron en los procesos sedimentarios, que vieron alterada la tasa erosión/sedimentación en una superficie de, aproximadamente, 23 ha.

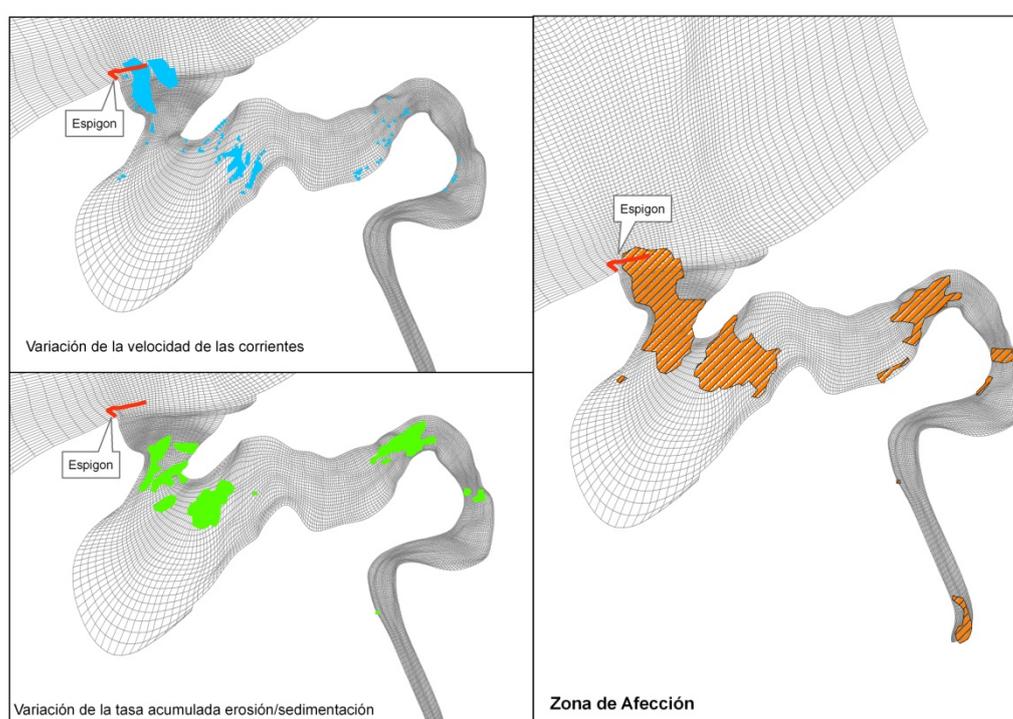


Figura VI. 17. Zona de afección de un espigón teórico situado la bocana del estuario de Mogro.

Resultados del Método estático

Tal y como se expone en la Figura VI. 18, la zona de afección resultante de aplicar la metodología estática a las presiones hidromorfológicas teóricas de Mogro fue una superficie continua adyacente a cada una de las presiones.

En los tres casos analizados, la extensión de las zonas de afección estuvo condicionada por la longitud de la infraestructura y la topografía del estuario, que limitó su expansión terrestre.

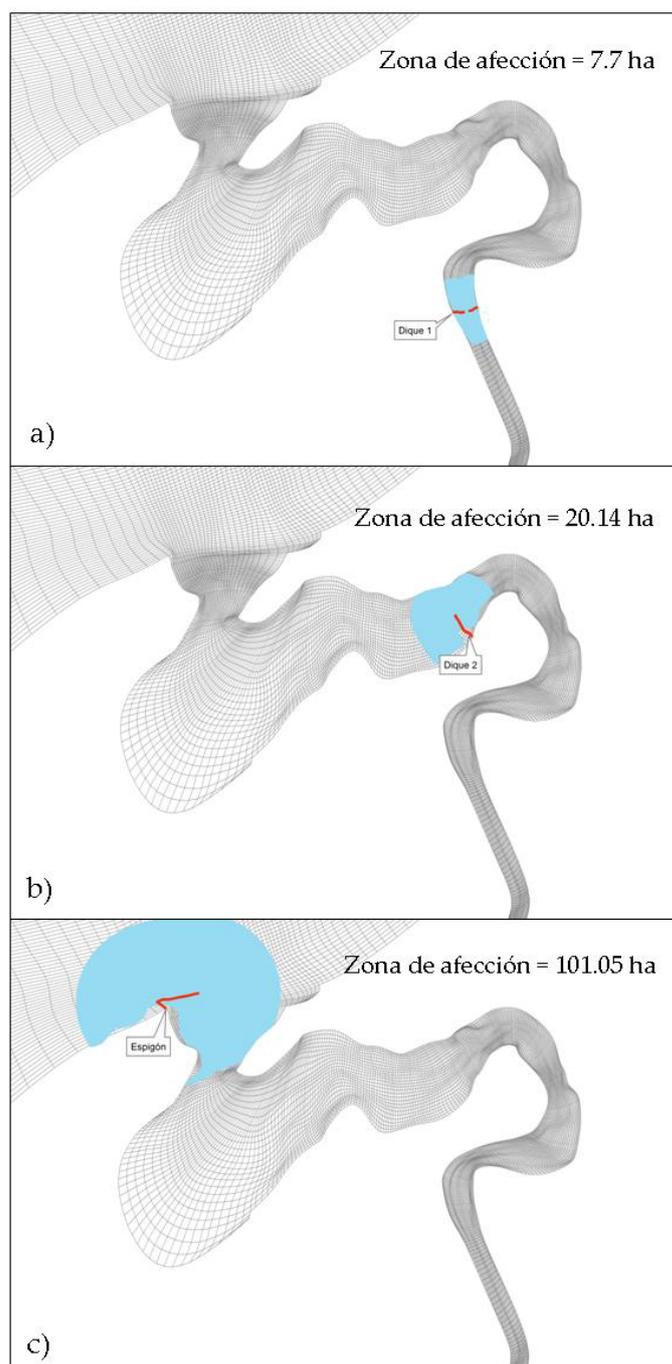


Figura VI. 18. Zona de afección delimitada mediante el método estático para las alteraciones hidromorfológicas teóricas situadas en el estuario de Mogro: a) dike localizado en la cola del estuario; b) dike situado en el tramo medio del estuario; y c) espigón situado en la bocana.

De forma general, la menor zona de afección se delimitó para la alteración situada en la zona más protegida del estuario (Dique 1; 7.7 ha) y fue aumentando a medida que se fue incrementando la exposición del medio en el que se localizó la presión (Espigón; 101.05 ha).

Aplicación de las metodologías en la Ría de San Martín de la Arena

El cálculo de la zona de afección se realizó sobre cuatro infraestructuras hidromorfológicas teóricas, distribuidas a lo largo de la Ría (Figura VI. 12), las cuales resultaban una representación de las diversas tipologías de alteraciones hidromorfológicas existentes en el litoral de la región:

1. Dique transversal a la dirección de la corriente, situado en la cola del estuario, en un espacio sometido a la acción de las corrientes fluviales. La longitud del dique fue de 200m, con una apertura central (25m) que permitiese el paso restringido de las corrientes.
2. Dique transversal a la dirección de las corrientes, localizado en la zona media del estuario, en un espacio sometido a la acción mareal y fluvial. La longitud de la infraestructura fue de 550m, con una apertura, coincidente con la canal principal del estuario, de 85m.
3. Dique paralelo a la línea de tierra, ubicado en uno de los meandros intermedios del estuario, en una zona sometida a la influencia tanto mareal como fluvial. El dique, de 1000m de longitud, no presentó aberturas que permitiesen el paso de agua.
4. Espigón de 500m de longitud, situado en la margen izquierda de la bocana del estuario, sobre los restos del dique semisumergido existente.

Resultados del Método dinámico

La información batimétrica utilizada para llevar a cabo las simulaciones hidrodinámicas en la Ría de San Martín de la Arena se encuentra integrada en una malla de 587x77 celdas (Figura VI. 19), generada a través del módulo RGFGRID del modelo Delf3D. Una vez transformada la malla a formato ráster, la resolución espacial de cada una de sus celdas fue de 12m.

Con el objeto de homogeneizar los resultados de las dos zonas de estudio, las simulaciones hidrodinámicas se realizaron utilizando la información correspondiente a los 15 días comprendidos entre el 4 y el 19 de marzo de 2003 (Figura VI. 20).

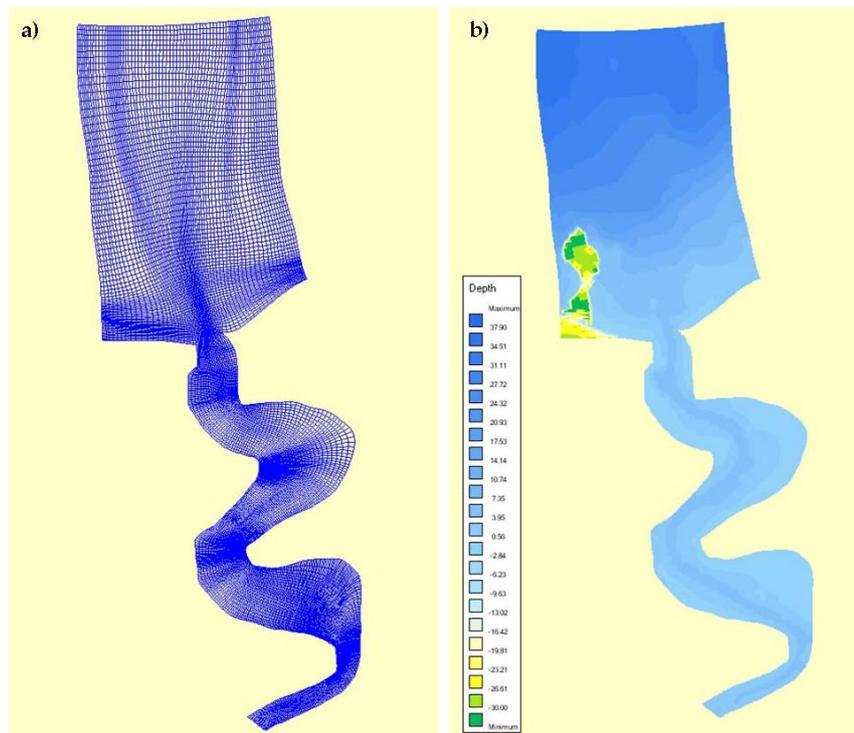


Figura VI. 19. Malla curvilínea (a) e información batimétrica de San Martín de la Arena (b).

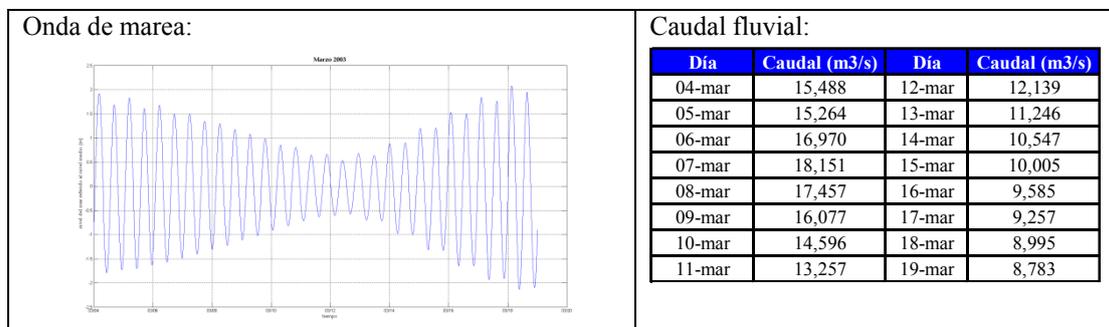


Figura VI. 20. Condiciones hidrodinámicas empleadas en las simulaciones.

Las zonas de afección de las cuatro alteraciones hidromorfológicas analizadas en la Ría de San Martín de la Arena fueron discontinuas y se extendieron desde la cola a la bocana del estuario (Figura VI. 21-Figura VI. 24).

La presencia de un dique en la cola del estuario (Dique 1; Figura VI. 21) provocó cambios en la velocidad de las corrientes, tanto en las proximidades del dique como en la bocana. Nuevamente, las alteraciones más alejadas de la influencia mareal presentaron la menor zona de afección que, en este caso, fue de 4.72 ha.

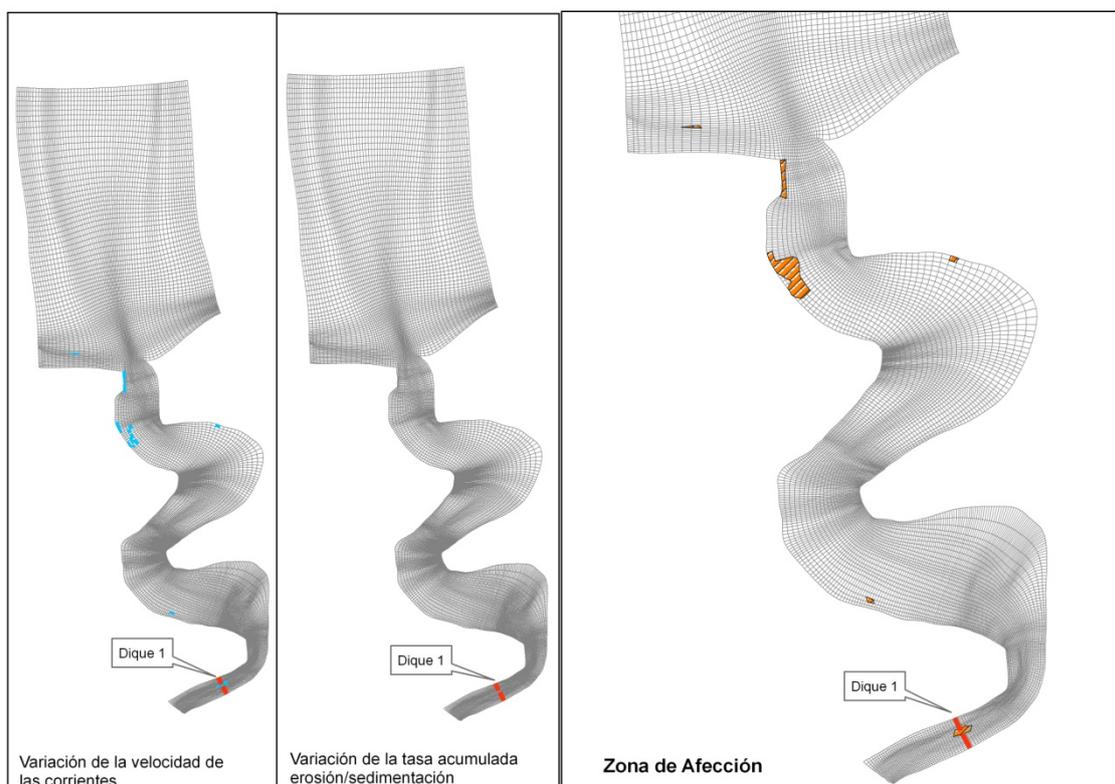


Figura VI. 21. Zona de afección de un dique situado en la cola de la Ría San Martín de la Arena.

Por el contrario, cuando la restricción del flujo se realizó en la zona media del estuario (Dique 2; Figura VI. 22), en la que los efectos de las dinámicas mareal y fluvial son igualmente notables, la zona de afección se extendió por una superficie de 96.5 ha, aguas arriba y aguas abajo de la presión. En el espacio en el que se permitió el paso restringido de agua se produjeron aceleraciones de 0.5 m/s y un incremento de la erosión que generó cambios en la tasa acumulada de erosión/sedimentación de -0.1m.

La instalación de un dique paralelo a la línea de tierra, que restringía totalmente el flujo de agua y sedimentos en el interior de la superficie aislada (Dique 3; Figura VI. 23), generó, junto con el estancamiento del agua ($v = 0$ m/s), la alteración de los procesos de transporte de sedimentos en la bocana del estuario ($|\Delta_{\text{acum eros/sed}}| = 0.07\text{m}$).

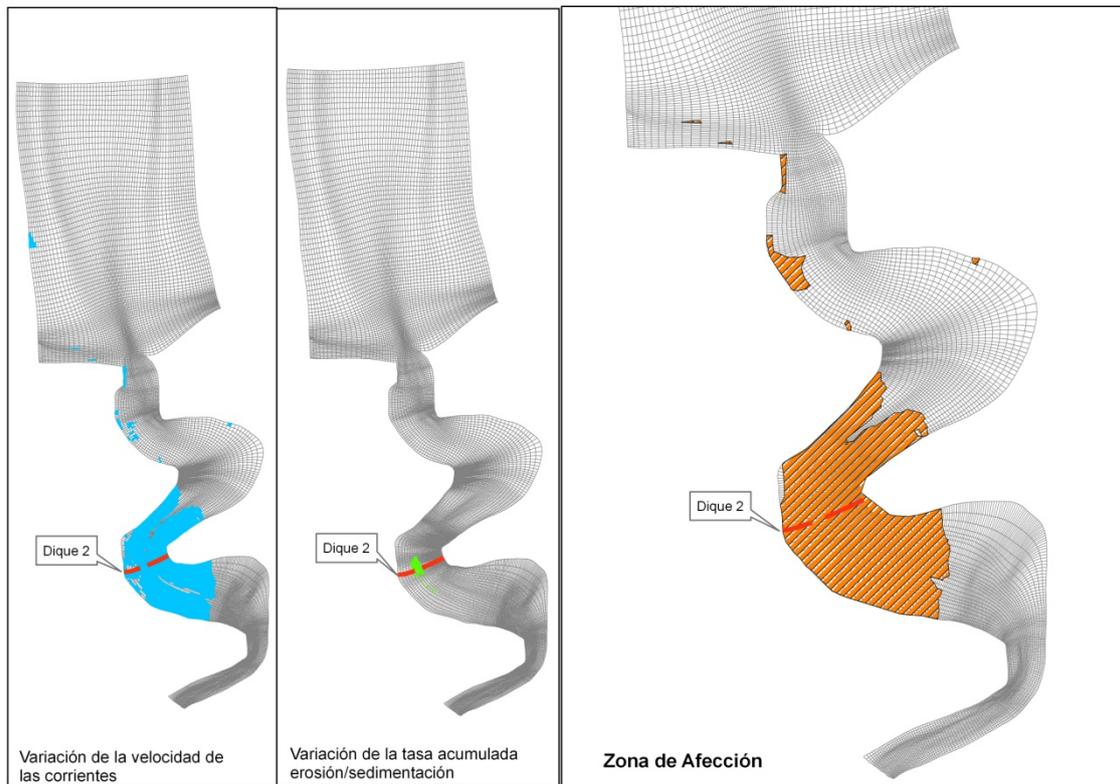


Figura VI. 22. Zona de afección de un dique situado en la zona media del estuario.

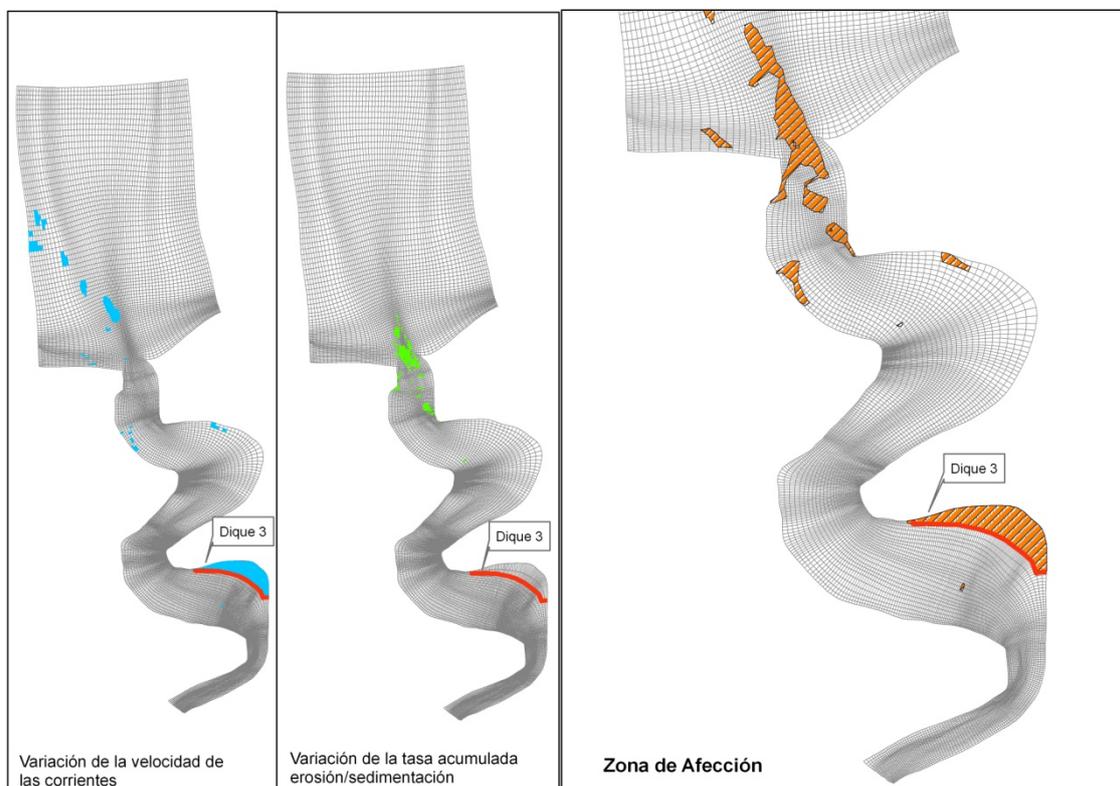


Figura VI. 23. Zona de afección de un dique paralelo a la margen derecha de la ría.

Por último, la presencia de un espigón, paralelo al ya existente en la bocana del estuario (Figura VI. 24), produjo alteraciones en el transporte sedimentario y la velocidad de las corrientes en su entorno próximo. En la zona de abrigo del espigón, la velocidad de las corrientes se redujo 1 m/s y se incrementaron los procesos de sedimentación, mientras que en la bocana del estuario aumentaron los procesos erosivos.

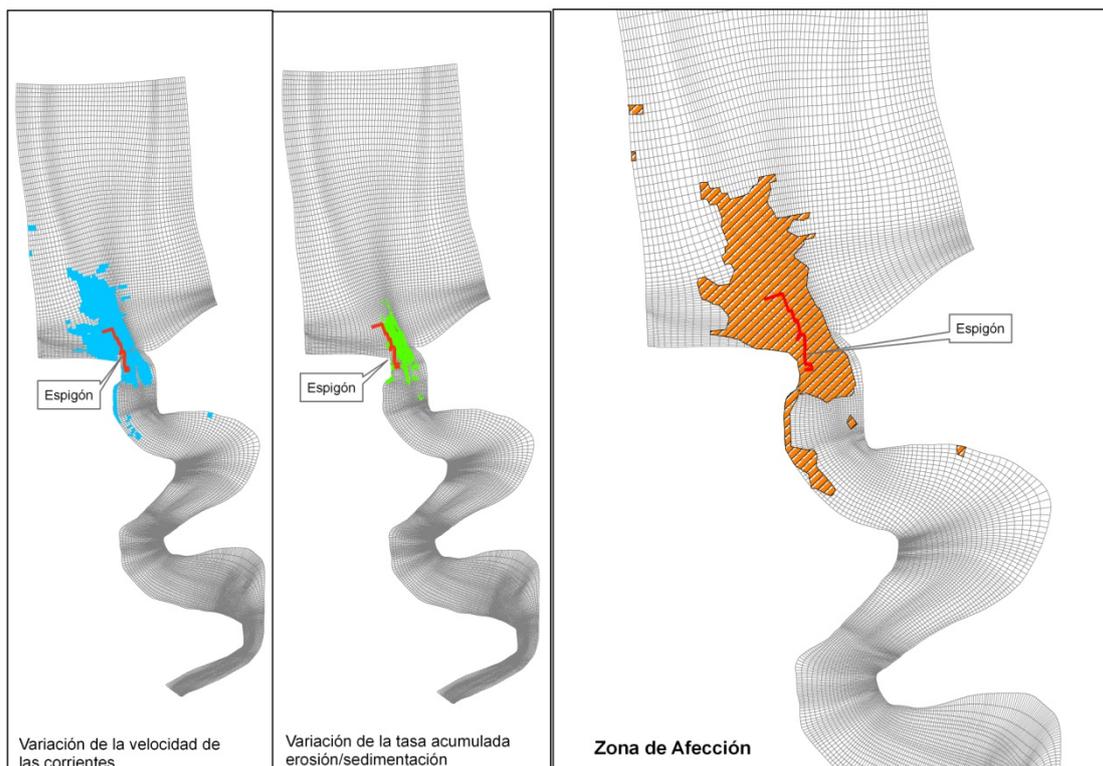


Figura VI. 24. Zona de afección de un espigón teórico situado la bocana de la ría.

Resultados del método estático

De acuerdo con los resultados obtenidos en el estuario de Mogro, la zona de afección resultante de aplicar la metodología estática a las presiones hidromorfológicas teóricas localizadas en la Ría de San Martín de la Arena fue una superficie continua adyacente a cada una de las presiones (Figura VI. 25).

Nuevamente, la extensión de las zonas de afección estuvo condicionada por la longitud de la infraestructura analizada y la topografía del estuario, que determinó la expansión lateral de las zonas de afección.

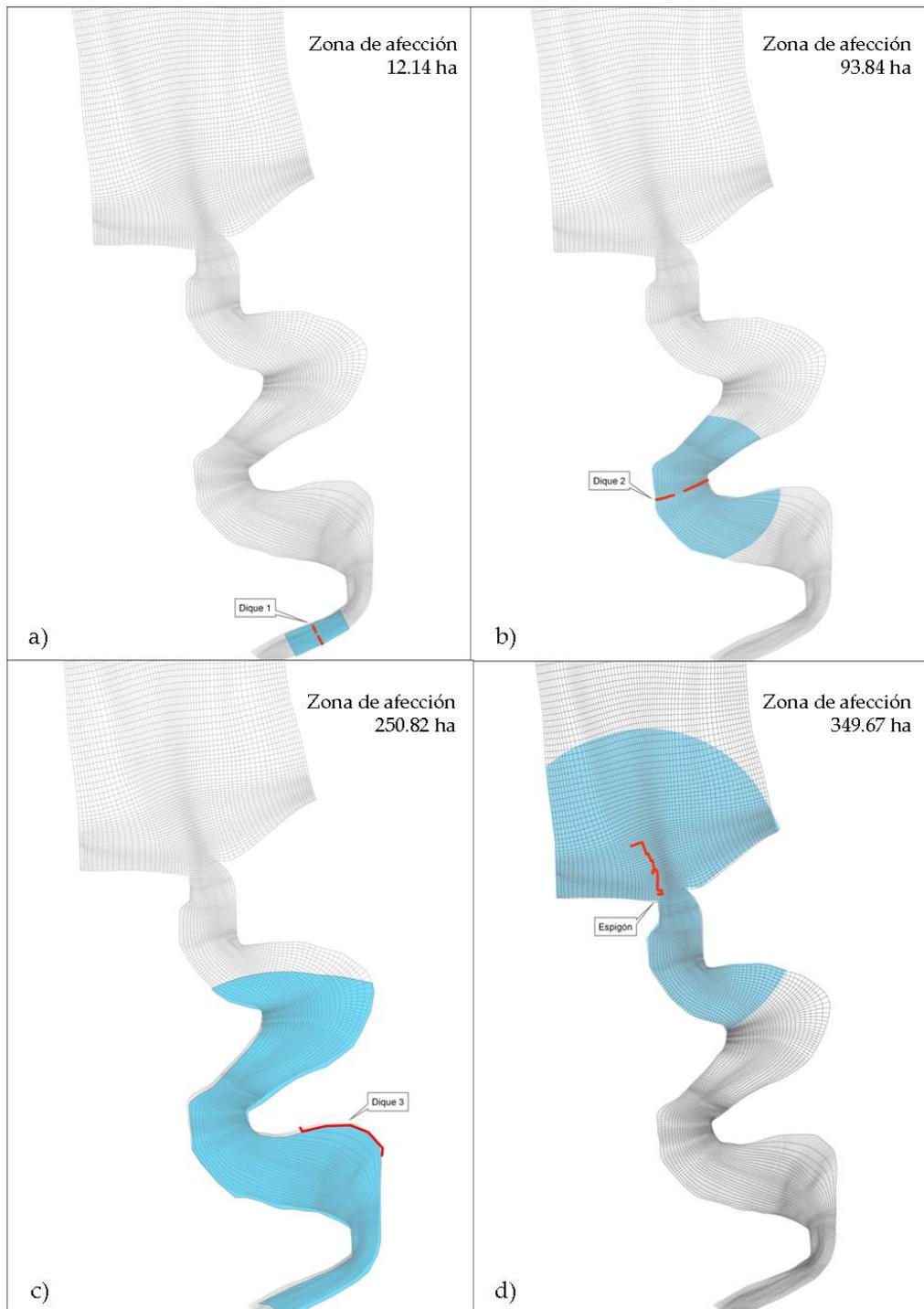


Figura VI. 25. Zona de afección delimitada mediante el método estático para las alteraciones hidromorfológicas teóricas situadas en la Ría de San Martín: a) dique localizado en la cola del estuario; b) dique situado en el tramo medio del estuario; c) dique paralelo a la línea de tierra; y d) espigón situado en la bocana de la Ría.

Con la salvedad del dique paralelo a la línea de tierra (Dique 3), que generó una zona de afección de 250 ha, de forma general la extensión de la zona de afección de las diferentes presiones se incrementó al aumentar la proximidad de la presión a la bocana del estuario, es decir, a una zona de mayor exposición.

Comparación entre procedimientos de delimitación de la zona de afección

La comparación de los resultados obtenidos mediante el método dinámico y el método estático permite observar importantes diferencias en la superficie de las zonas de afección de cada una de las presiones (Figura VI. 26-Figura VI. 28).

La extensión de las zonas de afección delimitadas con base en la propuesta estática (independiente de las características del entorno en el que se localice la presión) se mostró significativamente correlacionada ($R=0.93^{**}$) con la longitud de la infraestructura. No se observó esta correlación en los resultados de la propuesta dinámica ($R=0.24$). Tal y como se indicó en apartados anteriores, la zona de afección delimitada con la metodología estática quedó limitada a la zona adyacente a la localización de la infraestructura. Por el contrario, el método dinámico permitió definir zonas de afección discontinuas, detectando variaciones en las condiciones hidrodinámicas de los espacios alejados de la propia alteración.

En el estuario de Mogro, el método dinámico posibilitó delimitar unas zonas de afección que, en el caso de los diques (Figura VI. 26-1 y Figura VI. 26-2), integraron totalmente la superficie definida como zona de afección por el método estático y mostraron una extensión muy superior (~300%) a la de propuestas anteriores. En cambio, la zona de afección del espigón situado en la bocana del estuario difirió de forma muy importante entre ambas aproximaciones.

En la Ría de San Martín de la Arena, resultaron especialmente destacables las diferencias registradas en la zona de afección del cerrado situado en el tramo medio del estuario (Figura VI. 27-3). En este caso, además de que la superficie delimitada mediante el método estático (IH Cantabria, 2011) presentó una superficie un orden de magnitud superior a la delimitada mediante la nueva aproximación metodológica, no integró los cambios que se produjeron en la desembocadura de la ría.

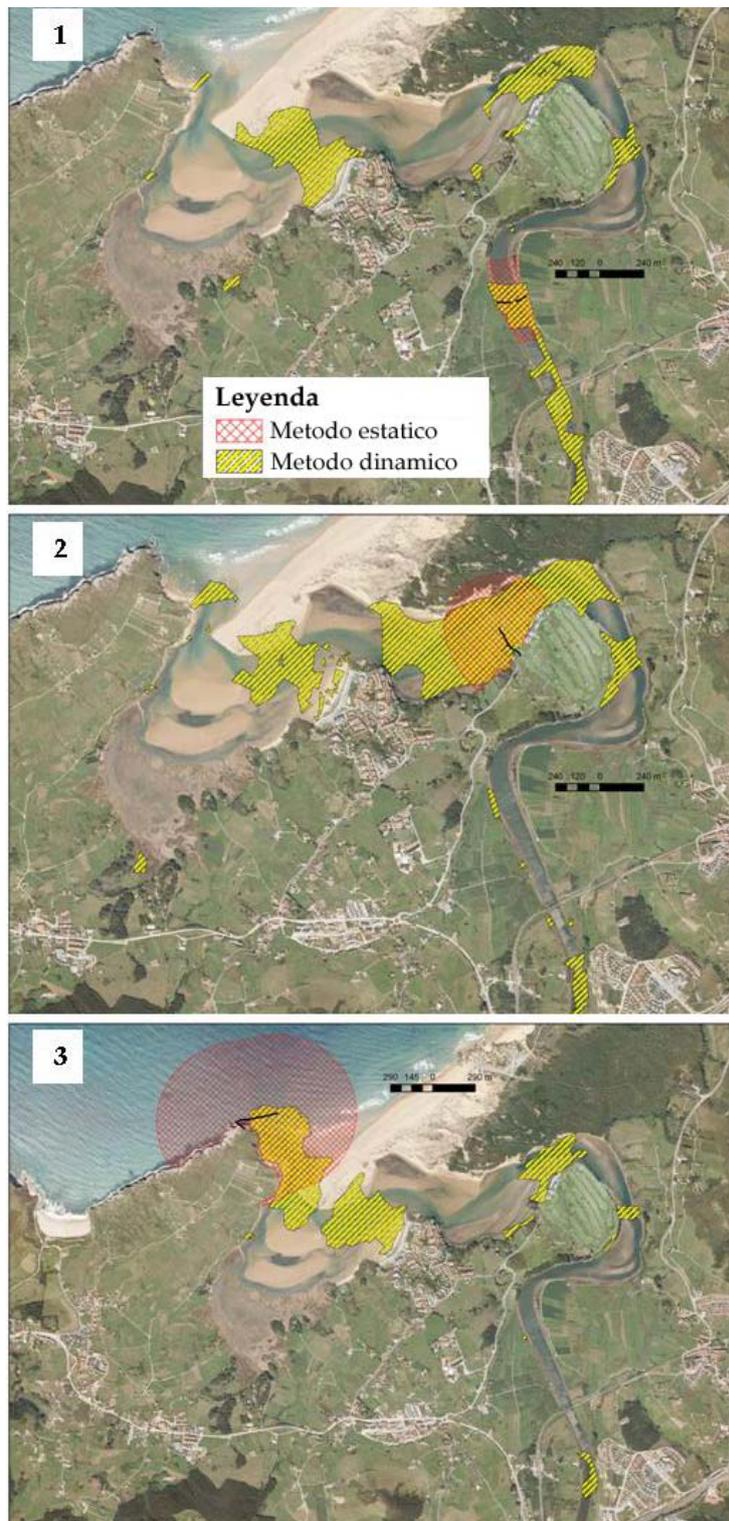


Figura VI. 26. Delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidrodinámicas situadas en el estuario de Mogro (1= Dique 1; 2= Dique 2; 3= Espigón), con base en la propuesta desarrollada en esta tesis doctoral y la propuesta elaborada en los Planes de gestión de los LICs acuáticos de Cantabria (IH Cantabria, 2011).

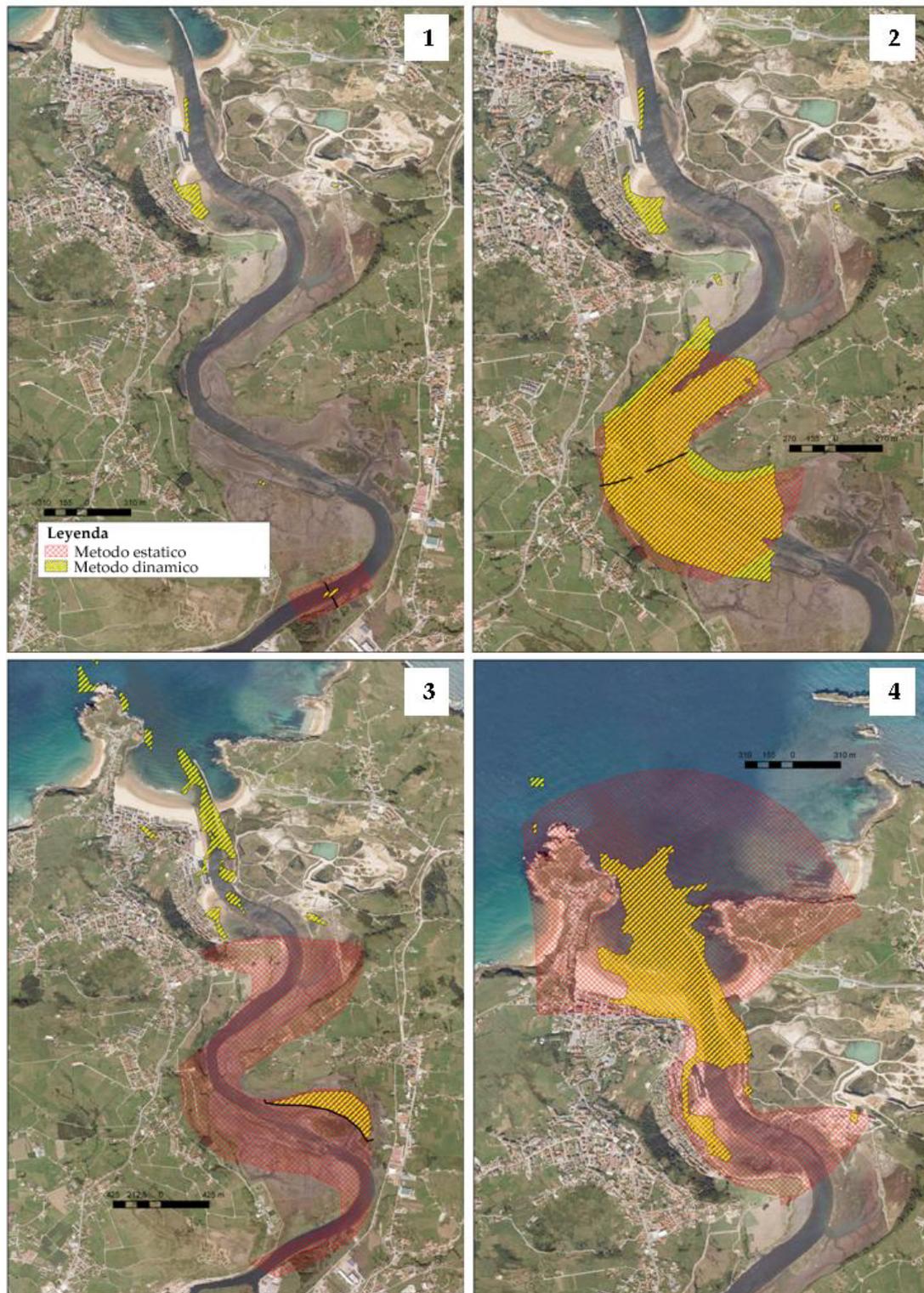


Figura VI. 27. Delimitación de la zona de afección de las alteraciones hidrodinámicas situadas en la Ría de San Martín (1= Dique 1; 2= Dique 2; 3= Dique 3; 4= Espigón), con base en la propuesta desarrollada en esta tesis doctoral y la propuesta elaborada en los Planes de gestión de los LICs acuáticos de Cantabria (IH Cantabria, 2011).

De forma global, las diferencias entre la extensión de las zonas de afección delimitadas mediante las dos aproximaciones metodológicas (Figura VI. 28) resultaron especialmente destacables para las infraestructuras de mayor longitud.

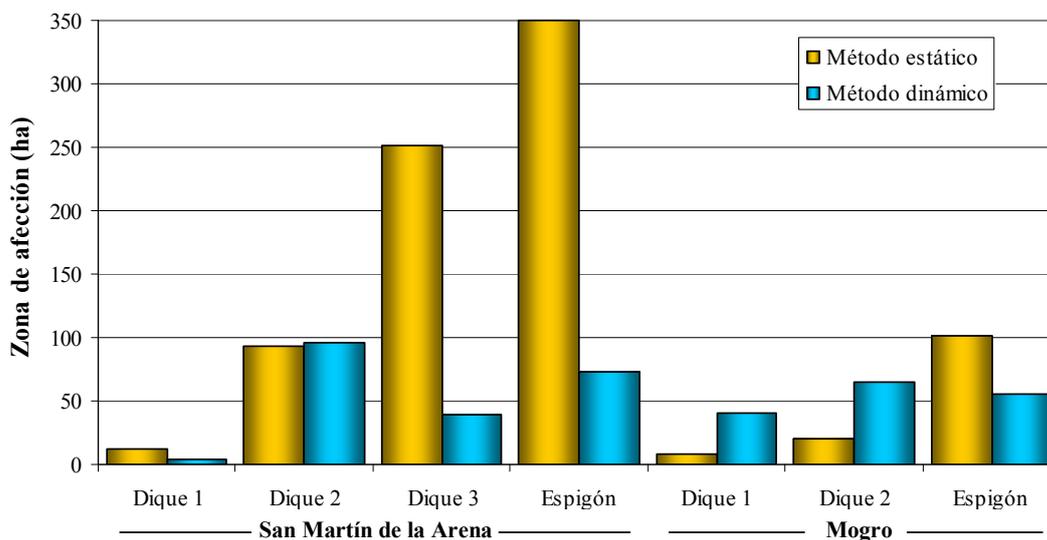


Figura VI. 28. Superficie (ha) de las zonas de afección de cada una de las alteraciones hidromorfológicas, calculadas mediante la propuesta metodológica estática y dinámica.

6.3.3 Zona de afección de los Vertidos acuáticos

Se entiende por vertido toda descarga de sustancias susceptibles de provocar la contaminación o degradación del medio acuático. Una primera clasificación de los tipos de vertido es aquella que realiza una distinción en función del modo en que las sustancias son introducidas en el medio acuático. De acuerdo con las definiciones enunciadas en la ROM 5.1-05 (Puertos del Estado, 2005), los vertidos puntuales son las emisiones canalizadas por puntos fijos predefinidos, mientras que los vertidos difusos son las emisiones no canalizadas.

En cualquier caso, independientemente de la forma en la que la descarga accede al medio acuático, de acuerdo con Hynning (1996), la evaluación de los efectos generados por un vertido debe tener en cuenta la persistencia, la concentración y la toxicidad de las sustancias emitidas. Por otra parte, Engle et al. (2007) reconocieron la relación de la persistencia de una sustancia con su potencial de dilución, mientras que Beyer et al. (2000) y Cucco et al. (2009) asociaron la capacidad de autodepuración del sistema a los procesos físicos de transporte y/o a los procesos biogeoquímicos de consumo y asimilación. Por ello, como aproximación al término de persistencia, la delimitación de la zona de afección de una emisión contaminante debe considerar tanto

los procesos de transporte como la capacidad de asimilación del medio, que se verá condicionada por la naturaleza de las sustancias emitidas, así como por la localización del punto de emisión.

Las ecuaciones de transporte de sustancias en el medio acuático, tanto en su expresión unidimensional (Clark et al., 1992), como bidimensional (Kleinschmith and Pearce, 1992) y tridimensional (Lin and Shiono, 1992), describen la variación de la concentración de una sustancia en un punto fijo del espacio, a lo largo del tiempo, en función de su concentración inicial, los componentes de la velocidad y los coeficientes de dispersión.

De este modo, la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos litorales debe tener en cuenta tanto la concentración de sustancias contaminantes emitidas, como la magnitud y dirección de las corrientes en el punto de vertido.

Para analizar la influencia de las características intrínsecas de los vertidos, y de la dinámica del entorno en el que estos se producen, sobre su zona de afección se ha llevado a cabo una comparación de los resultados obtenidos en la delimitación de la zona de afección de diferentes vertidos acuáticos con base en:

- i) una metodología dinámica, desarrollada en la presente tesis doctoral, que integra indicadores sobre las características del vertido y la morfodinámica del medio, y
- ii) una metodología estática, independiente de las características de la presión y de su entorno, descrita en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria (IH Cantabria, 2011).

6.3.3.1 Método dinámico para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos

En el marco de este trabajo, la zona de afección de los vertidos acuáticos se define como la superficie de la lámina de agua en la que se distribuyen las partículas emitidas.

El procedimiento diseñado para delimitar la zona de afección se basó en la propuesta metodológica desarrollada por Gómez (2010) en su tesis doctoral, que emplea modelos numéricos de transporte, integrados en un sistema de información geográfica, para definir el área potencialmente afectada por una emisión difusa en áreas portuarias.

La nueva propuesta, aplicable tanto a vertidos acuáticos difusos como a vertidos puntuales, perfeccionó la aproximación realizada por Gómez (2010), mediante la introducción de dos nuevos elementos:

- el concepto de concentración de las sustancias emitidas, estimado a partir del volumen del vertido y la densidad de las sustancias, y
- la consideración de cuatro escenarios hidrodinámicos (bajamar, pleamar, media marea vaciante y media marea llenante) durante las simulaciones de transporte, que permiten representar el comportamiento del vertido independientemente del momento del ciclo de marea en el que se produzca.

El procedimiento metodológico establecido para delimitar la zona de afección de los vertidos acuáticos consistió en un método jerárquico, basado en la ejecución de cuatro pasos consecutivos:

1. delimitación de un área de descarga inicial alrededor del foco de emisión, es decir, la zona en la que inicialmente, por efecto del caudal vertido, se distribuyen las partículas emitidas;
2. distribución de partículas virtuales en el área de descarga inicial;
3. simulación del desplazamiento de las partículas virtuales en diversos escenarios hidrodinámicos; y
4. delimitación de la zona de afección.

1. Delimitación de un área de descarga inicial alrededor del foco de emisión.

Alrededor del punto de vertido, en el caso de los vertidos puntuales, o del área de desarrollo de la actividad, en el caso de los vertidos difusos, se delimitó un área, denominada área de descarga inicial, correspondiente a la superficie de la lámina de agua en la que se produce la dilución inicial de la emisión.

El área de descarga inicial se estableció como un buffer alrededor del foco de la emisión, de magnitud variable en función del caudal y la densidad de las sustancias emitidas:

- Para los *vertidos puntuales*, el buffer correspondiente al área de descarga inicial, de distancia D_1 (Ecuación 11), presentó una geometría circular, en la que el punto central de la circunferencia se localizó en el punto de vertido (Figura VI. 29a).

$$D_1 = 10^3 Q_1 \rho_i \quad (\text{Ec.11})$$

donde D_1 es el radio del buffer alrededor del punto de vertido, Q_1 es el caudal vertido (m^3/s) y ρ_i es una constante, relativa a la densidad de los materiales susceptibles de ser vertidos por la actividad (t/m^3) (Gómez, 2010).

- En el caso de los *vertidos difusos*, la zona de descarga inicial consistió en un buffer de geometría variable, y magnitud D_2 (Ecuación 12), delimitado alrededor del polígono cartográfico en el que se reconoció la actividad fuente del vertido (Figura VI. 29b).

$$D_2 = 10^3 Q_2 \rho_i \quad (\text{Ec.12})$$

donde D_2 es la distancia del buffer alrededor del foco de emisión, Q_2 es el caudal vertido (m^3/s) y ρ_i es una constante, relativa a la densidad de los materiales susceptibles de ser vertidos por la actividad (t/m^3) (Gómez, 2010).

Conocidas las sustancias o compuestos vertidos, la información sobre la densidad (ρ) puede extraerse de la información incluida en la Tabla VI. 8. Esta relación incluye una muestra, y no una revisión exhaustiva, del contenido de los principales vertidos al medio litoral.



Figura VI. 29. Área de descarga inicial alrededor de a) dos vertidos puntuales y b) un vertido difuso.

Sustancia	ρ	Sustancia	ρ
Abonos*	1,20	Escorias*	1,10
Aceites y grasas*	0,88	Fosfatos*	1,84
Acetileno*	0,73	Gasolina*	0,68
Acetona*	0,79	Gravas*	1,70
Ácido sulfúrico*	1,85	Guisantes*	0,80
Aguas residuales*	1,00	Harinas*	0,80
Alcohol etílico*	0,79	Hexano*	0,65
Asfalto*	1,00	Hierro*	3,00
Astillas de chopo**	0,43	Hullas*	0,85
Astillas de eucalipto**	0,75	Maiz*	0,70
Astillas de madera*	0,30	Manganeso*	2,40
Astillas de pino**	0,49	Metanol*	0,79
Avena*	0,45	Octeno*	0,70
Biodiesel *	0,88	Petróleo*	0,85
Carbonatos*	1,25	Queroseno*	0,74
Carbón*	0,40	Restos de cereales*	0,65
Carbonato sódico*	2,50	Sal común*	1,20
Carbonatos-Percarbonatos *	1,25	Semillas de algodón*	0,40
Cebada *	0,65	Titanio*	4,80
Cemento*	1,60	Trigo*	3,43
Cereales*	0,65	Urea líquida*	0,77
Cobre*	8,90	Urea sólida*	0,70

Tabla VI. 8. Densidad (ρ) de las diferentes sustancias susceptibles de ser vertidas en el litoral.

Fuente: *Gómez 2010; ** CPF 2004.

Para los casos en los que se desconoce el contenido del vertido, se elaboró una clasificación general que relacionaba, para cada tipo de vertido, las posibles sustancias emitidas y su densidad (Tabla VI. 9). Esta aproximación es una simplificación, sólo aplicable cuando no se dispone de la información ambiental correspondiente.

Tipo de vertido	Principales sustancias emitidas	ρ
Urbano	Aguas residuales	1
Instalaciones portuarias	Aceites, grasas y gasoil	0,85
Acuicultura	Piensos y aguas residuales	0,8
Agrícola	Abonos	1,2
Ganadero	Derivados ureicos	0,7
Plantación forestal	Restos de maderas	0,55
Industrial	Gasóleo/Gasolina/Petróleo	0,68

Tabla VI. 9. Densidad (ρ) de los principales tipos de vertido existentes en el litoral cantábrico.

En el caso de los vertidos puntuales, la información relativa a la localización, las sustancias emitidas y el caudal (Q_1) de los vertidos autorizados está disponible en las correspondientes autorizaciones de vertido o en el registro estatal de emisiones y fuentes contaminantes (www.prtr-es.es).

En los vertidos difusos, el caudal (Q_2) debe calcularse. La aproximación utilizada fue el método racional (Ecuación 13), propuesto por Mulvaney (Chow et al., 1988), a partir

del coeficiente de escorrentía medio de la zona (C), la intensidad de lluvia media máxima (I), para la subcuenca en la que se localiza la emisión, y la superficie de aportación del vertido (A).

$$Q_2 = \frac{C \times I \times A}{3.6 \times 10^6} \quad (\text{Ec.13})$$

El coeficiente de escorrentía (C) se estimó como el cociente entre el caudal que discurre por una superficie dada, en relación con el caudal total precipitado. En la Tabla VI. 10 se muestran los valores del coeficiente de escorrentía medio calculados por GESHA (2005), para las principales cuencas hidrográficas de Cantabria.

Cuenca hidrográfica	Coficiente de escorrentía
Deva	0.65
Nansa	0.63
Escudo	0.51
Saja-Besaya	0.65
Pas	0.61
Miera	0.56
Asón	0.67
Agüera	0.65
Campuzo	0.58

Tabla VI. 10. Coeficiente de escorrentía medio de las principales cuencas hidrográficas de Cantabria (GESHA, 2005).

El valor de la intensidad de lluvia media máxima (I) se obtuvo de la aplicación informática MAXIN, desarrollada por De Salas (2005) en su tesis doctoral. Esta aplicación estima el valor de I (mm/h), para las diferentes subcuencas de España, en función de su tiempo de concentración (Tc). Este tiempo de concentración es el tiempo que tarda en llegar al aforo la última gota de lluvia que cae en el extremo más alejado de la subcuenca y que circula por escorrentía directa. De acuerdo con la metodología propuesta por el MOPU (1990), el tiempo de concentración (Tc_(h)) se calculó a partir de la fórmula (Ecuación 14):

$$Tc_{(h)} = 0.3 \left(\frac{L_{(km)}}{J^{1/4}} \right)^{0.76} \quad (\text{Ec.14})$$

donde Tc_(h) es el tiempo de concentración (horas), L es la longitud del canal principal de drenaje (km), y J es la pendiente media de la subcuenca.

En la Tabla VI. 11 se presentan los valores de la intensidad de lluvia media máxima (I), para los municipios litorales de Cantabria, en función del tiempo de concentración. El periodo de retorno considerado fue de 2 años: eventos extremos cuya probabilidad de ocurrencia es cada dos años. Con esta aproximación se consiguió integrar una gran variabilidad de eventos climatológicos, evitando los episodios más extremos, a la vez que resultó posible integrar el principio de precaución sin realizar grandes sobrestimaciones de los potenciales efectos del vertido.

Municipio	Tiempo de concentración (Tc)									
	5 m	10 m	15 m	20 m	30 m	1 h	2 h	3 h	6 h	12 h
Marina de Cudeyo	59,83	45,49	38,31	33,74	27,98	19,86	14,13	11,18	7,28	4,56
Ribamontán al Mar	53,8	41,13	34,76	30,69	25,64	18,26	13,09	10,41	6,84	4,32
Camargo	60,56	45,88	38,56	33,89	28,04	19,81	14,03	11,07	7,17	4,46
Santander	58,81	44,55	37,44	32,91	27,23	19,24	13,63	10,75	6,96	4,33
El Astillero	59,83	45,49	38,31	33,74	27,98	19,86	14,13	11,18	7,28	4,56
Pielagos	59,69	45,22	38	33,4	27,63	19,52	13,83	10,91	7,06	4,4
Miengo	59,69	45,22	38	33,4	27,63	19,52	13,83	10,91	7,06	4,4
San Martín de la Arena	59,69	45,22	38	33,4	27,63	19,52	13,83	10,91	7,06	4,4
San Vicente de la Barquera	65,4	49,29	41,28	36,21	29,84	20,95	14,74	11,57	7,43	4,59
Bárcena de Cicero	54,59	41,73	35,27	31,14	25,92	18,52	12,98	10,32	6,78	4,29
Santoña	51,1	39,14	33,12	29,26	24,39	17,47	12,28	9,78	6,44	4,09
Escalante	51,87	39,73	33,62	29,71	24,76	17,74	12,47	9,93	6,54	4,15
Colindres	51,87	39,73	33,62	29,71	24,76	17,74	12,47	9,93	6,54	4,15
Laredo	51,87	39,73	33,62	29,71	24,76	17,74	12,47	9,93	6,54	4,15
Castro Urdiales	58,89	42,76	35,18	30,52	24,85	17,23	11,84	9,36	6,16	3,96
Val de San Vicente	62,73	47,28	39,6	34,73	28,63	20,1	14,13	11,1	7,13	4,4

Tabla VI. 11. Intensidad de lluvia media máxima (mm/h), para diferentes tiempos de concentración, en los municipios litorales de Cantabria.

2. Distribución de partículas virtuales en el área de descarga.

A lo largo del perímetro de la superficie de descarga inicial se distribuyó una serie de puntos equidistantes, separados entre sí una distancia de 25 metros (Figura VI. 30). Estos puntos, que simulaban la presencia de partículas procedentes de la emisión contaminante en los límites del área de descarga inicial, se denominaron partículas virtuales.

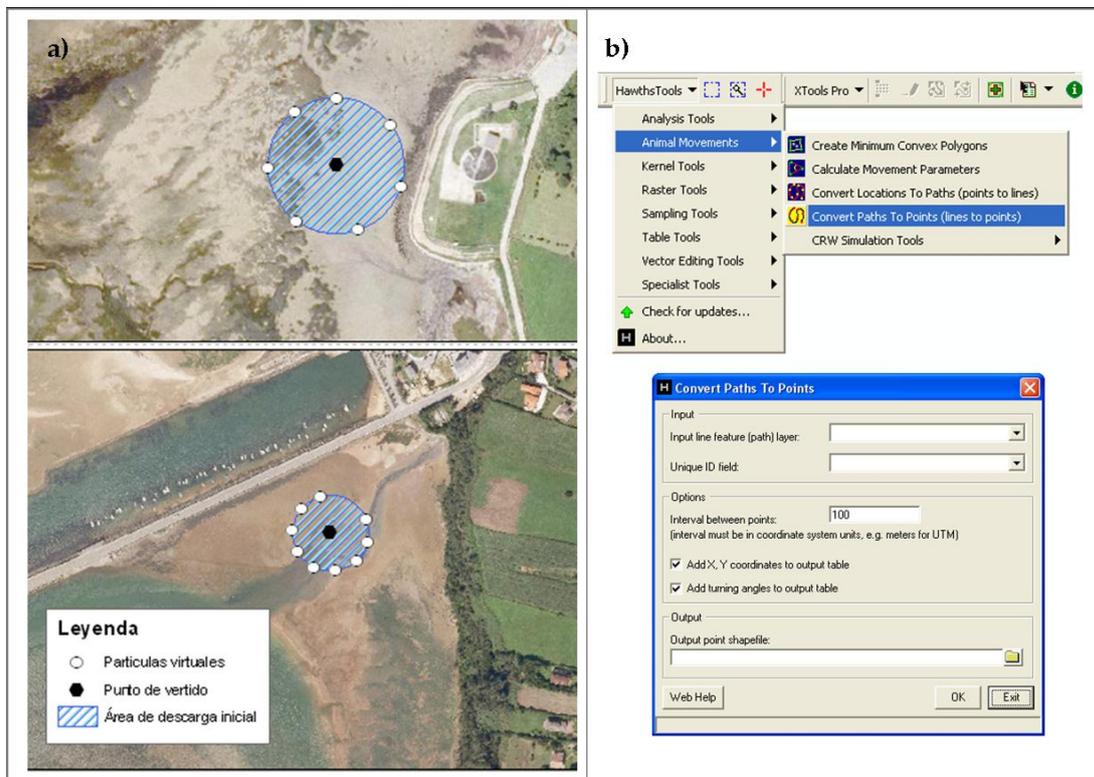


Figura VI. 30. Distribución de partículas virtuales alrededor del punto de emisión: a) ejemplo de la distribución de partículas en dos vertidos puntuales; b) herramienta utilizada.

3. Simulación del desplazamiento de las diferentes partículas virtuales.

Para cada una de las partículas virtuales se realizó una simulación de su desplazamiento en el medio acuático, durante un periodo de dos horas (7200 sg), mediante la herramienta *Particle Track*, del programa ArcGIS Desktop 9.3 (Gómez, 2010). Esta herramienta predice la localización futura de una partícula, con base en un modelo lagrangiano de advección-dispersión, siguiendo la trayectoria de advección de la partícula a través de un campo de flujo (Tauxe, 1994).

Por lo tanto, la simulación del desplazamiento de la partícula requirió de información sobre los flujos del sistema (magnitud y dirección de las corrientes), en el momento de la simulación, en formato vectorial (ráster).

Con el objeto de completar los diferentes escenarios hidrodinámicos de un ciclo de marea completo, para cada una de las partículas virtuales se realizaron cuatro simulaciones de desplazamiento bajo las condiciones de (Figura VI. 31):

1. pleamar,
2. bajamar,
3. media marea vaciante, y
4. media marea llenante.

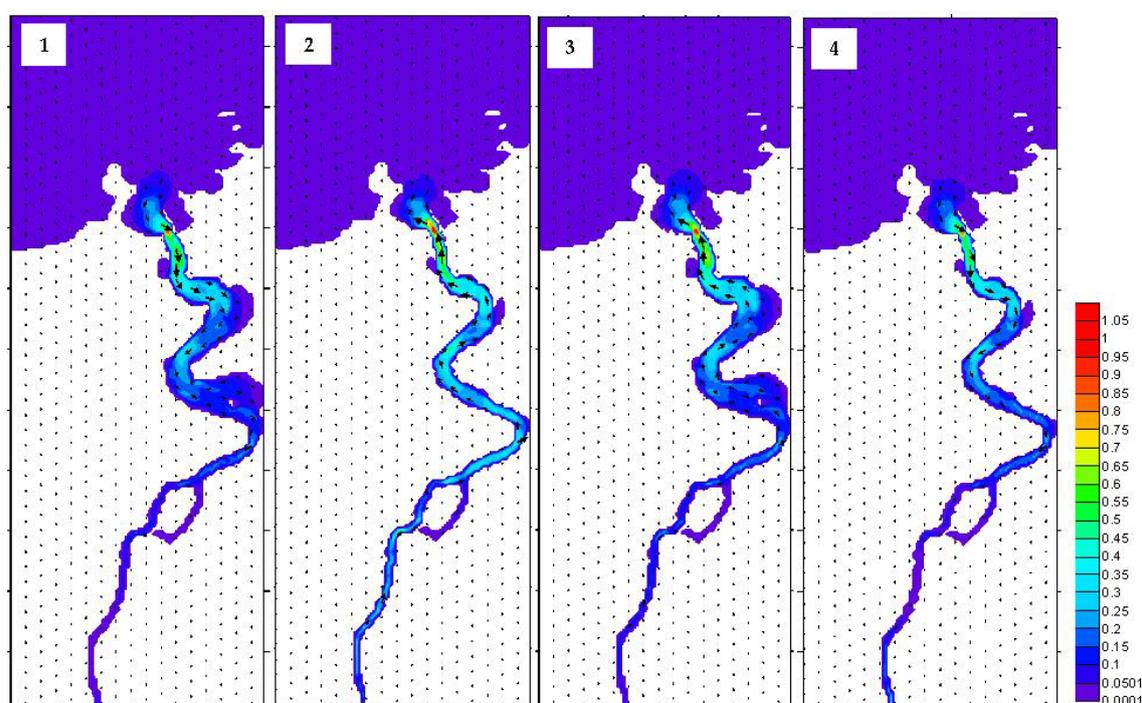


Figura VI. 31. Escenarios hidrodinámicos (magnitud y dirección de la velocidad de la corriente) de la ría de San Martín de la Arena.

El resultado de esta simulación fue un archivo *.txt para cada una de las partículas virtuales, en cada uno de los escenarios hidrodinámicos, en el que se indicaba su posición (coordenadas X e Y) en cada instante de la simulación, así como un archivo *.shp con la representación gráfica del desplazamiento de cada partícula (Figura VI. 32).

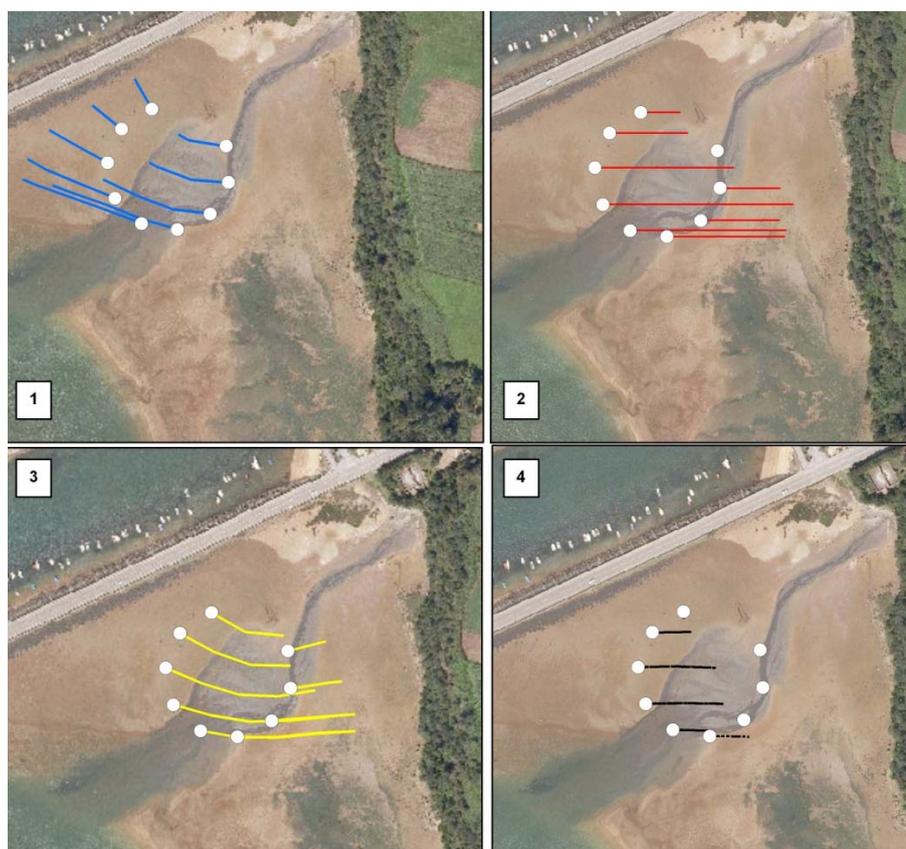


Figura VI. 32. Simulación del desplazamiento de las partículas virtuales y representación gráfica de sus trayectorias en los cuatro escenarios hidrodinámicos considerados (1: pleamar; 2: bajamar; 3: media marea vaciante; 4: media marea llenante).

La información sobre la magnitud y dirección de las corrientes se generó mediante la ejecución de simulaciones hidrodinámicas utilizando el modelo bidimensional H2D (GIOG, 1990). Las condiciones de contorno consideradas fueron una onda media de marea (amplitud de 1.4 m) y el caudal medio anual de los principales cursos fluviales.

La transformación de los resultados del modelo hidrodinámico a un formato vectorial, para su integración en el sistema de información geográfica (SIG), requirió de la ejecución de tres pasos sucesivos (Figura VI. 33):

- i) Los resultados de velocidad del modelo hidrodinámico fueron transformados a una configuración vectorial, con coordenadas X, Y, Z, y fueron divididos en dos archivos *.dat independientes, uno de ellos correspondiente al módulo de la velocidad y el otro a la dirección de las corrientes.
- ii) Los archivos *.dat se transformaron a formato *.agd, creando así archivos de bases de datos con una arquitectura SQL.

iii) Cada uno de los resultados *.agd se transformó a formato *.txt, es decir, archivos de texto, que pudieron ser gestionados en el SIG, creando un ráster a partir de cada uno de ellos (magnitud y dirección de la corriente).

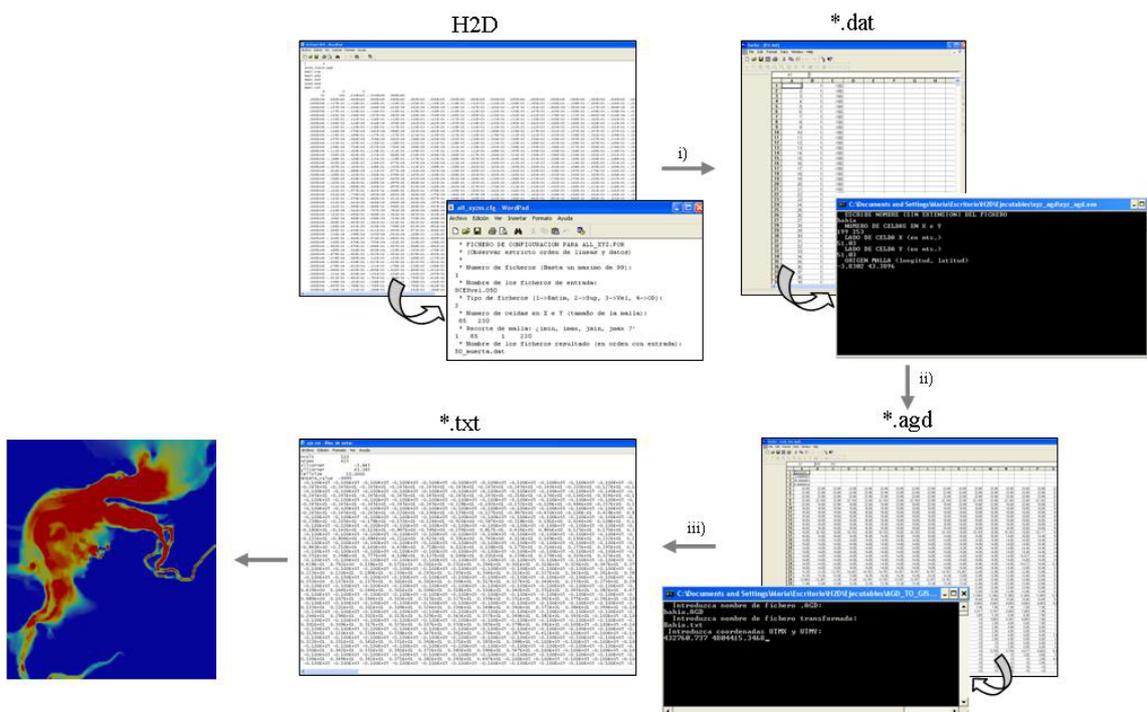


Figura VI. 33. Transformación de los resultados del modelo hidrodinámico para su integración en un sistema de información geográfica.

4. Delimitación de la zona de afección.

La zona de afección del vertido fue el polígono resultante de la integración del área de descarga inicial del vertido y la envolvente de las trayectorias de todas las partículas virtuales situadas en su perímetro (Figura VI. 34).

Para delimitar la envolvente (elemento bidimensional) de las trayectorias de las partículas virtuales (elementos unidimensionales) se generó un buffer de 25 metros alrededor de cada trayectoria (distancia correspondiente al intervalo entre partículas virtuales).

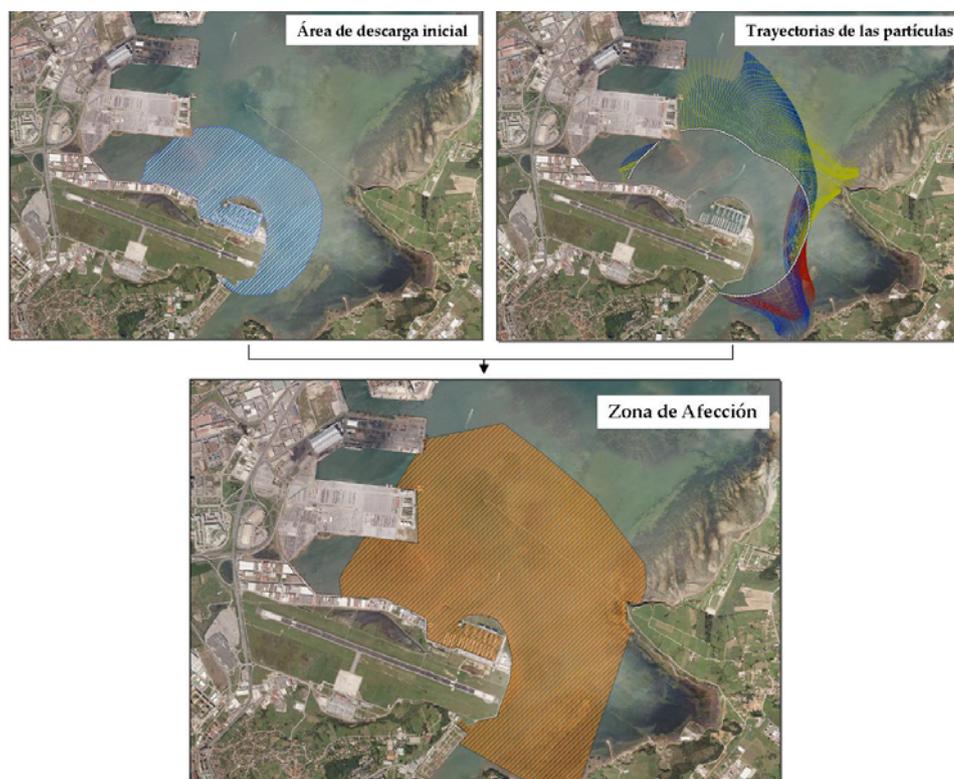


Figura VI. 34. Delimitación de la zona de afección de un vertido difuso en la Bahía de Santander.

Para minimizar la complejidad geométrica de la zona de afección, y con ello facilitar la ejecución de posibles análisis espaciales *a posteriori*, la integración de los polígonos de realizó creando un polígono de mínima convexidad.

6.3.3.2 Método estático para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos

La propuesta para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos expuesta en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria considera que, independientemente de las características del vertido, la zona de afección de un vertido puntual estará integrada por *una circunferencia, sobre la lámina de agua (hasta una cota nunca superior a los 7 m), de radio 1 km alrededor del punto de vertido en el litoral, que se extenderá a 2 km en el caso de los vertidos procedentes de emisarios submarinos.*

Igualmente, en el caso de los vertidos difusos, su zona de afección quedará delimitada por *un buffer sobre la lámina de agua (hasta una cota nunca superior a los 7 m), de radio 1 km, alrededor de la fuente de vertido.*

6.3.3.3 Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos

Para contrastar los resultados de la metodología dinámica y la metodología estática se aplicaron ambas aproximaciones sobre cuatro vertidos difusos y cuatro vertidos puntuales, localizados en los estuarios de la Bahía de Santander (Figura VI. 35) y la Ría de San Martín de la Arena (Figura VI. 36).

La selección de la Bahía de Santander y la Ría de San Martín de la Arena como ámbito de estudio responde a sus características morfológicas diferentes (Bahía de Santander - estuario complejo- y ría de San Martín - estuario alargado; Galván, 2010), en los que los aportes de caudales fluviales resultan similares ($\sim 10\text{m}^3/\text{s}$; GESHA, 2005).



Figura VI. 35. Localización de los vertidos puntuales y difusos seleccionados en la Bahía de Santander para el cálculo de su zona de afección.

La selección de estos vertidos responde al objeto de evaluar los resultados de la aplicación del procedimiento metodológico sobre vertidos de diversas tipologías (vertidos difusos forestales y/o portuarios y vertidos puntuales urbanos) localizados en espacios de diferentes características hidrodinámicas (espacios dominados por la dinámica mareal y espacios influenciados por los aportes fluviales).



Figura VI. 36. Localización de los vertidos puntuales y difusos seleccionados en la Ría de San Martín de la Arena para la delimitación de su zona de afección.

Aplicación de las metodologías en la Bahía de Santander

Las propuestas metodológicas para la delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos se aplicaron a dos vertidos puntuales y dos vertidos difusos de la Bahía de Santander (Figura VI. 35). El criterio de selección de los vertidos fue su tipología (vertidos puntuales procedentes de dos EDAR; vertidos difusos procedentes de zonas portuarias) y las características hidrodinámicas de su localización. Los vertidos de la EDAR de Pedreña y el puerto de Marina del Cantábrico se localizan en zonas más expuestas a la acción de la dinámica mareal, mientras que los vertidos de la EDAR de Ribamontán al Mar y el puerto de Astillero se encuentran situados en zonas interiores, más protegidas.

Los vertidos puntuales, que proceden de estaciones de depuración de aguas residuales urbanas, presentan las siguientes características:

- vertido de la EDAR de Pedreña, situado en la margen derecha de la Bahía, cuyo caudal es de $0.02\text{m}^3/\text{s}$; y
- vertido de la EDAR de Ribamontán al Mar, situado en el interior de la ría de Cubas (desembocadura del río Miera), cuyo caudal es de $0.04\text{m}^3/\text{s}$.

Resultados del método dinámico

La información básica necesaria para la aplicación del procedimiento metodológico dinámico relativa al volumen del caudal de cada uno de los vertidos puntuales, así como la localización exacta de los mismos (coordenadas UTM) y las sustancias emitidas, se obtuvieron del Sistema Gestor DMA (IH Cantabria, 2010b), base de datos de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.

Las principales sustancias emitidas por ambos vertidos son aguas residuales sometidas a tratamiento primario. Atendiendo a los criterios de la Tabla VI. 8, su densidad es de 1 t/m^3 .

Los vertidos difusos seleccionados proceden de dos zonas portuarias del interior de la Bahía de Santander: Marina del Cantábrico (puerto deportivo) y El Astillero (astilleros portuarios). En ambos casos se consideró como fuente de vertido la superficie correspondiente a la lámina de agua localizada en el interior del puerto. La delimitación de ambos polígonos cartográficos (puerto de Marina del Cantábrico y puerto de El Astillero) se realizó utilizando como base una ortofoto georreferenciada de la Bahía de Santander, del año 2007, a escala 1:5000.

Se asumió que las principales sustancias emitidas en los dos vertidos portuarios eran aceites, grasas y gasoil (Tabla VI. 9). Por ello, la densidad de las partículas emitidas era de 0.85 t/m^3 .

Una vez aplicado el procedimiento metodológico, y tal y como se observa en la Figura VI. 37, las zonas de afección de los dos vertidos puntuales difirieron tanto en extensión como en geometría.



Figura VI. 37. Resultados de las principales etapas del procedimiento de delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos puntuales en la Bahía de Santander.

El vertido de la EDAR de Ribamontán al Mar presentó una zona de afección con una extensión de 2.58 ha. La configuración final de esta zona de afección se vio determinada por la localización del vertido en el interior de la ría de Cubas, junto a un dique que limita la velocidad de las corrientes (Figura VI. 38).

En el caso de la EDAR de Pedreña, el vertido se localiza en una zona abierta de la Bahía de Santander con elevadas velocidades de la corriente. Por ello, el desplazamiento de las partículas virtuales no se vio limitado por ninguna infraestructura hidromorfológica y su zona de afección fue de 3.87 ha.

De este modo, a pesar que el caudal de la EDAR de Ribamontán al Mar es el doble que el caudal de la EDAR de Pedreña ($0.04 \text{ m}^3/\text{s}$ frente a los $0.02 \text{ m}^3/\text{s}$, prespectivamente), las condiciones hidrodinámicas condicionaron una mayor extensión de la superficie de la zona de afección de la EDAR de Pedreña.

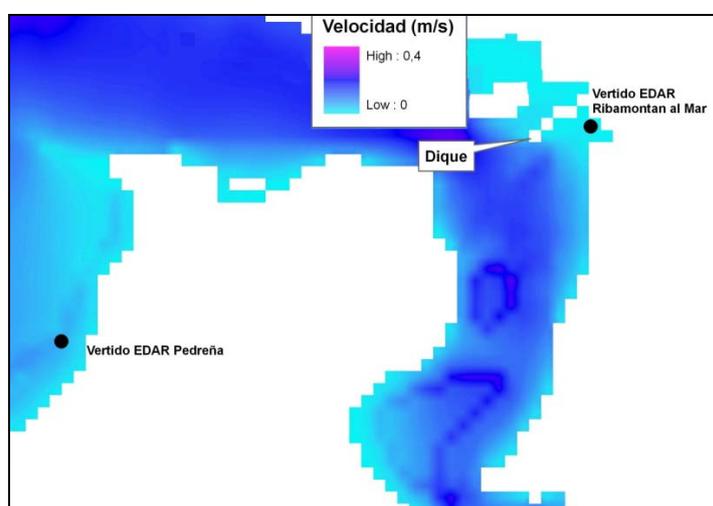


Figura VI. 38. Velocidades máximas de las corrientes en las áreas de la Bahía de Santander próximas a los puntos de vertido.

Al igual que en el caso de los vertidos puntuales, las zonas de afección de los vertidos difusos difirieron tanto en forma como en extensión (Figura VI. 39).

En el vertido de Marina del Cantábrico, la zona de afección se encuentra muy condicionada por la hidrodinámica del medio, que favorece grandes distancias de recorrido de las trayectorias de las partículas (hasta 560m). La integración de la zona de descarga inicial y las trayectorias derivó en una zona de afección de 565 ha.

Tal y como se muestra en la Figura VI. 39, la zona de afección del vertido de El Astillero, localizado en el interior de la Bahía de Santander, estuvo muy condicionada por el área de descarga inicial y presentó una extensión de 58 ha.

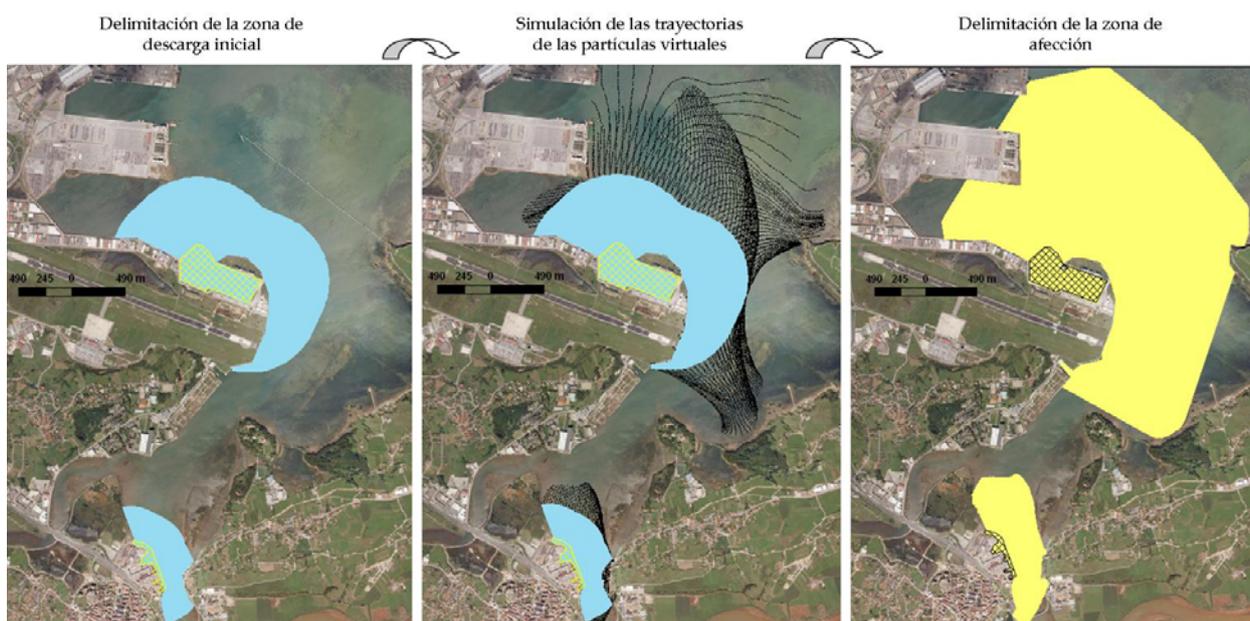


Figura VI. 39. Resultados de las principales etapas del procedimiento de delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos difusos en la Bahía de Santander.

Resultados del método estático

Las zonas de afección de los vertidos analizados en la Bahía de Santander, tanto puntuales (Figura VI. 40a) como difusos (Figura VI. 40b), mostraron extensiones variables entre 119 (EDAR Ribamontán al Mar) y 344 ha (Marina del Cantábrico).

En todos los casos, independientemente de la tipología de vertido, la delimitación de las zonas de afección estuvo condicionada por la topografía de estuario. Las zonas de afección de menor superficie coincidieron con los vertidos situados en las zonas interiores del estuario (ría de Cubas – EDAR de Ribamontán al Mar- y rías de Solía y San Salvador – El Astillero), donde el estrechamiento de los canales limitó la extensión lateral de la zona de afección.



Figura VI. 40. Zonas de afectación de los vertidos a) puntuales y b) difusos de la Bahía de Santander, delimitadas mediante el método estático.

Aplicación de las metodologías en la Ría de San Martín de la Arena

Tal y como se mostró en la Figura VI. 36, en la Ría de San Martín de la Arena se identificaron cuatro vertidos (dos vertidos puntuales y dos vertidos difusos) sobre los que aplicar los procedimientos metodológicos de delimitación de la zona de afectación:

- vertido puntual de aguas residuales del Ayuntamiento de Suances, situado en la desembocadura de la Ría, cuyo caudal es de $0.03\text{m}^3/\text{s}$;
- vertido puntual procedente de la EDAR de Vuelta Ostrera, localizado en el interior de la ría, cuyo caudal es de $0.56\text{ m}^3/\text{s}$;
- vertido difuso originado en el puerto de Suances; y
- vertido difuso procedente de una plantación forestal situada en la margen derecha de la ría, en el municipio de Polanco.

La ausencia de vertidos industriales en la selección de vertidos se debió al hecho de que, a pesar de que esta tipología de vertidos es numerosa en la Ría de San Martín, los vertidos industriales se localizan en la zona más interior de la misma, en la que la información batimétrica y, *por ende*, los resultados hidrodinámicos derivados del modelo, presenta una notable distorsión respecto de las características reales del terreno (Figura VI. 41). Por ello, se descartó la aplicación del procedimiento de delimitación de la zona de afección de los vertidos hasta la corrección de la batimetría.

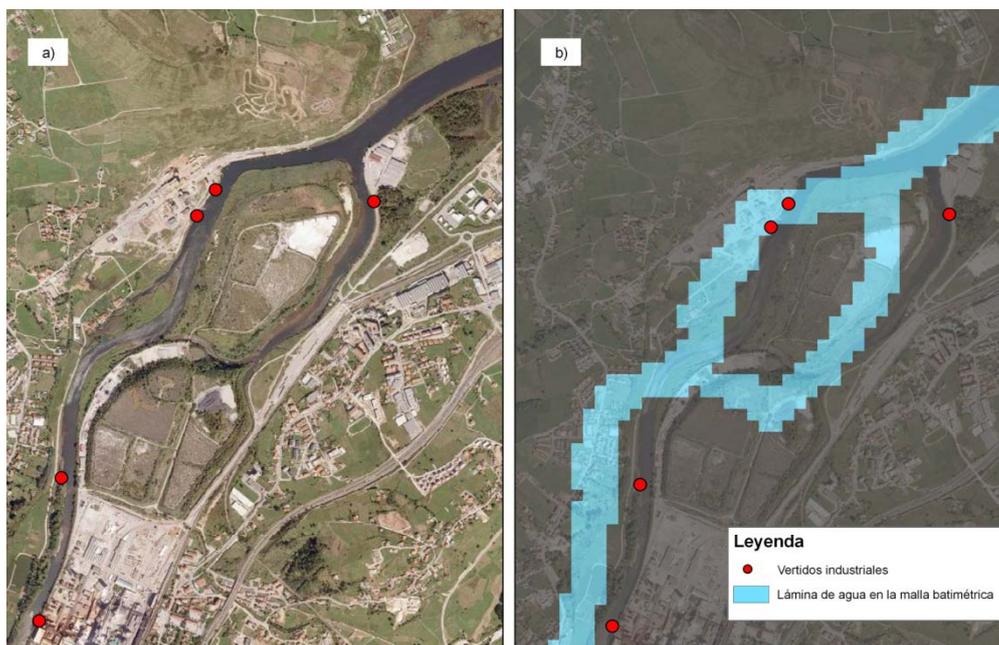


Figura VI. 41. Localización de vertidos puntuales industriales: a) en una ortofoto georreferenciada de la Ría de San Martín de la Arena, y b) lámina de agua resultante de la malla batimétrica.

Resultados del método dinámico

La información básica sobre el volumen del caudal de cada uno de los vertidos puntuales, así como la localización exacta de los mismos (coordenadas UTM) y las principales sustancias emitidas, se obtuvieron del Sistema Gestor DMA (IH Cantabria, 2010b), base de datos de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria.

En todos los casos, la densidad de las sustancias emitidas se estableció de acuerdo con lo descrito en la Tabla VI. 9:

- Las emisiones procedentes de los dos vertidos puntuales son aguas residuales, por lo que su densidad es de 1 t/m³.
- Las principales sustancias emitidas por el puerto de Suances son aceites, grasas y gasoil (Tabla VI. 9), por lo que su densidad es de 0.85 t/m³.
- En el vertido de la plantación forestal las principales sustancias emitidas son restos de maderas (Tabla VI. 9) y, por lo tanto, su densidad es de 0.55 t/m³.

En el vertido difuso portuario se consideró como fuente de vertido la superficie de la lámina de agua localizada en el interior del puerto. Por el contrario, para la plantación forestal se estableció como fuente del vertido la superficie terrestre ocupada por la misma. La delimitación de ambos polígonos cartográficos (puerto de Suances y plantación forestal) se realizó utilizando como base una ortofoto georreferenciada de los municipios de Suances y Polanco, del año 2007, a escala 1:5000.

De acuerdo con los resultados obtenidos en las aplicaciones llevadas a cabo en la Bahía de Santander, las trayectorias de las partículas virtuales resultaron significativamente superiores en los vertidos situados en los espacios de mayor influencia mareal (Figura VI. 42 y Figura VI. 43).

La zona de descarga inicial del vertido procedente de la EDAR de Vuelta Ostrera fue aproximadamente 20 veces superior a la del vertido de aguas residuales del Ayuntamiento de Suances (Figura VI. 42), como resultado de la diferencia de caudales entre ambos vertidos. No obstante, el movimiento de las partículas fue mucho mayor en el vertido situado en la desembocadura de la ría, donde las velocidades de las corrientes mostraron magnitudes mucho más elevadas que en el interior del estuario.

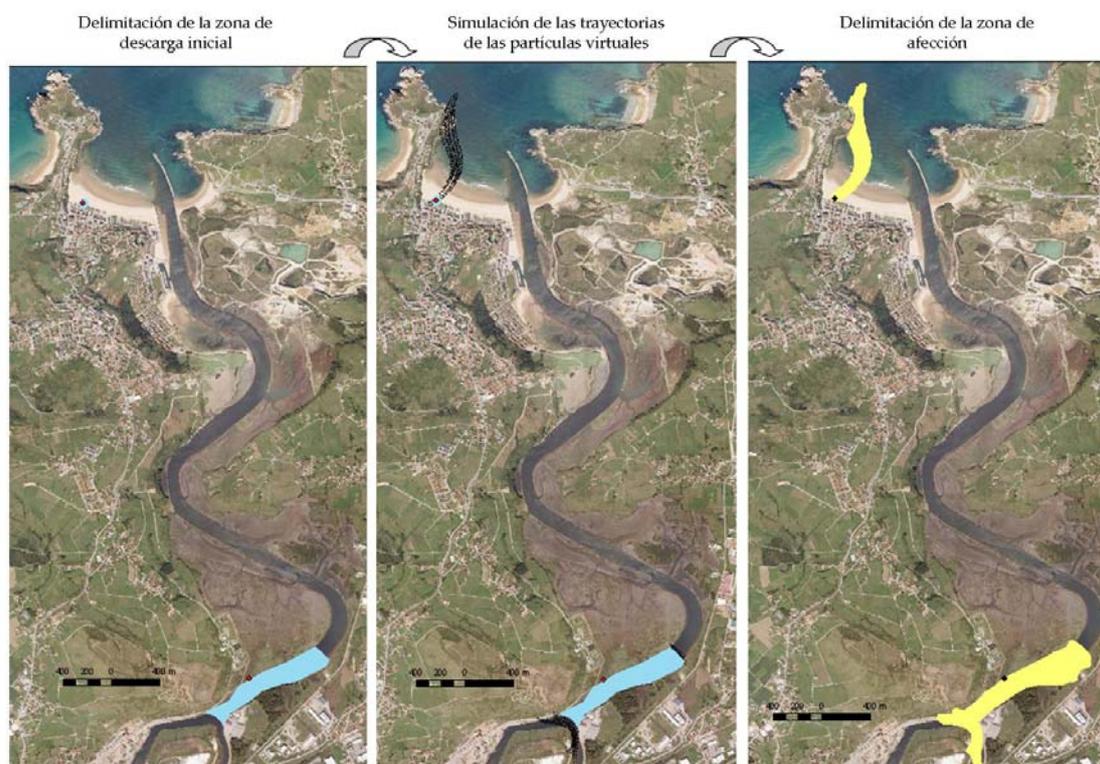


Figura VI. 42. Resultados de las principales etapas del procedimiento de delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos puntuales en la Ría de San Martín de la Arena.

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, a pesar de que la zona de afección del vertido de la EDAR de Vuelta Ostrera presentó una extensión superior a la delimitada en el caso del vertido del Ayuntamiento de Suances, la diferencia entre ambas superficies se vio restringida respecto a las diferencias en el área de descarga inicial. Así, la superficie de la zona de afección del vertido de la EDAR fue de 29 ha, mientras que la extensión de la zona de afección del vertido del Ayuntamiento fue de 14 ha.

Los resultados de la delimitación de la zona de afección de los vertidos difusos (Figura VI. 43) fueron equivalentes a los obtenidos en los vertidos puntuales. A pesar de que las áreas de descarga inicial presentaban grandes diferencias en su extensión, la superficie final de la zona de afección mostró una magnitud similar (10 ha en el puerto de Suances y 14 ha en el caso de la plantación forestal), debido al mayor recorrido de las partículas virtuales del vertido del puerto de Suances (localizado en la desembocadura del estuario).

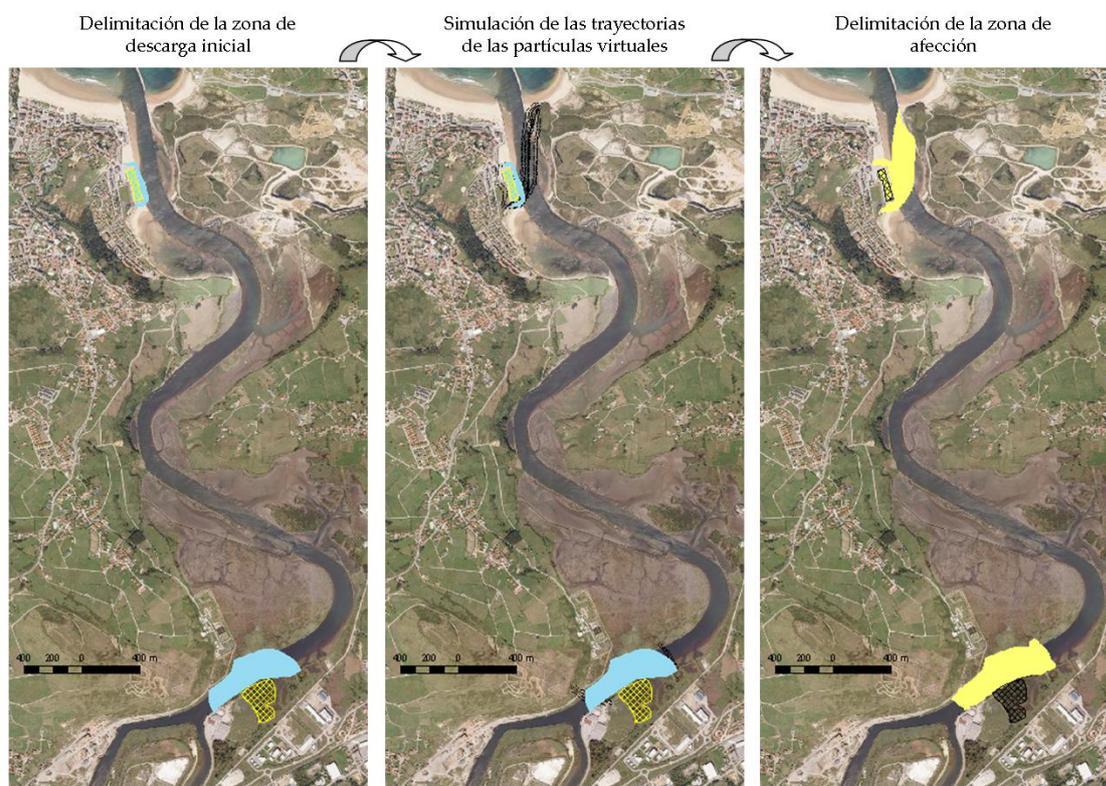


Figura VI. 43. Resultados de las principales etapas del procedimiento de delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos difusos en la Ría de San Martín de la Arena.

Resultados del método estático

Tal y como se muestra en la Figura VI. 44, la zona de afección delimitada mediante el método estático resultó independiente de magnitud del vertido. De este modo, la zona de afección de la EDAR de Vuelta Ostrera presentó una extensión inferior a la del vertido del Ayuntamiento de Suances (89 ha frente a 98 ha), a pesar de que el caudal vertido por la EDAR es 20 veces superior ($0.56 \text{ m}^3/\text{s}$, frente a $0.03 \text{ m}^3/\text{s}$).

Por el contrario, la tipología del vertido sí tuvo repercusión en la delimitación de la zona de afección, debido a las implicaciones de la geometría del vertido: *un buffer alrededor del punto de vertido*, en el caso de los vertidos puntuales, y *buffer alrededor de la fuente de emisión*, en el caso de los vertidos difusos. De este modo, para dos vertidos localizados en una misma zona, uno puntual y uno difuso (vertido puntual de la EDAR de Vuelta Ostrera - vertido difuso procedente de una plantación forestal), la zona de afección del vertido difuso (103 ha) fue superior a la del vertido puntual (89 ha).



Figura VI. 44. Zonas de afección de los vertidos a) puntuales y b) difusos de la Ría de San Martín de la Arena, delimitadas mediante el método estático.

Comparación entre procedimientos de delimitación de la zona de afección

El análisis comparativo de los resultados obtenidos en la aplicación de los métodos dinámico y estático puso de manifiesto la existencia de importantes diferencias entre la superficie estimada mediante ambas aproximaciones (Figura VI. 45-Figura VI. 47).

El sobredimensionamiento de los resultados del método estático fue especialmente evidente en los vertidos puntuales (Figura VI. 46-1, Figura VI. 47-1,2), donde la extensión de la zona de afección llegó a alcanzar valores dos órdenes de magnitud superiores a las superficies delimitadas mediante la propuesta dinámica, dependiente de las características del vertido y su entorno.

En el caso de los vertidos difusos, la delimitación de la zona de afección del vertido de Marina del Cantábrico (Figura VI. 46-2), expuesto a la dinámica mareal, presentó un mejor ajuste entre las dos propuestas metodológicas. No obstante, la zona de afección

de los vertidos difusos de la Ría de San Martín de la Arena (Figura VI. 47-3,4) mostró extensiones que, nuevamente, presentaron un orden de magnitud inferior a las delimitadas mediante la metodología estática.

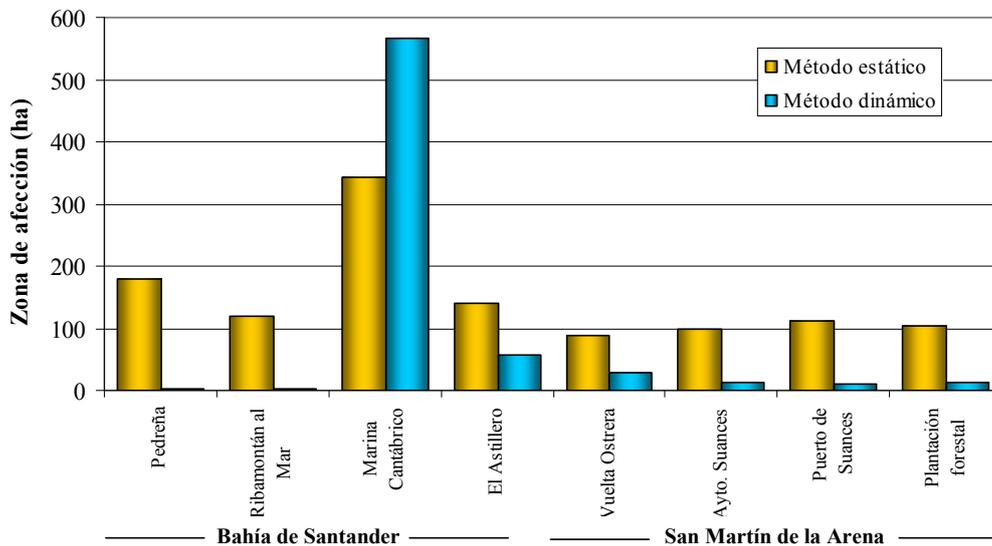


Figura VI. 45. Superficie (ha) de las zonas de afección de cada uno de los vertidos analizados, calculadas mediante la propuesta metodológica estática y dinámica.

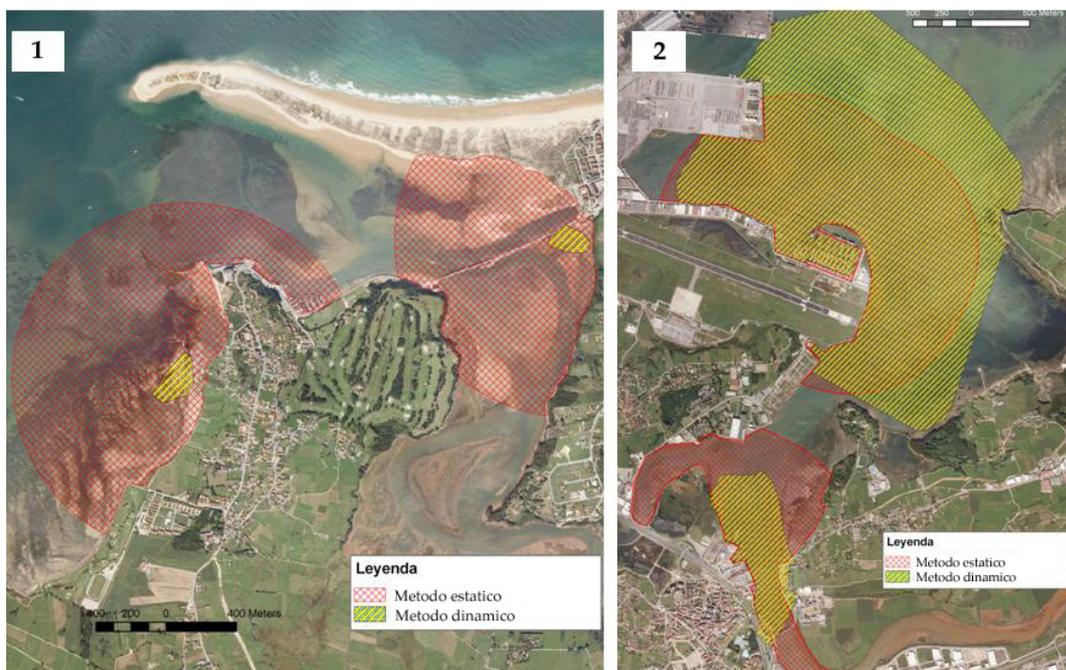


Figura VI. 46. Comparación de la zona de afección de los vertidos de la Bahía de Santander (1: vertidos puntuales; 2: vertidos difusos), con base en las dos propuesta metodológicas.

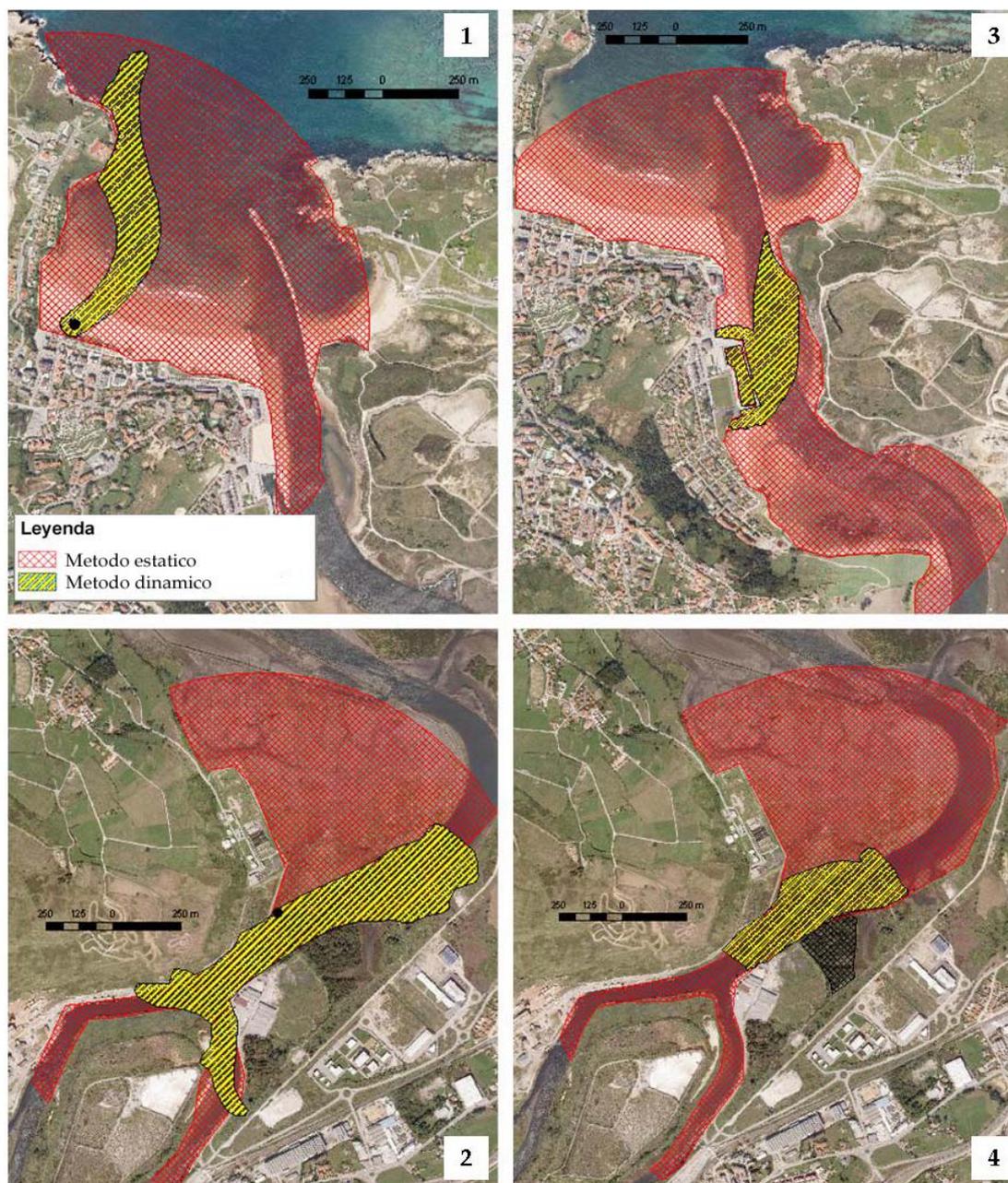


Figura VI. 47. Comparación de la zona de afección de los vertidos de la Ría de San Martín de la Arena (1: vertido puntual Ayuntamiento de Suances; 2: vertido puntual EDAR Vuelta Ostrera; 3: vertido difuso puerto de Suances; 4: vertido difuso plantación forestal) con base en las dos propuestas metodológicas.

6.3.4 Zona de afección del Tránsito dunar

Tal y como se ha puesto de manifiesto en el Capítulo V de la presente tesis doctoral, los hábitats dunares son sensibles frente a los impactos mecánicos ocasionados por el tránsito, tanto pedestre como de vehículos (Hylgaard and Liddle, 1981; Kutiel et al., 2000; Kutiel et al., 1999; Liddle and Grieg-Smith, 1975).

Los principales efectos asociados al tránsito se relacionan con la alteración de los atributos físicos y la estabilidad del sustrato dunar. La compactación del sustrato (Iverson et al., 1981; Kutiel et al., 2000; Kutiel et al., 1999) y la creación de surcos (Anders and Leatherman, 1987) son susceptibles de alterar el transporte sedimentario, a la vez que provocan condiciones adversas para la supervivencia y regeneración de la vegetación (Kuss, 1986) y de la fauna arenosa (Schlacher and Thompson, 2012; Schlacher et al., 2007).

Asimismo, tal y como expone Kuss (1986), la acción mecánica del pisoteo sobre la vegetación dunar produce daños en su follaje, que causa alteraciones en la actividad fotosintética de la planta e incrementa sus demandas energéticas para la reparación y crecimiento de los órganos dañados. No obstante, las raíces superficiales se ven igualmente dañadas, lo que dificulta el suministro de los nutrientes necesarios para paliar dichas demandas.

La eliminación de la parte aérea de la vegetación, junto con la alteración de las raíces que, además de ser directamente dañadas por el tránsito, sufren la modificación de los procesos de transporte y disponibilidad de agua y nutrientes, asociados a la compactación del terreno, conducen a un descenso en la cobertura vegetal (Groom et al., 2007; Lathrop, 1983; Rickard et al., 1994; Tablas V.10 y V.12) y una disminución de la riqueza de especies y diversidad del medio (Kutiel et al., 2000; Figuras V.14 y V.15).

Asimismo, en concordancia con los resultados de los procesos experimentales desarrollados en el sistema dunar (apartado 5.4), cabe destacar que los efectos del tránsito pedestre son variables en función del estrato dunar “pisoteado”. Mientras que en el estrato correspondiente a la duna primaria los efectos derivados del tránsito se extienden varios metros a cada lado del espacio en el que se desarrolla la presión, en los estratos con un suelo desarrollado y una menor intensidad de tránsito (p.e. duna terciaria) los efectos quedan limitados al espacio directamente transitado (Tabla V.12).

De este modo, parece necesario que la delimitación de la zona de afección del tránsito dunar tenga en cuenta las características del medio en el que se produzca la presión, especialmente en lo relativo a la estabilidad del sistema receptor del tránsito.

Con el objeto de analizar la influencia de tomar en consideración las características del medio en el que se produce el tránsito pedestre sobre la delimitación de su zona de afección en el sistema dunar, se llevó a cabo una comparación de los resultados obtenidos en la delimitación de la zona de afección del tránsito con base en dos aproximaciones metodológicas diferentes:

- i) una metodología dinámica, que toma en consideración las características del entorno, y
- ii) una metodología estática, descrita en el Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la Red Natura 2000 en Cantabria (IH Cantabria, 2011).

6.3.4.1 Método dinámico para la delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre

En el marco de esta tesis doctoral, se define como zona de afección del tránsito dunar la superficie del sistema en el que la estructura y/o composición de los hábitats dunares se altera como respuesta a las alteraciones físicas producidas por el tránsito.

De acuerdo con los resultados del capítulo V de esta tesis (apartado 5.4), los indicadores seleccionados para la delimitación de la zona de afección del tránsito dunar fueron:

- la disminución de la cobertura vegetal, y
- la alteración de la riqueza de especies dunares;

de modo que las superficies adyacentes a las sendas dunares en las que se producen pérdidas en la cobertura vegetal, y/o en la riqueza de especies dunares, conforman su zona de afección.

No obstante, únicamente se tomaron en consideración aquellos cambios de estructura y composición que supusieran una variación significativa respecto de las condiciones naturales del sistema. Por ello, y con base en los resultados de los procedimientos experimentales llevados a cabo en los sistemas dunares de Valdearenas y El Puntal, la zona de afección del tránsito dunar quedó conformada por un *buffer*, alrededor de la senda de tránsito, de magnitud variable, de acuerdo con los criterios expuestos en la Tabla VI. 12.

Hábitat dunar	Magnitud del buffer (m)
Playa	3 m
Duna primaria	3 m
Duna secundaria	1 m
Duna terciaria	1 m

Tabla VI. 12. Magnitud del buffer, que conforma la zona de afección, alrededor de las sendas de tránsito.

6.3.4.2 Método estático para la delimitación de la zona de afección del tránsito pedestre

De acuerdo con los criterios desarrollados en el Plan Marco de Gestión de los LICs acuáticos de Cantabria, la zona de afección del tránsito *se corresponde con la superficie directamente afectada por el tránsito pedestre o de vehículos* (IH Cantabria, 2011).

De este modo, la geometría y extensión de la zona de afección resulta independiente de la intensidad de tránsito y/o de las características del medio en el que este se produce, y queda restringida al espacio directamente transitado.

6.3.4.3 Contraste de metodologías para la delimitación de la zona de afección del tránsito dunar

El contraste de los resultados obtenidos mediante la metodología dinámica y la metodología estática de delimitación de la zona de afección del tránsito se llevó a cabo tomando como casos de estudio las principales sendas pedestres existentes en los sistemas dunares de Valdearenas (Lienres) y el puntal de Laredo (Figura VI. 48). Las sendas se delimitaron manualmente, utilizando como base una ortofoto georreferenciada de Cantabria, del año 2007.

La selección de estos arenales como casos de estudio respondió a la existencia de un sistema dunar bien desarrollado en ambas localizaciones, así como al elevado interés turístico existente en las dos zonas. Este interés turístico ha derivado en la existencia de un gran número de sendas pedestres, cuya longitud total es de, aproximadamente, 10 km en cada uno de los sistemas.



Figura VI. 48. Sendas dunares utilizadas como casos de estudio en: a) Valdearenas y b) el puntal de Laredo.

Aplicación de las metodologías a los arenales de Valdearenas y el puntal de Laredo

Resultados del método dinámico

Tal y como se observa en la Figura VI. 49, la geometría de la zona de afección del tránsito dunar fue equivalente al entramado de sendas dunares (Figura VI. 48).

En el caso del sistema dunar de Valdearenas, el mayor desarrollo de la duna primaria, en la que los efectos del tránsito se extienden por una mayor superficie (Tabla V.12; Tabla VI. 13), junto con la disposición de las sendas de forma paralela al sistema dunar, determinaron que la extensión total de la zona de afección (3.85 ha) resultase superior a la zona de afección del tránsito en el puntal de Laredo (3.17 ha), a pesar de que la longitud total de las sendas fuese equivalente (~10 km). Esto permite poner de manifiesto la importancia de las características del sistema dunar (composición y distribución de los estratos dunares) sobre la zona de afección del tránsito dunar.



Figura VI. 49. Resultados de la zona de afección del tránsito pedestre en los sistemas dunares de: a) Valdeareanas y b) el puntal de Laredo.

Resultados del método estático

De acuerdo con la propuesta metodológica desarrollada por el IH Cantabria (2011), la zona de afección del tránsito dunar quedó restringida al espacio transitado, es decir, a las propias sendas pedestres identificadas en los arenales de Valdearenas y el Puntal de Laredo (Figura VI. 48).

De este modo, la extensión total de la zona de afección quedó restringida a una superficie de 1.21 ha en Valdearenas y 1.34 ha en el Puntal de Laredo, distribuida a lo largo de una longitud de, aproximadamente, 10 km en cada uno de los arenales.

Comparación entre procedimientos de delimitación de la zona de afección del tránsito dunar

La propuesta dinámica de delimitación de la zona de afección permitió identificar una zona de afección que, en el caso del arenal de Valdearenas, triplicó la extensión directamente transitada, mientras que, en el puntal de Laredo, la extensión de la zona de afección se vio duplicada (Tabla VI. 13).

Las principales diferencias entre los resultados de las dos metodologías se encuentran asociadas a la duna primaria, donde la zona de afección delimitada mediante la metodología dinámica alcanzó valores cinco veces superiores a la zona de tránsito (zona de afección de la metodología estática).

Estrato dunar	Metodología Estática		Metodología Dinámica	
	Valdearenas	Puntal de Laredo	Valdearenas	Puntal de Laredo
Duna Primaria	0.21 ha	0.08 ha	1.32 ha	0.43 ha
Duna Secundaria	0.50 ha	0.14 ha	1.36 ha	0.39 ha
Duna Terciaria	0.48 ha	1.11 ha	1.32 ha	2.41 ha
Total	1.21 ha	1.34 ha	3.85 ha	3.17 ha

Tabla VI. 13. Extensión de la zona de afección (ha) del tránsito dunar, en cada uno de los estratos dunares de los casos de estudio, de acuerdo con las dos propuestas metodológicas de delimitación de la zona de afección.

6.3.5 Discusión

Los análisis realizados permitieron corroborar que la magnitud y distribución de la zona de afección de una presión se encuentran condicionadas tanto por las propiedades de la presión (Zyserman and Johnson, 2002), como por las características morfodinámicas del medio en el que se localiza.

De acuerdo con la propuesta de Reza and Abdullah (2011), en la Figura VI. 50 se representa las relaciones existentes entre las principales presiones litorales, sus efectos sobre el medio y los procesos ecológicos (EPA, 1999) de los sistemas estuarinos y dunares que se encuentran afectados por las mismas. De este modo, bien por la alteración de un proceso u otro, todas las presiones consideradas (alteraciones hidromorfológicas, vertidos acuáticos y tránsito) resultan teóricamente susceptibles de alterar el estado de los sistemas estuarinos y dunares y, *por ende*, de sus hábitats. Por ello, y tal y como se enunció en la hipótesis general de este capítulo, es necesario establecer una delimitación precisa de su zona de afección.

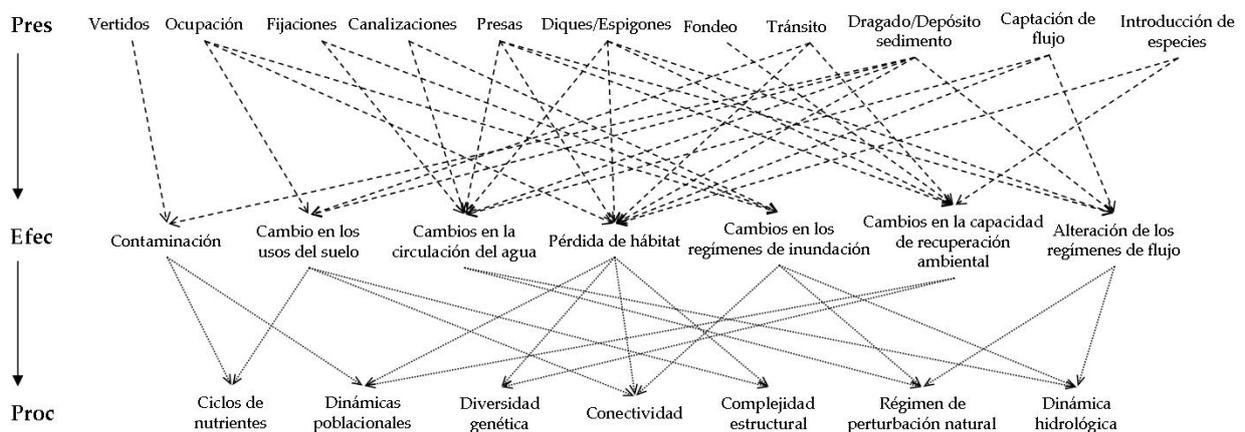


Figura VI. 50. Relaciones entre las principales presiones del medio litoral (Pres), sus efectos (Efec) y los procesos (Proc) de los sistemas estuarino y dunar que se ven alterados por las mismas.

De forma general, las diferencias existentes entre una zona de afección delimitada mediante un método estático y un método dinámico son variables en función de la tipología de presión analizada. Debido a que los procesos litorales se encuentran muy condicionados por las características hidrodinámicas del sistema (Slomp and Van Cappellen, 2004), las zonas de afección de las alteraciones hidromorfológicas resultaron especialmente sensibles a las dinámicas del medio. Por el contrario, las menores diferencias entre los resultados de las aproximaciones dinámicas y estáticas se observaron en el caso de las alteraciones derivadas del tránsito dunar, donde la naturaleza terrestre del sistema dunar le aporta estabilidad al medio.

6.3.5.1 Alteraciones hidromorfológicas

La alteración de los regímenes hidráulicos y de las condiciones del medio litoral, cuyos efectos sobre el estado de las comunidades litorales son significativos (Recio et al., 2013), están usualmente infravalorados en los análisis de la vulnerabilidad de los hábitats. En este sentido, diversos estudios muestran cómo los cambios en la velocidad de las corrientes y la exposición al oleaje pueden alterar la composición de la vegetación acuática (Fonseca and Bell, 1998; Keddy, 1983; Krause-Jensen et al., 2007; Krause-Jensen et al., 2003) y los regímenes sedimentarios dunares (Finkl and Walker, 2002; Nordstrom, 2000), modificando así el estado de sus hábitats. De este modo, para la evaluación de la vulnerabilidad de los hábitats litorales es especialmente trascendente la identificación de todos los espacios en los que, por efecto de una alteración hidromorfológica, se producen cambios en las condiciones hidrodinámicas del sistema, tanto si dichos espacios se localizan junto a la alteración, como si se sitúan en espacios alejados de la misma; puesto que los hábitats sometidos a dichos cambios podrán ver modificado su estado de conservación, bien por la alteración de su estructura y composición, bien por cambios en su distribución.

En este sentido, una de las principales ventajas asociadas a la metodología dinámica consiste en su capacidad de delimitar una zona de afección discontinua, en la que se identifican espacios, alejados de la propia alteración hidromorfológica, en los que las condiciones del medio (velocidad de las corrientes y procesos sedimentarios) se ven modificadas como consecuencia del establecimiento de la presión, poniendo en riesgo el mantenimiento y conservación de sus comunidades bióticas (Fonseca and Kenworthy, 1987; Madsen and Sondergaard, 1983).

Con respecto a los resultados obtenidos en este trabajo, las principales diferencias entre las dos propuestas de delimitación de la zona de afección resultan principalmente evidentes en las localizaciones de mayor actividad hidrodinámica, donde la metodología dinámica permite delimitar zonas de afección de una extensión superior a

los resultados de la propuesta independiente de las características morfodinámicas del medio. Estos resultados concuerdan con las apreciaciones realizadas por Fairley et al. (2009), que señalan el importante papel de las corrientes mareales en el transporte sedimentario. De este modo, la zona de afección de las infraestructuras ubicadas en un espacio de elevada influencia mareal se ve muy condicionada por los cambios en los procesos de transporte, que extienden su zona de afección. Igualmente, en aquellos casos en los que la modificación de las condiciones hidromorfológicas se produce en un espacio de confluencia de las dinámicas mareales y fluviales, caracterizado por presentar, de forma generalizada, la mayor riqueza de especies estuarinas (McLusky and Elliott, 2004), las zonas de afección son muy superiores a los casos en los que la alteración se localiza en una zona donde dominan, por ejemplo, las dinámicas fluviales.

Finalmente, en relación a la propuesta metodológica dinámica desarrollada en este trabajo, cabe destacar que, tradicionalmente, los análisis sobre la afección de las alteraciones hidromorfológicas se han desarrollado en estudios relacionados con la evaluación de riesgos de inundación y la elaboración de medidas para su mitigación (Apel et al., 2009; Kamrath et al., 2006), siendo más escasas las aproximaciones en las que dichos análisis evalúan los efectos de las alteraciones sobre el medio en el que se localizan (Hudson et al., 2008; Liu, 2006). En cualquier caso, e independientemente de su objetivo final, todos estos análisis se han basado en la elaboración de modelos de simulación del comportamiento hidrodinámico del sistema analizado.

En el estudio del medio litoral, la tendencia mayoritaria ha consistido en la utilización de modelos hidrodinámicos bidimensionales, bajo las condiciones constantes de una onda media de marea y caudales medios anuales (Gómez, 2010), dado que esta aproximación evita la frecuente alteración de los resultados en función del rango en el que se inicia la simulación (Sámano, 2011). Sin embargo, en el caso de la propuesta metodológica desarrollada en la presente tesis, la realización de simulaciones del comportamiento hidrodinámico con base en una onda de marea y unos caudales reales permite integrar una gran variabilidad de condiciones de contorno del sistema de estudio. De otro modo, esta variabilidad podría resultar enmascarada bajo la utilización de condiciones medias. Los posibles errores derivados de la utilización de valores reales, así como del momento de inicio de las simulaciones, quedan minimizados mediante la comparación de los resultados de dos simulaciones equivalentes, en las que exclusivamente se han visto modificadas las condiciones batimétricas del medio a través de, por ejemplo, la instalación de un espigón o dique, un relleno, etc.

6.3.5.2 Vertidos acuáticos

Tradicionalmente, la vegetación acuática y, consecuentemente, sus hábitats, se ha considerado especialmente sensible frente a la contaminación del medio (Chrysovergis and Panayotidis, 1995; Schiel et al., 2006), que conlleva, entre otras consecuencias, un incremento en la densidad de las macroalgas oportunistas (Bricker et al., 2003) y la degradación de las fanerógamas marinas (Dennison et al., 1992; Fonseca and Bell, 1998), macroalgas costeras (Juanes et al., 2008) y vegetación de marisma. Por ello, la evaluación de la vulnerabilidad del medio litoral se ha basado, fundamentalmente, en el análisis de los efectos de las emisiones contaminantes. Sin embargo, diferentes estudios han puesto de manifiesto una marcada tolerancia de la vegetación acuática a diferentes concentraciones de contaminantes (González-Alcaraz et al., 2011; Jacob and Otte, 2003; Otte et al., 1993), lo que implica que la alteración del estado de los hábitats se encuentra supeditada a la existencia de episodios contaminantes de elevada magnitud. Por ello, para evitar una evaluación irreal y sobredimensionada de la vulnerabilidad frente a los vertidos acuáticos se debe tener en especial consideración la dimensión de la presión. En este mismo sentido, cualquier sobredimensionamiento de la zona de afección de los vertidos acuáticos podrá producir una sobrestimación de la vulnerabilidad de los hábitats litorales.

Al igual que en el caso de las alteraciones hidromorfológicas, la principal diferencia entre la aproximación dinámica y la metodología estática de delimitación de la zona de afección consiste en la capacidad del procedimiento dinámico de reconocer zonas de afección de geometría y dimensión variable. La morfología de las zonas de afección se encuentra condicionada tanto por las características del medio emisor (p.e. cargas contaminantes, características topográficas del terreno), como por las particularidades morfodinámicas (p.e. velocidad y dirección de las corrientes) del medio receptor del vertido.

De acuerdo con las premisas realizadas por Pivel et al. (2009) y Yuan et al. (2007), en el método dinámico los factores determinantes en la configuración y extensión de su zona de afección fueron las características hidrodinámicas del sistema (módulo y dirección de la velocidad). De este modo, las principales diferencias en las zonas de afección de los vertidos acuáticos se identificaron en los espacios de mayor abrigo, donde el desplazamiento de las partículas se encuentra limitado por la existencia de corrientes de menor magnitud. Asimismo, de forma generalizada, las zonas de afección de los vertidos puntuales delimitadas mediante la aproximación estática presentaron una extensión varios órdenes de magnitud superiores a los resultados de la propuesta dinámica, lo que puede repercutir en una sobreestimación de la vulnerabilidad de los hábitats desarrollados en las proximidades de la emisión contaminante.

En relación a las metodologías de delimitación de la zona de afección de los vertidos acuáticos, las propuestas existentes se han basado tradicionalmente en el desarrollo de programas de seguimiento del estado físico-químico del agua, que posibilitasen una delimitación *a posteriori* de la zona de afección de cada vertido (Artioli et al., 2005; Boyle et al., 1974; Jouanneau and Latouche, 1982). En este sentido, Pivel et al. (2009) exponen que la configuración *a priori* de la zona de afección de una emisión acuática resulta difícilmente predecible, debido a su elevada sensibilidad frente a pequeñas variaciones en la intensidad y dirección de las corrientes, las cuales ejercen un importante control sobre los flujos y procesos químicos y biológicos del sistema (Yuan et al., 2007). Por ello, cualquier modelo predictivo desarrollado para la delimitación de la zona de afección de un vertido debe contemplar ambas variables hidrodinámicas (magnitud y dirección de las corrientes).

La propuesta metodológica dinámica da respuesta a este requerimiento mediante la integración del módulo de la velocidad y la dirección de las corrientes, bajo diferentes condiciones de contorno hidrodinámico. Asimismo, la consideración de cuatro escenarios hidrodinámicos diferentes (pleamar, bajamar, llenante y vaciante) evita los resultados poco realistas asociados a la utilización exclusiva de condiciones hidrodinámicas medias y simulaciones iniciadas en la misma fase mareal (Bárcena et al., 2011).

Por otro lado, cabe destacar que dicha metodología considera un comportamiento conservativo de las sustancias emitidas, y no integra los posibles cambios temporales asociados a la erosión y resedimentación de materiales y/o la degradación o volatilización de los contaminantes y la bioturbación (Delvigne, 1996). Asimismo, no tiene en cuenta la persistencia de las sustancias procedentes del vertido, elemento que, de acuerdo con Hansen (2007), Jager et al. (2001) y Karman (2000) debe ser considerado en la evaluación predictiva de los efectos de una emisión, junto con la concentración de las sustancias emitidas (aspecto sí contemplado en la valoración). No obstante, cabe señalar que esta propuesta se enmarca dentro del campo de la gestión, lo que condiciona la necesidad de presentar una elevada aplicabilidad, incluso en aquellos casos en los que la información disponible resulte escasa. En este sentido, en el caso de desear realizar un estudio concreto del comportamiento específico de un vertido determinado, debería emplearse otra metodología que integre, entre otros, procesos de sedimentación, resuspensión y adsorción de las sustancias emitidas, así como el tiempo de residencia de las sustancias contaminantes (Soulsby and Tertzlaff, 2008) y/o el tiempo de recuperación del medio (Gómez, 2010). En cualquier caso, una evaluación detallada y completa necesita un volumen de información y recursos materiales muy superior al requerido por la propuesta de delimitación de la zona de afección descrita en este trabajo.

6.3.5.3 Tránsito dunar

Los efectos derivados del tránsito dunar (principalmente los relacionados con procesos biológicos, tales como la complejidad estructural y las dinámicas poblacionales) no se limitan al espacio directamente sometido a la presión (ver Capítulo V). De este modo, la identificación de estas superficies potencialmente alteradas tendrá transcendencia en la gestión del sistema, que puede requerir, de forma complementaria a la regulación del tránsito existente, el establecimiento de medidas de gestión activas sobre espacios no transitados, pero asociadas a paliar los efectos de esta presión.

Anteriores propuestas de delimitación de la zona de afección del tránsito (p.e. IH Cantabria, 2011) reconocen como zona afectada el espacio directamente transitado, independientemente del medio sobre el que se produce la presión. Sin embargo, de acuerdo con los resultados de los procedimientos experimentales desarrollados en este trabajo, y tal y como expuso Vogt Andersen (1995), la magnitud de la zona de afección del tránsito difiere en función del ecosistema sobre el que este se produce. De forma general, si bien es posible concluir que los efectos del tránsito resultan muy locales (Dale and Weaver, 1974; Dotzenko et al., 1967; Hall and Kuss, 1989; Kuss, 1986), en el caso del sistema dunar sus efectos se extienden hasta varios metros de la zona transitada (Anders and Leatherman, 1987; Kutiel et al., 1999), en función de la complejidad del estrato dunar (ver Capítulo V de la presente tesis). Por ello, en concordancia con los resultados obtenidos por otros autores (Bowles and Maun, 1982; Kutiel et al., 1999; Lemauviel and Rozé, 2003), la propuesta metodológica dinámica delimita la zona de afección del tránsito dunar como una banda alrededor de la zona transitada, de anchura variable en función del estrato alterado.

No obstante, las diferencias existentes entre las dos aproximaciones metodológicas desarrolladas para la definición de la zona de afección del tránsito dunar no resultan tan evidentes como en el caso de las alteraciones hidromorfológicas y los vertidos. Si bien el uso de una metodología estática condujo a una infravaloración de la superficie definida como zona de afección, la principal ventaja asociada al empleo de una metodología dinámica residió en la capacidad de identificar la potencial afección del tránsito sobre espacios en los que no se identifica un tránsito directo, tales como la playa y preduna próximas a zonas de tránsito. Estos espacios verán limitado el aporte de semillas, por la disminución de la cobertura vegetal, y/o la disponibilidad de nutrientes en el sustrato para el desarrollo de su vegetación, como respuesta a la compactación del terreno, lo que derivará en la alteración de su estado de conservación.

Capítulo VII

Conclusiones y Futuras líneas de Investigación

7.1 CONCLUSIONES

El objetivo general de esta tesis se centra en la propuesta de metodologías para la evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales.

De acuerdo con este objetivo general y con los objetivos específicos establecidos a lo largo de la tesis, en este trabajo se ha realizado un análisis específico de cada uno de los tres componentes fundamentales de la evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales: distribución, estructura y composición, y vulnerabilidad, aplicados sobre diferentes tipos de hábitats. Esta aproximación se basa en el interés por avanzar en las propuestas conceptuales y metodológicas aplicables a la valoración del estado de

conservación de los hábitats litorales en general, más que al desarrollo de sistemas concretos de evaluación de cada uno de los tres componentes para cada hábitat.

En este sentido, los diferentes estudios llevados a cabo han permitido dar respuesta al objetivo de la tesis, mediante la realización de propuestas específicas sobre las aproximaciones metodológicas más adecuadas para la valoración de cada uno de los componentes del estado de conservación, en diferentes hábitats litorales.

A continuación se describen las principales conclusiones en relación a cada uno de los tres componentes del estado de conservación.

7.1.1 Distribución de los hábitats litorales

- Los modelos predictivos de distribución potencial de las especies han demostrado ser aplicables para el cálculo de la distribución de los hábitats litorales, permitiendo realizar una valoración cuantitativa incluso en aquellos casos en los que se carece de datos históricos y/o condiciones prístinas para establecer las condiciones de referencia.
- De acuerdo con la robustez de los resultados, el método MAXENT se mostró como la herramienta óptima para la definición de las condiciones de referencia en el caso específico de la distribución del hábitat de *Zostera noltii* en Cantabria. Sin embargo, su aplicación generalizada para la valoración del estado de conservación de otros hábitats litorales deberá tener en cuenta que la selección del modelo predictivo es uno de los posibles aspectos condicionantes de la evaluación.
- Otro aspecto crítico del análisis de la distribución de los hábitats con base en modelos predictivos es la selección de las variables ecogeográficas predictoras, así como su resolución espacial y/o temporal (p.e. periodo de análisis, utilización de valores medios frente a valores máximos o mínimos, etc), las cuales pueden condicionar los resultados finales del modelo.
- La metodología de evaluación de la distribución de los hábitats propuesta en este trabajo permitió, además, discernir entre estados alterados y no alterados de un hábitat. Este hecho refuerza su utilidad en la evaluación de la distribución como atributo del estado de conservación de los hábitats.

7.1.2 Estructura y composición de los hábitats dunares

- Los indicadores de composición de la vegetación y abundancia han mostrado ser buenos indicadores de este atributo del estado de conservación de los hábitats debido a su capacidad de respuesta frente a las presiones del medio.
- Estos indicadores (composición específica y abundancia) evalúan dos aspectos diferentes, pero complementarios, de la estructura y composición de los hábitats. Por ello, el diagnóstico final de este atributo debe integrar ambas perspectivas.
- En el caso específico de la vegetación dunar, los indicadores que mejor respondieron frente a las presiones analizadas (limpieza mecánica de la playa y tránsito) fueron la riqueza de especies y la cobertura y frecuencia de aparición de la vegetación. Además, las variables relativas a la abundancia permitieron identificar el efecto de la presión más allá de la zona directamente afectada por la alteración.
- De las variables analizadas, tanto la *Riqueza de especies características* como la *Cobertura vegetal* representan los indicadores más fácilmente aplicables en estudios sistemáticos.

7.1.3 Vulnerabilidad de los hábitats estuarinos y dunares

- La relación significativa entre las variables biológicas representativas de la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación estuarina y los indicadores de gradientes de presión hidromorfológica ratifica la sensibilidad de estos hábitats frente a dichas presiones.
 - La sensibilidad global de la vegetación frente a cada una de las presiones hidromorfológicas varía en función de su tipología, resultando especialmente sensibles frente a las infraestructuras que modifican las condiciones hidrodinámicas del sistema (p.e. diques y espigones).
 - De una forma más específica, la respuesta de la vegetación frente a dichas presiones puede verse condicionada por la escala espacial del análisis. Por ello, la valoración de la sensibilidad de cada hábitat litoral debería establecerse, de forma individualizada, para cada tipo de presión.
 - Las metodologías dinámicas de delimitación de la zona de afección permiten identificar espacios alejados de la presión en los que los hábitats se encuentran
-

potencialmente amenazados por la alteración, por lo que son métodos apropiados para el cálculo de la vulnerabilidad de los hábitats en el marco de la gestión.

- En el caso de las presiones acuáticas (alteraciones hidromorfológicas y vertidos acuáticos), la extensión y geometría de la zona de afección está especialmente condicionada por la hidrodinámica del medio. Por ello, las diferencias entre los resultados asociados a una metodología dependiente de las características morfodinámicas del medio y una aproximación basada en indicadores estáticos fueron especialmente destacables.
- Por el contrario, en el caso de las presiones desarrolladas en el medio terrestre (tránsito dunar) las diferencias existentes entre ambas aproximaciones metodológicas no resultaron tan evidentes.

7.2 FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Durante el proceso de elaboración de esta tesis se han identificado nuevas vías de trabajo, que podrían mejorar los procedimientos de evaluación del estado de conservación de los hábitats litorales. Inclusive, sería posible ampliar el campo de su aplicación al conjunto de hábitats de interés comunitario, tanto acuáticos litorales y fluviales, como terrestres.

A continuación se enumera alguno de los aspectos más relevantes que podrían constituir estas futuras líneas de investigación:

- En relación a la distribución de los hábitats, resultaría interesante abordar la sistematización de la selección de los modelos de distribución potencial y las variables ecogeográficas más apropiadas para diferentes tipologías de hábitats litorales.
- De forma específica, se deberían profundizar en el empleo alternativo de modelos de distribución potencial de las especies basados en datos de presencia/ausencia de la especie predictora frente a los modelos basados en datos exclusivos de presencia.
- Acerca de la estructura y composición de los hábitats, resultaría necesario desarrollar nuevos trabajos experimentales para ratificar la validez de las

variables seleccionadas para el diagnóstico de este atributo en otras tipologías de hábitat litorales.

- Con respecto a la vulnerabilidad de los hábitats, debería reducirse la subjetividad en las evaluaciones de la sensibilidad de los hábitats litorales frente al conjunto de presiones
- Las valoraciones de vulnerabilidad de un determinado hábitat deberían incorporar procedimientos para la valoración objetiva de los efectos sinérgicos debido al solapamiento de las zonas de afección generadas por diferentes presiones.
- Por último, en este trabajo se han presentado propuestas metodológicas que permiten analizar el estado de cada uno de los atributos básicos del diagnóstico del estado de conservación de los hábitats litorales. En este sentido, se debería analizar la posible integración de los tres componentes (distribución, estructura y composición, y vulnerabilidad), para la definición de una valoración única del estado de conservación.
- Asimismo, la programación informática de todos los procedimientos metodológicos y su integración en un entorno SIG favorecería su aplicabilidad para la gestión de los espacios Natura 2000.

Capítulo VIII

Referencias bibliográficas

a

Abbit, R.J.F., Scott, J.M. and Wilcove, D.S., 2000. The geography of vulnerability: Incorporating species geography and human development patterns into conservation planning. *Biological conservation*, 96: 169-175.

ABP, 2005. Technical Assessment Method. Morphological Alterations.

ACA, 2006. Protocolo HIDRI. Protocolo para la valoración de la calidad HIDromorfológica de los RÍos, Agencia Catalana del Agua.

- ACEM-GESHA, 2003. Desarrollo del Plan de Vigilancia del Saneamiento de la Bahía de Santander, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Cantabria., Santander.
- Acosta, A., Ercole, S., Stanisci, A., De Patta Pillar, V. and Blasi, C., 2007. Coastal Vegetation Zonation and Dune Morphology in Some Mediterranean Ecosystems. *Journal of Coastal Research*, 23(6): 1518-1524.
- Adam, P., 2002. Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29: 39-61.
- Adams, S.M., 2005. Using Multiple Response Bioindicators to Assess the Health of Estuarine Ecosystems: An Operational Framework. In: S.A. Bortone (Editor), *Estuarine Indicators*. Routledge, USA.
- Adger, W.N., 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16: 268-281.
- Allen, J.R.L., 2000. Morphodynamics of holocenic salt marshes: a review sketch from the atlantic and southern north sea coasts of europe. *Quaternary Science Reviews*, 19: 1155-1231.
- Álvarez, J.A. and Álvarez, S.M., 1984. Conceptos básicos sobre manejo costero. Instituto de Publicaciones Navales, Buenos Aires, 174 pp.
- Anders, J. and Leatherman, S.P., 1987. Effects of off-road vehicles on coastal foredunes at Fire Island, New York, USA. *Environmental Management*, 11: 45-52.
- Andersen, J.H., Conley, D.J. and Hedal, S., 2004. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive un practice. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 283-290.
- Apel, H., Merz, B. and Thieken, A.H., 2009. Influence of dike breaches on flood frequency estimation. *Computers and Geosciences*, 35: 907-923.
- Araújo, M.B. and Williams, P.H., 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological conservation*, 96: 331-345.
- Arens, S.M. and Wiersma, J., 1994. The Dutch foredunes: Inventory and classification. *Journal of Coastal Research*, 10(1): 189-202.
- Arriola, E.F., Mantecón, V.R. and Canteras-Jordana, J.C., 2006. Los estuarios cantábricos orientales (Norte de la Península Ibérica): características naturales,

importancia ecológica y principales problemas ambientales derivados de su gestión. *UnG-Geociências*, 5(1): 45-54.

Artioli, Y., Bendoricchio, G. and Palmeri, L., 2005. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *Ecological Modelling*, 184: 55-68.

Austin, M.P. and Smith, T.M., 1989. A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, 83: 35-47.

Austin, M.P., Cunningham, R.B. and Fleming, P.M., 1984. New approaches to direct gradient analysing using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55: 11-27.

b

Balestri, E., Vallerini, F. and Lardicci, C., 2006. A qualitative and quantitative assessment of the reproductive litter from *Posidonia oceanica* accumulated on a sand beach following a storm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 30-34.

Bárcena, F.J. et al., 2011. Spatial and temporal flushing time approach in estuaries influenced by river and tide. An application in Suances Estuary (Northern Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, In Press, Corrected Proof.

Bedoya, J.L. and Pérez-Alberti, A., 2009. 1230 Acantilados con vegetación de las costas atlánticas y bálticas. In: ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Editor), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, Madrid.

Bellan, G., 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bulletin d'ecologie*, 15: 13-20.

Benson, C., 2004. Macro-economic Concepts of Vulnerability: Dynamics, Complexity and Public Policy. In: G. Bankoff, G. Frerks and D. Hilhorst (Editors), *Mapping Vulnerability: Disasters, Development and People*, London.

Besada, V., Andrade, J.M., Schultze, F. and González, J.J., 2010. Comparison of the 2000 and 2005 spatial distribution of heavy metals in wild mussels from the North-

- Atlantic Spanish coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, doi:10.1016/j.ecoenv.2010.10.002.
- Beyer, A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F. and Webster, E., 2000. Assessing Long-Range Transport Potential of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 34: 699-703.
- Bidegain, G., Bárcena, F.J., García, A. and Juanes, J.A., 2012. Modelling Habitat Suitability for Two Clam Species Using Ecological Niche Factor Analysis (ENFA), 50th ECSA Conference, Venice.
- Bock, M. et al., 2005. Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators*, 5: 322-338.
- Boix, D. et al., 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia*, 597: 53-69.
- Boorman, L., 2003. Saltmarsh Review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management, JNCC, Peterborough.
- Borum, J., Duarte, C., Krause-Jensen, D. and Greve, T.M., 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&M project.
- Bowen, J.L. and Valiela, I., 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58: 1489-1500.
- Bowles, J.M. and Maun, M.A., 1982. A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. *Biological Conservation*, 24(4): 273-283.
- Box, E.O., 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science*, 7: 309-320.
- Boyle, E. et al., 1974. On the chemical mass-balance in estuaries. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38: 1719-1728.
- Bradley, B.A. and Fleishman, E., 2008. Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? *Journal of Biogeography*, 35: 1158-1159.

- Branch, G., 1999. Estuarine vulnerability and ecological impacts. In: B.R. Allanson and D. Baird (Editors), *Estuaries of South Africa*. Cambridge University Press, pp. 340.
- Breland, T.A. and Hansen, S., 1996. Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4-5): 655-663.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G. and Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169: 39-60.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M.B. and Hirzel, A.H., 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 437-448.
- Bueno, A., 1996. *Flora y vegetación de los estuarios asturianos*, Universidad de Oviedo, Oviedo.
- Burden, R.F. and Randerson, P.F., 1972. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. *Journal of Applied Ecology*, 9: 439-458.

C

- Cabaço, S., Machás, R., Vieira, S. and Santos, R., 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78: 1-13.
- Carboni, M., Carranza, M.L. and Acosta, A., 2009. Assessing conservation status on coastal dunes: A multiscale approach. *Landscape and Urban Planning*, 91: 17-25.
- Carpenter, G., Gillison, A.N. and Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, 2: 667-680.
- Carroll, C., Zielinski, W.J. and Noss, R.F., 1999. Using presence-absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath region, USA. *Conservation Biology*, 13: 1344-1359.

- Carter, R.W.G., 1990. The geomorphology of coastal dunes in Ireland. In: T.W. Bakker, P.D. Jungerious and J.A. Klijn (Editors), *Dunes of European coasts; geomorphology-hydrology-soils*. Catena Supplement, pp. 31-40.
- Casazza, G., Silvestri, C. and Spada, E., 2002. The use of bio-indicators for quality assessments of the marine environment: Examples from the Mediterranean Sea. *Journal of Coastal Conservation*, 8: 147-156.
- Castanedo, S., 1997. Estudio del modelado numérico de las zonas inundables, Universidad de Cantabria, Santander.
- Cearreta, A., Edeso, J.M. and Ugarte, F.M., 1990. Cambios en el nivel del mar durante el cuaternario reciente en el Golfo de Bizkaia. In: A.C.F. Ugarte (Editor), *International Conference on the Environmental and the Human Society in the Western Pyrenees and the Basque Mountains During the Upper Pleistocene and the Holocene*, Vitoria.
- Centre de la Propietat Forestal, 2004. L'inventari Forestal: Anexe Indicadors dendromètrics.
- Cèrèghino, R., Ruggiero, A., Marty, P. and Angélibert, S., 2008. Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape. *Hydrobiologia*, 597: 523-531.
- Chase, M.K., Kristan, W.B., Lynam, A.J., Price, M.V. and Rotenberry, J.T., 2000. Single species as indicators of species richness and composition in California coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation Biology*, 14: 474-487.
- CHC, 2011. Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de Cuenca, Confederación Hidrográfica del Cantábrico, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Chefaoui, R.M., Hortal, J. and Lobo, J.M., 2005. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological conservation*, 122: 327-338.
- Chow, V.T., Maidment, D.R. and Mays, L.W., 1988. *Applied Hydrology*. McGraw-Hill.

- Chrysovergis, F. and Panayotidis, P., 1995. Èvolution des peuplements macrophytobenthiques le long d'un gradient d'eutrophisation (Golfe de Maliakos, Mer Égée, Grèce). *Oceanologica Acta*, 18: 649-658.
- Clark, K.J., Mollowney, B.M. and Harbott, B., 1992. Estuary Management: Modelling the impact of variable input loads, Second International Conference on Hydraulic and Environmental Modelling of Coastal, Estuarine and River Waters.
- Conover, J.T., 1964. Environmental Relationship of Benthos in Salt Ponds (Plant Relationships), University of Rhode Island, Graduated School of Oceanography.
- Coops, H., Boeters, R. and Smit, H., 1991. Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany*, 41: 333-352.
- Cragg, J.B., 1968. Biological conservation: the present. *Biological conservation*, 1: 13-19.
- Crumpacker, D.W., Hodge, S.W., Friedly, D. and Gregg, W.P., 1988. A preliminary Assessment of the Status of Major Terrestrial and Wetland Ecosystems on Federal and Indian Lands in the United States. *Conservation Biology*, 2(1): 103-115.
- Cucco, A. et al., 2009. Eulerian and lagrangian transport time scales of a tidal active coastal basin. *Ecological Modelling*, 220(7): 913-922.

d

- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems.* Island Press, Washington, D.C.
- Dale, V.H. and Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10.
- Dale, D. and Weaver, T., 1974. Trampling effects on vegetation of the trails corridors of north Rocky Mountain forests. *Journal of Applied Ecology*, 11: 762-772.
- Dalrymple, R.W., Zaitlin, B.A. and Boyd, R., 1992. A conceptual model of estuarine sedimentation. *Journal of Sedimentary Petrology*, 62: 1130-1146.
-

- Dauvin, J.C. and Ruellet, T., 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59: 38-47.
- Davranche, A., Lefebvre, G. and Poulin, B., 2010. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. *Remote Sensing of Environment*, 114: 552-562.
- Defeo, O. et al., 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- De Lange, H.J., Lahr, J., Van der Pol, J.J.C., Wessels, Y. and Faber, J.H., 2009. Ecological vulnerability in wildlife. An expert judgment and multi-criteria analysis tool using ecological traits to assess relative impact of pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28: 2233-2240.
- De Lange, H.J., Sala, S., Vighi, M. and Faber, J.H., 2010. Ecological vulnerability in risk assessment - A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408: 3871-3879.
- Delgado, O. et al., 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay, Menorca, western Mediterranean. *Oceanologica Acta*, 22: 109-117.
- Delvigne, G.A.L., 1996. Laboratory investigations on the fate and physicochemical properties of drill cuttings after discharge into the sea, *The Physical and Biological Effects of Processed Oil Drill Cuttings*. E&P Forum Report, pp. 16-24.
- Delvin, M. et al., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 91-103.
- Dennison, W.C., Moore, K.A. and Stevenson, J.C., 1992. SAV habitat requirements development. In: R.A. Batuik et al. (Editors), *Chesapeake Bay Submerged Aquatic Vegetation Habitat Requirements and Restoration Targets: A Technical Synthesis*. U.S. Environmental Protection Agency, pp. 186.
- De Salas, L., 2005. Regionalización de leyes IDF para el uso de modelos hidrometeorológicos de estimación de caudales, Universidad Politécnica de Madrid.

- Desoyza, A.G., Whitford, W.G., Turner, S.J., Van Zee, J.W. and Johnson, A.R., 2000. Assessing and monitoring the health of western rangeland watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64: 153-166.
- Devillers, P. and Devillers-Terchuren, J., 1996. A classification of Palaearctic habitats.
- Dodson, S.I., Lillie, R.A. and Will-Wolf, S., 2005. Land use, water chemistry, aquatic vegetation, and zooplankton community structure of shallow lakes. *Ecological Applications*, 15: 1191-1198.
- Dotzenko, A.D., Papamichos, N.T. and Romine, D.S., 1967. Effects of recreational use on soil and moisture conditions in Rocky Mountain National Park. *Journal of Soil and Water Conservation*, 22: 196-197.
- Doumenge, C., Gilmour, D., Ruíz-Pérez, M. and Blockhus, J., 1995. Tropical Montane Cloud Forests: Conservation Status and Management Issues. In: Springer-Verlag (Editor), *Tropical Montane Cloud Forests*.
- Duarte, C., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2): 192-206.
- Dugan, J. and Hubbard, D.M., 2010. Loss of Coastal Strand Habitat in Southern California: The Role of Beach Grooming. *Estuaries and Coasts*, 33: 67-77.
- Dugan, J., Hubbard, D.M., McCrary, M.D. and Pierson, M.O., 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 58S: 25-40.
- Duque, A.J. et al., 2005. Ferns and melastomataceae as indicators of vascular plant composition in rain forest of Colombian amazonia. *Plant Ecology*, 178: 1-13.
- Dyer, K.R., 1996. The definition of the Severn estuary. *Proceedings of the Bristol Naturalists' Society*, 56: 53-66.

e

- Echavarri, B., 2007. Estudio de los efectos sobre el medio litoral derivados de la implantación de saneamientos integrales en la costa cantábrica (<http://www.tdx.cat/handle/10803/10619>), Universidad de Cantabria, Santander.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S. and Graddon, D.J., 1999. A Classification of Tasmanian Estuaries and Assessment of their Conservation Significance using Ecological and Physical Attributes, Population and Land Use, Tasmanian.
- Egertson, C.J., Kopaska, J.A. and Downing, J.A., 2004. A century of change in macrophyte abundance and composition in response to agricultural eutrophication. *Hydrobiologia*, 524: 145-156.
- Elith, J. et al., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Elliott, M. and Hemingway, K.L., 2002. *Fishes in Estuaries*. Blackwell, Oxford, 636 pp.
- Elliott, M. and McLusky, D.S., 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.
- Elliott, M. and Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 640-645.
- Engle, V.D., Kurtz, J., Smith, L.M., Chancy, C. and Bourgeois, P., 2007. A Classification of U.S. Estuaries based on physical and hydrologic attributes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 129: 397-412.
- English Nature, 2003. *Life in UK Rivers*, Peterborough.
- EPA, 1999. *Considering Ecological Processes in Environmental Impact Assessments*, US Environmental Protection Agency, Office of Federal Activities.
- Espinar, J.L., 2009. 1330 Pastizales salinos atlánticos (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*). In: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Editor), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, Madrid.

- Espinosa-García, F.J., Villasenor, J.L. and Vibrans, H., 2004. The rich generally get richer, but there are exceptions: correlations between species richness of native plant species and alien weeds in Mexico. *Diversity and Distributions*, 10: 399-407.
- European Commission, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*.
- European Commission, 2000a. Managing Natura 2000 Sites. The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/CEE, Luxembourg.
- European Commission, 2000b. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*.
- European Commission, 2003. Interpretation Manual of European Union Habitats, European Commission. DG Environment.
- European Commission, 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report, Joint Research Center, Institute for Environmental and Sustainability.

f

- Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geochemical role. In: E. Olausson and I. Cato (Editors), *Chemistry and Geochemistry of Estuaries*. John Wiley, Nueva York, pp. 1-35.
- Fairley, I., Davison, M. and Kingstone, K., 2009. The Morpho-dynamics of a Beach Protected by Detached Breakwaters in a High Energy Tidal Environment. *Journal of Coastal Research*, SI 56: 607-611.
- Feagin, R.A., Sherman, D.J. and Grant, W.E., 2005. Coastal erosion, global sea-level rise, and the loss of sand dune plant habitats. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(7): 359-364.
- Feagin, R.A. and Wu, X.B., 2007. The Spatial Patterns of Functional Groups and Successional Direction in Coastal Dune Community. *Rangeland Ecology & Management*, 60: 417-425.
-

- Felicísimo, A.M., Muñoz, J., Villalba, C.J. and Mateo, R.G., 2011. I. Flora y Vegetación. Proyecciones de distribución potencial de la flora amenazada y las especies forestales de la España peninsular por efecto del cambio climático. Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 552 pp.
- Fernández, E., Marquínez, J., Rivas, V., Bruschi, V. and Sánchez, J.M., 2004. Clasificación geomorfológica de los estuarios cantábricos. In: G.B.D. Herrero (Editor), Contribuciones Recientes sobre Geomorfología, Toledo.
- Fernandez-Gimenez, M. and Allen-Diaz, B., 2001. Vegetation change along gradients from water sources in three grazed Mongolian ecosystems. *Plant Ecology*, 157: 101-118.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J. and Drielsma, M., 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2275-2307.
- Fielding, A.H., 2002. What are the appropriate characteristics of an accuracy measure? In: J.M. Scott et al. (Editors), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, CA.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Finkl, C.W. and Walker, H.J., 2002. Beach Nourishment. In: J. Chen, D. Eisma, K. Hottal and J. Walker (Editors), *Engineered Coasts*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Flor, G. and Flor-Blanco, G., 2009. Sedimentología de los depósitos arenosos superficiales de la playa de Vega (Concejo de Ribadesella, Asturias). *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 22: 105-121.
- Flor, G. and Martínez-Cedrún, P., 1991. Características morfológicas y sedimentológicas de las dunas eólicas de Sonabia (Zona oriental de Cantabria, NO de España). *Estudios geológicos*, 47: 317-337.

- Fonseca, M.S. and Bell, S.S., 1998. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 109-121.
- Fonseca, M.S., Fisher, J.S., Zieman, J.C. and Thayer, G.W., 1982. Influence of seagrass *Zostera marina* on current flow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 15: 351-364.
- Fonseca, M.S. and Kenworthy, W.J., 1987. Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27: 59-78.
- Fonseca, M.S., Zieman, J.C., Thayer, G.W. and Fisher, J.S., 1983. The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(4): 367-380.
- F. Prieto, J.A. and Loidí, J., 1984. Estudio de las comunidades vegetales de los acantilados costeros de la cornisa cantábrica. *Documents phytosociologiques*, VIII: 185-217.
- França, S. et al., 2012. Vulnerability of Portuguese estuarine habitats to human impacts and relationship with structural and functional properties of the fish community. *Ecological Indicators*, 18: 11-19.
- Francis, C.M., Austen, M.J.W., Bowles, J.M. and Draper, W.B., 2000. Assessing floristic quality in southern Ontario woodlands. *Natural Areas Journal*, 20: 66-77.
- Frankel, O.H., 1970. Generic conservation of plants useful to man. *Biological conservation*, 2: 162-169.
- French, C.E., French, J.R., Clifford, N.J. and Watson, C.J., 2000. Sedimentation-erosion dynamics of abandoned reclamations: the role of waves and tides. *Continental Shelf Research*, 20: 1711-1733.
- Frost, M., 2013. *Marine Biodiversity and the Marine Strategy Framework Directive: The UK Case –a policy, political and sociological perspective*, EMBOS, Santander.
- Frostick, L.E. and McCave, I.N., 1979. Seasonal shifts of sediment within an estuary modified by algal growth. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9: 569-576.
- Fulbright, T.E., 2004. Disturbance effects on species richness of herbaceous plants in a semi-arid habitat. *Journal of Arid Environment*, 58: 119-133.



- Gallopín, G.C., 2006. Linkages between vulnerability, resilience and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16: 293-303.
- Galvan, C., Juanes, J.A. and Puente, A., 2010. Ecological classification of European transitional waters in the North-East Atlantic Eco-region. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 442-450.
- Gallopín, G.C., 2006. Linkages between vulnerability, resilience and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16: 293-303.
- Garau, C., 2006. Las playas y su proceso genético. *Revista de Obras Públicas*, 154: 21-54.
- García, A. et al., 2008. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. *Journal of Hydrology*, 356: 312-326.
- García-Castrillo, G., Ondiviela, B. and Fernández, L., 2002. Estudio de las comunidades de *Zostera* de la Bahía de Santander aplicado al desarrollo de técnicas para la restauración de los hábitats litorales, Asociación Científica de Estudios Marinos, Fundación Marcelino Botín., Santander.
- García, F., Hernández, L., Hernández, A.I., Sanjaume, E. and Flor, G., 2009. 2 Dunas marítimas y continentales, Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- García-Mora, M.R., Gallego-Fernández, J.B. and García-Novo, F., 1999. Plant functional types in coastal foredunes in relation to environmental stress and disturbance. *Journal of Vegetation Science*, 10: 27-34.
- García-Mora, M.R., Gallego-Fernández, J.B., Williams, A.T. and García-Novo, F., 2001. A coastal dune vulnerability classification: SW Iberian Peninsula case study. *Journal of Coastal Research*, 17: 802-811.

- García, P., Zapico, E. and Colubi, A., 2009. An angiosperm quality index (AQI) for Cantabrian estuaries. *Ecological Indicators*, 9(5): 856-865.
- Gascón, S., Boix, D. and Sala, J., 2009. Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biological conservation*, 142: 2602-2612.
- Gaston, K.J. and Spicer, J.I., 2004. *Biodiversity: An Introduction*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Gauthier, P., Foulon, Y., Jupille, O. and Thompson, J.D., 2013. Quantifying habitat vulnerability to assess species priorities for conservation management. *Biological conservation*, 158: 321-325.
- Geomytsa, 1992. Plano de isopacas de sedimentos no consolidados. Dirección General de Costas.
- GESHA, 2005. Plan de Investigación Integral para la Caracterización y Diagnóstico Ambiental de los Sistemas Acuáticos de Cantabria. Estudio de Caudales Ecológicos en la Red Hidrográfica de Cantabria, Consejería de Medio Ambiente. Gobierno de Cantabria, Santander.
- Gibbons, P. and Freudenberg, D., 2006. An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration*, 7: S10-S17.
- GIOC, 1990. The H2D long wave propagation model, Universidad de Cantabria, Santander.
- GIOC, 1999. Atlas de Inundación del Litoral Peninsular Español, Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Cantabria.
- Golden, N.H. and Rattner, B.A., 2003. Ranking terrestrial vertebrate species for utility in biomonitoring and vulnerability to environmental contaminants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 176: 67-136.
- Gómez, A.G., 2010. Desarrollo de un procedimiento metodológico para la estimación del riesgo ambiental en zonas litorales debido a emisiones contaminantes, Universidad de Cantabria, Santander.

- González-Alcaraz, M.N. et al., 2011. The combined use of liming and *Sarcocornea fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1): 805-813.
- Gotelli, N.J. and Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Gosset, W.S., 1908. The probable error of a mean. *Biometrika*, 6: 1-25.
- Gracia, F., Hernández, L., Hernández, A.I., Sanjaume, E. and Flor, G., 2009. 2110 Dunas móviles embrionarias. In: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Editor), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, Madrid.
- Gracia, F.J. and Muñoz, J.C., 2009. 2130 Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises). In: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (Editor), *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*, Madrid.
- Groom, J.D., McKinney, L.B., Ball, L.C. and Winchell, C.S., 2007. Quantifying off-highway vehicle impacts on density and survival of a threatened dune-endemic plant. *Biological conservation*, 135: 119-134.
- Guerschmann, J.P. et al., 2009. Estimating fractional cover of photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil in the Australian tropical savanna region upscaling the EO-1 Hyperion and MODIS sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113: 928-945.
- Guinda, X., 2008. Desarrollo de procedimientos aplicables a la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras, sensu Directiva Marco del Agua (<http://www.tdx.cat/handle/10803/10626>), Universidad de Cantabria, Santander, 276 pp.
- Guinda, X. et al., 2013. Application of landscape mosaics for the biological quality assessment of subtidal macroalgae communities using the CFR index. *Deep-Sea Research II*, Accepted.
- Guisan, A., Edwards, T.C. and Hastie, J.T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157: 89-100.
-

Guisan, A. and Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.

Guisan, A. and Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.

h

Hall, C.N. and Kuss, F.R., 1989. Vegetation alternation along trails in Shenandoah National Park. *Biological Conservation*, 48: 211-227.

Halpern, B.S., McLeod, K.L., Rosenberg, A.A. and Crowder, L.B., 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean & Coastal Management*, 51: 203-211.

Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F. and Kappel, C.V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5): 1301-1315.

Hansen, P.D., 2007. Risk assessment of emerging contaminants in aquatic systems. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(11): 1095-1099.

Hatton-Ellis, T.W. and Grieve, N., 2003. *Ecology of Watercourses Characterised by Ranunculion fluitantis and Callitriche-Batrachion Vegetation*, English Nature, Peterborough.

Hayes, M.O., 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries: an introduction to the symposium. In: L.E. Cronin (Editor), *Estuarine Research*, Vol II. Academic Press, New York.

Heino, J., Soininen, J., Lappalainen, J. and Virtanen, R., 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organism. *Limnology & Oceanography*, 50: 705-714.

Helliwell, D.R., 1973. Priorities and values in nature conservation. *Journal of Environmental Management*, 1: 85-127.

Hemminga, M.A. and Duarte, C., 2000. *Seagrass ecology*, Cambridge.

- Hemminga, M.A. and Nieuwenhuize, J., 1990. Seagrass wrack induced dune formation on a tropical coast (Banc d'Arguin, Mauritania). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31: 499-502.
- Hemminga, M.A. and Nieuwenhuize, J., 1991. Transport, deposition and in situ decay of seagrasses in a tropical mudflat area (Banc d'Arguin, Mauritania) in Netherlands. *Journal of Sea Reserach*, 27(2): 183-190.
- Herman, K.D. et al., 1997. Floristic quality assessment: development and application in the state of Michigan (USA). *Natural Areas Journal*, 17: 265-279.
- Hesp, P.A., 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *Journal of Arid Environment*, 21: 165-191.
- Higgins, S.I., Richardson, D.M., Richard, M.C. and Trider-Smith, T.H., 1999. Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation Biology*, 13: 303-313.
- Hilty, J. and Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hirzel, A.H. and Arlettaz, R., 2003. Modeling Habitat Suitability for Complex Species Distributions by Environmental-Distance Geometric Mean. *Environmental Management*, 32(5): 614-623.
- Hirzel, A., Hausser, J. and Perrin, N., 2004. Biomapper 3.1. Lab. for Conservation Biology, Lausanne.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. and Perrin, N., 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7): 2027-2036.
- Hirzel, A.H., Helfer, V. and Metral, F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145: 111-121.
- Huber, U., Bach, M. and Frede, H.G., 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Science of the Total Environment*, 223: 177-191.
- Hudson, P.F., Middelkoop, H. and Stouthamer, E., 2008. Flood management along the Lower Mississippi and Rhine Rivers (The Netherlands) and the continuum of geomorphic adjustment. *Geomorphology*, 101: 209-236.
-

Hylgaard, T. and Liddle, M.J., 1981. The effect of human trampling on a sand dune ecosystem dominated by *Empetrum nigrum*. *Journal of Applied Ecology*, 18: 559-569.

Hynning, P.A., 1996. Separation, identification and quantification of components of industrial effluents with bioconcentration potential. *Water Research*, 30(5): 1103-1108.

i

IH Cantabria, 2010a. Red de calidad del litoral de Cantabria, University of Cantabria - Regional Government of Cantabria.

IH Cantabria, 2010b. Plan Hidrológico de las masas de agua de transición y costeras de Cantabria, Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria, Santander.

IH Cantabria, 2011. Implementación del Plan Marco de Gestión de los espacios acuáticos de la red Natura 2000 en Cantabria, Dirección General de Biodiversidad. Gobierno de Cantabria.

Incera, M., Cividanes, S.P., Lastra, M. and López, J., 2003. Temporal and spatial variability of sedimentary organic matter in sandy beaches on the northwest coast of the Iberian Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 55-61.

INDUROT, 2003. Estuarios Cantábricos. Perspectiva General, Ministerio de Medio Ambiente.

Ippolito, A., Sala, S., Faber, J.H. and Vighi, M., 2010. Ecological vulnerability analysis: A river basin case study. *Science of the Total Environment*, 408(18): 3880-3890.

Irabien, M.J., Cearreta, A., Leorri, E., Gómez, J. and Viguri, J., 2008. A 130 year of pollution in the Suances estuary (southern Bay of Biscay): Implications for environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1719-1727.

Iverson, R.M., Hinckley, B.S., Webb, R.M. and Hallet, B., 1981. Physical effects of vehicular disturbances on arid landscapes. *Science*, 212: 915-917.

j

- Jacob, D.L. and Otte, M.L., 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilization? . *Water, Air, & Soil Pollution*, 3: 91-104.
- Jager, T., Vermeire, T.G., Rikken, M.G.J. and Van der Poel, P., 2001. Opportunities for a probabilistic risk assessment of chemicals in the European Union. *Chemosphere*, 43: 257-264.
- Jansen, A., Robertson, A., Thompson, L. and Wilson, A., 2004. Development and application of a method for the rapid appraisal of riparian condition. *River and Riparian Land Management. Technical Guideline*, 4: 1-14.
- JNCC, 2004. Guidance for Common Standards monitoring (CSM). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Jorgensen, R.H. and Kollmann, J., 2008. Invasion of coastal dunes by the alien shrub *Rosa rugosa* is associated with roads, tracks and houses. *Flora*, in Press.
- Jouanneau, J.M. and Latouche, C., 1982. Estimation of fluxes to the ocean from mega-tidal estuaries under moderate climates and the problems they present. *Hydrobiologia*, 91: 23-29.
- Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A. and Revilla, J.A., 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status os coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*, 8: 351-359.

k

- Kaiser, M.J., 2003. Detecting the effects of fishing on seabed community diversity: importance of scale and sampling size. *Conservation Biology*, 17: 512-520.
- Kallio, A.M., Hänninen, R., Vainikainen, N. and Luque, S., 2008. Biodiversity value and the optimal location of forest conservation sites in Southern Finland. *Ecological economics*, 67: 232-243.
-

- Kamrath, P., Disse, M., Hammer, M. and Köngeter, J., 2006. Assessment of discharge through a dike breaching and simulation of flood wave propagation. *Natural Hazards*, 38: 63-78.
- Karman, C.C., 2000. The role of time in environmental risk assessment. *Spill Science & Technology Bulletin*, 6(2): 159-164.
- Karr, J.R., 1990. Biological integrity and the goal of environmental legislation: lessons for conservation biology. *Conservation Biology*, 4(3): 244-250.
- Karr, J.R., 1991. Biological Integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.
- Kasperson, J.X. and Kasperson, R.E., 2001. *Global Environmental Risk*. United Nations University Press.
- Kasperson, J.X., Kasperson, R.E. and Turner, B.L., 1995. *Regions at Risk: Comparisons of Threatened Environments*. United Nations University Press.
- Keddy, P.A., 1983. Shoreline vegetation in Axe Lake, Ontario: effects of exposure on zonation patterns. *Ecology*, 64: 331-344.
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29: 78-107.
- King, J.C. and Sanger, G.A., 1979. Oil vulnerability index for marine oriented birds. In: J.C. Bartonek and D.N. Nettleship (Editors), *Conservation of Marine Birds in Northern North America: Wildlife Research Report 11*. Fish & Wildlife Service, Washington D.C.
- Kleinschmith, D.G. and Pearce, B.R., 1992. A microcomputer-based tool for the investigation of coastal hydrodynamic systems, Second International Conference on Hydraulic and Environmental Modelling of Coastal, Estuarine and River Waters.
- Koch, E.W., 1994. Hydrodynamics, diffusion-boundary layers and photosynthesis on the seagrasses *Thalassia testudinum* and *Cymodocea nodosa*. *Marine Biology*, 118: 767-776.
- Koch, E.W., 2001. Beyond Light: Physical, Geological and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.

- Krause-Jensen, D., Carstensen, J. and Dahl, K., 2007. Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 114-125.
- Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F. and Jensen, C., 2003. Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries*, 26: 866-877.
- Kremen, C., 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2: 203-217.
- Kruskal, W.H. and Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47: 583-621.
- Kuss, F.R., 1986. A review of major factors influencing plant response to recreation impacts. *Environmental Management*, 10: 637-650.
- Kuss, F.R. and Grafe, A.R., 1985. Effects of recreation trampling on natural area vegetation. *Journal of Leisure Research*, 17: 165-183.
- Kutiel, P., Eden, E. and Zhevelev, Y., 2000. Effect of experimental trampling and off-road motorcycle traffic on soil and vegetation of stabilized coastal dunes, Israel. *Environmental Conservation*, 27(1): 14-23.
- Kutiel, P., Zhevelev, H. and Harrison, R., 1999. The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilised Coastal Dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean & Coastal Management*, 42: 1041-1060.

I

- Lahr, J. and Kooistra, L., 2010. Environmental risk mapping of pollutants: State of the art and communication aspects. *Science of the Total Environment*, 408(18): 3899-3907.
- Lahr, J., Münier, B., De Lange, H.J., Faber, J.F. and Sorensen, P.B., 2010. Wildlife vulnerability and risk maps for combined pollutants. *Science of the Total Environment*, 408: 3891-3898.
-

- Laliberte, A.S., Rango, A., Herrick, J.E., Fredrickson, E.L. and Burkett, L., 2007. An object-based image analysis approach for determining fractional cover of senescent and green vegetation with digital plot photography. *Journal of Arid Environments*, 69(1): 1-14.
- Lathrop, E.W., 1983. The effect of vehicle use on desert vegetation. In: R.H. Webb and H.G. Wilshire (Editors), *Environmental Effects of Off-Road Vehicles*. Springer-Verlag, New York.
- Lavín, A., Valdés, L., Gil, J. and Moral, M., 1998. Seasonal and interannual variability in properties of surface water off Santander (Bay of Biscay) (1991-1995). *Oceanologica Acta*, 21: 179-190.
- Lawler, J.J., White, D., Sifneos, J.C. and master, L.L., 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology*, 17: 875-882.
- Lee, K.S., Park, S.R. and Kim, Y.K., 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 144-175.
- Lemauviel, S. and Rozé, F., 2003. Response of Three Plant Communities to Trampling in a Sand Dune System un Brittany (France). *Environmental Management*, 31(2): 227-235.
- Lemoine, C. and Claustres, G., 1994. *Connaître et Reconnaître La Flore et la Végétation des côtes Manche-Atlantique*, Rennes, 332 pp.
- Lenihan, J.M., 1993. Ecological response surfaces for North American boreal tree species and their use in forest classification. *Journal of Vegetation Science*, 4: 667-680.
- Levene, H., 1960. Robust test for equality of variances. In: I. Olkin, S.G. Ghurye, W. Hoeffding, W.G. Madow and H.B. Mann (Editors), *Contributions to probability and statistics*. Standford University Press, Standford.
- Lewis, L.J., Davenport, J. and Kelly, T.C., 2003. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. Part 2. Recolonization by benthic invertebrates after 1 year and response of estuarine birds. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 47: 201-208.
-

- Ley, C., Gallego-Fernández, J.B. and Vidal, C., 2007. Manual de restauración de dunas costeras. Dirección General de Costas.
- Li, B., Ma, J., Hu, X., Liu, H. and Zhang, R., 2009. Potential geographical distributions of the fruit flies *Ceratitis capitata*, *Ceratitis cosyra*, and *Ceratitis rosa* in China. *Economic Entomology*, 102: 1781-1790.
- Liddle, M.J. and Grieg-Smith, P., 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 12: 909-930.
- Lin, B. and Shiono, K., 1992. Prediction of pollutant transport in compound channel flows, Second International Conference on Hydraulic and Environmental Modelling of Coastal, Estuarine and River Waters.
- Linden, D.W., Campa, H., Roloff, G.J., Beyer, D.E. and Millenbah, K.F., 2011. Modeling Habitat Potential for Canada Lynx in Michigan. *Wildlife Society Bulletin*, 35(1): 20-26.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. and Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14: 941-950.
- Little, C., 2000. *The Biology of Soft Shores and Estuaries. Biology of Habitats*. Oxford University Press, New York.
- Liu, H., 2006. Hydrodynamic problems associated with construction of sea-crossing bridges, Conference of Global Chinese Scholars on Hydrodynamics.
- Lopez, R.D. and Fennessy, M.S., 2002. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications*, 12(2): 487-497.
- Loriente, E., 1993. Las plantas espontáneas del término municipal de Santander. *Botánica Cántabra*, II.
- Loriente, E., 1994. *Botánica Cántabra*, III.
- Loriente, E., 1996. La vegetación y la flora del gran arenal de Somo-Loredo. *Botánica Cántabra*, V, Santander.
- Loriente, E., 1998. *Botánica Cántabra*, VII, Santander.

Loriente, E. and González, J.A., 1974. Liencres: El paisaje dunar más importante del Cantábrico, VI. Inst. Etnografía y Folklore, Santander.

Lou, J. and Ridd, P.V., 1997. Modelling of suspended sediment transport in coastal areas under waves and currents. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(1): 1-16.

m

Madsen, T.V. and Sondergaard, M., 1983. The effects of current velocity on the photosynthesis of *Callitriche sternalis scop.* *Aquatic Botany*, 15: 187-193.

Margalef, R., 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago and London, 111 pp.

Margules, C. and Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.

Margules, C. and Usher, M.B., 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: A review. *Biological conservation*, 21(2): 79-109.

Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., Ruíz, J.M. and Sánchez-Lizaso, J.L., 2001. Photosynthesis, growth and survival of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* in response to simulated salinity increases in a laboratory mesocosm system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(2): 286-296.

Markus, J. and McBratney, A.B., 2001. A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environmental International*, 27: 399-411.

Martín-Prieto, J.A., Roig-Munar, F.X. and 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. In: L. Gómez-Pujol and J.J. Fornós (Editors), *Investigaciones recientes (2005-2007) en Geomorfología Litoral*. Universidad de las Islas Baleares.

Martínez-Cedrún, P., 2009. *Caracterización morfológica y Sedimentológica de los Campos Dunares de Cantabria*. Evolución Ambiental, Universidad de Oviedo, Oviedo.

- Martinez, M.L., Psuty, N.P. and Lubke, R.A., 2004. A Perspective on Coastal Dunes. In: M.L. Martinez and N.P. Psuty (Editors), Coastal Dunes. Ecology and Conservation. Springer.
- Mary, G., 1979. Evolution de la bourde côtière asturienne (Espagne) du Neógene a l'atuel, Univ. de Caen (Francia), 288 pp.
- Mary, G., 1982. Rôle probable de lísostasie dans les modalités de la transgressión holocène sur la côte atlantique de l'Europe et l'Afrique. Bulletin AFEQ, 1: 39-45.
- Masselink, G., Cointre, L., Williams, J., Gehrels, R. and Blake, W., 2009. Tide-driven dune migration and sediment transport on an intertidal shoal in a shallow estuary in Devon, UK. Marine Geology, 262: 82-95.
- Maun, M.A., 2009. The Biology of Coastal Sand Dunes. Oxford University Press, New York, 265 pp.
- McArdle, B.H., 1990. When are rare species not there? OIKOS, 57: 276-277.
- McCall, P., 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. Journal of Marine Research, 35: 221-265.
- McIntyre, N.R., W., T., S., W.H. and Yu, Z.S., 2003. Uncertainty and risk in water quality modelling and management. Journal of Hydroinformatics, 05.4: 259-274.
- McLusky, D.S. and Elliott, M., 2004. The Estuarine Ecosystem ecology, threats and management. Oxford University Press, Oxford.
- Medina, R., Losada, I., Losada, M.A. and Vidal, C., 1995. Variabilidad de los perfiles de playa: forma y distribución granulométrica. Ingenieria del Agua, 2: 133-142.
- Miles, L. et al., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography, 33: 491-505.
- MMARM, 2011. Guia de playas.
- Moffatt, S.F. and McLachlan, S.M., 2004. Understorey indicators of disturbance for riparian forests along an urban-rural gradient in Manitoba. Ecological Indicators, 4: 1-16.

- MOPU, 1990. Instrucción 5.2-IC Drenaje Superficial, Secretaría General Técnica, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.
- Moreno-Casasola, P., van der Maarel, E., Castillo, S., Huesca, M.L. and Pisanty, I., 1982. Ecología de la vegetación de dunas costeras: estructura y composición en el Morro de la Mancha. *Biotica*, 7(4): 491-526.
- Mücher, C.A., Hennekens, S.M., Bunce, R.G.H. and Schaminée, J.H.J., 2009. Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. *Landscape and Urban Planning*, 92(2): 148-159.
- Murphey, P.L. and Fonseca, M.S., 1995. Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 121: 91-98.

n

- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. and Geertz-Hansen, O., 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries and Coasts*, 25: 1025-1032.
- Nordstrom, K.F., 2000. *Beaches and Dunes of Developed Coasts*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Nordstrom, K.F., Jackson, N.L., Hartman, J.M. and Wong, M., 2007. Aeolian sediment transport on a human-altered foredune. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 102-115.
- Nordstrom, K.F., Jackson, N.L., Klein, A.H.F., Sherman, D.J. and P.A., H., 2006. Offshore aeolian transport across a low foredune on a developed barrier island. *Journal of Coastal Research*, 22(5): 1260-1267.
- Norkkon, A., Rosenberg, R., Thrush, S.F. and Whitlatch, R.B., 2006. Scale- and intensity- dependent disturbance determines the magnitude of opportunistic response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330: 195-207.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hieratical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.

NRC, 2000. *Ecological Indicators for the Nation*. National Research Council, National Academy Press, Washington D.C.

O

O'Connor, N.E. and Crowe, T.P., 2005. Biodiversity loss and ecosystem functioning: Distinguishing between number and identity of species. *Ecology*, 86(7): 1783-1796.

Oliver, I., 2002. An expert panel approach to the assessment of vegetation condition within the context of biodiversity conservation. Stage 1: the identification of condition indicators. *Ecological Indicators*, 2: 223-237.

Orth, R.J., 1977. The importance of sediment stability in seagrass communities. In: B.C. Coull (Editor), *Ecology of Marine Benthos*. University of South Carolina Press, Columbia, pp. 281-300.

Orth, R.J. and Carruthers, T.J.B., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12): 987-996.

Otte, M.L., 2001. What is stress to a wetland plant? *Environmental and Experimental Botany*, 46: 195-202.

Otte, M.L., Haarsma, M.S., Broekman, R.A. and Rozema, J., 1993. Relation between heavy metal concentrations in salt-marsh plants and soils. *Environmental Pollution*, 82: 13-22.

Özesmi, S.L. and Özesmi, U., 1999. An artificial neuronal network approach to spatial habitat modelling with inter-specific interaction. *Ecological Modelling*, 116: 15-31.

Özesmi, S.L. and Bauer, M.E., 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10: 381-402.

P

- Packham, J.R. and Willis, A.J., 1997. Ecology of dunes, salt marsh and shingle. Chapman & Hall, London, 235 pp.
- Palm, C.A., Giller, K.E., Mafongoya, P.L. and Swift, M.J., 2001. Management of organic matter in the tropics: translating theory into practice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61: 63-75.
- Parravicini, V. et al., 2009. Size matters more than method: Visual quadrats vs photography in measuring human impact on Mediterranean rocky reef communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 359-367.
- Pawlowicz, R., Beardsley, B. and Lentz, S., 2002. Classical Tidal Harmonic Analysis Including Error Estimates in MATLAB using T_TIDE. *Computers and Geosciences*, 28: 929-937.
- Pearce, J. and Ferrier, S., 2000. An evaluation of alternative algorithm for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128: 127-147.
- Pearce, J.L., Venier, L.A., Ferrier, S. and McKenney, D.W., 2002. Measuring prediction uncertainty in models of species distribution. In: J.M. Scott et al. (Editors), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, CA.
- Pearman, P.B., 2002. Developing regional conservation priorities using red lists: a hypothetical example from the Swiss lowlands. *Biodiversity and Conservation*, 11: 469-485.
- Pearman, P.B. and Weber, D., 2007. Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biological Conservation*, 138: 109-119.
- Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M. and Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.
- Peñas, F.J. et al., 2013. Estimating Minimum Environmental Flow Requirements For Well-Mixed Estuaries In Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, DOI 10.1016/j.ecss.2013.05.020
-

- Peterson, C.H. et al., 2000. Synthesis of linkages between benthic and fish communities as a key to protecting essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 66: 759-774.
- Phillips, R.C., 1974. Temperate grass flats. In: H.T. Odum, B.J. Copeland and E.A. McMahan (Editors), *Coastal Ecological Systems of the United States*. Conservation Foundation, pp. 244-299.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4): 231-259.
- Pistocchi, A., 2006. Ecological and human health risk assessment: focusing on complex chemical risk assessment and the identification of highest risk conditions, European Commission, Ispra, Italy.
- Pivel, M.A.G., Freitas, C.M.D.S. and Comba, J.L.D., 2009. Modeling the discharge of cuttings and drilling fluids in a deep-water environments. *Deep-Sea Research II*, 56: 12-21.
- Prentice, I.C. et al., 1992. A global biome model on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, 19: 117-134.
- Pressey, R.L. and Taffs, K.H., 2001. Scheduling conservation actions in production landscapes; priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological conservation*, 100: 355-376.
- Pritchard, D.W., 1967. What is an estuary: a physical viewpoint. *American Association for the Advancement of Science*, 83: 3-5.
- Probst, M., Berenzen, N., Lentzen-Godding, A. and Schulz, R., 2005. Scenario-based simulation of runoff-related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 145-159.
- Puente, A. and Diaz, R.J., 2008. Is it possible to assess the ecological status of highly stressed natural estuarine environments using macroinvertebrates indices? *Marine Pollution Bulletin*, 56(11): 1880-1889.
- Puertos del Estado, 1995. ROM 04-95. Acciones Climáticas II: Viento". Puertos del Estado. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente.

- Puertos del Estado, 2003. ROM 0.3. Recomendaciones para la Consideración de Variables Medioambientales. I: Oleaje, Corrientes, Mareas y demás Variaciones del Nivel del Agua.
- Puertos del Estado, 2005. Recomendaciones para obras marítimas. ROM 5.1-05. Calidad de las Aguas Litorales en Áreas Portuarias. Serie 5. Las obras marítimas y portuarias en el entorno litoral, Ministerio de Fomento, Madrid.
- Puertos del Estado, 2007. Programa de clima marítimo de Puertos del Estado, Ministerio de Fomento.
- Puttaso, A., Vityakon, P., Saenjan, P., Trelo-ges, V. and Cadisch, G., 2010. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89: 159-174.

r

- Raunkiaer, C., 1934. *The Life forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, Oxford, 632 pp.
- Raven, P.H. and Wilson, E.O., 1992. A 50-Year Plan for Biodiversity Surveys. *Science*, 258: 1099-1100.
- Recio, M. et al., 2013. The influence of Hydromorphological Stressors on Estuarine Vegetation Indicators. *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-013-9607-2.
- Regan, H.M. et al., 2008. Species prioritization for monitoring and management in regional multiple species conservation plans. *Diversity and Distributions*, 14: 462-471.
- Reza, M.I.H. and Abdullah, S.A., 2011. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*, 11: 220-229.
- Rickard, C.A., McLachlan, A. and Kerley, G.I.H., 1994. The effects of vehicular and pedestrian traffic on dune vegetation in South Africa. *Ocean & Coastal Management*, 23(3): 225-247.
-

- Rivas, V. and Cendrero, A., 1987. Acreeión litoral durante el Holoceno en las rías de Cantabria, Actas VII Reunión del AEQUA, Santander.
- Robertson, M.P., Caithness, N. and Villet, M.H., 2001. A PCA-based modelling technique for predicting environmental suitability for organisms from presence records. *Diversity and Distributions*, 7: 15-27.
- Roig, F.X. and Martín, J.A., 2005. Efectos de la retirada de bermas vegetales de *Posidonia oceanica* sobre playas de las islas Baleares: consecuencias de la presión turística. *Investigaciones Geográficas*, 57: 40-52.
- Roloff, G.J., Wilhere, G.F., Quinn, T. and Kohlmann, S., 2001. An overview of models and their role in wildlife management. In: D.H. Johnson and T.A. O'neil (Editors), *Wildlife-habitat relationships in Oregon and Washington*. Oregon State University Press, Corvallis, USA.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V.S. and Saetersdal, M., 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology*, 16(1): 253-257.
- Rossi, E. and Kuitunen, M., 1996. Ranking of habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. *Biological conservation*, 77: 227-234.
- Rossi, F. and Underwood, A.J., 2002. Small-scale disturbance and increased nutrients as influences on intertidal assemblages: experimental burial of wrack in different intertidal environments. *Marine Ecology Progress Series*, 241: 29-39.

S

- Salafsky, N., Margoluis, R., Redford, K.H. and Robinson, J.G., 2002. Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology*, 16: 1469-1479.
- Samahadthai, P., Vityakon, P. and Saenjan, P., 2010. Effects of different quality plant residues on soil carbon accumulation and aggregate formation in a tropical sandy soil in Northeast Thailand as revealed by a 10-year field experiment. *Land Degradation & Development*, 21: 463-473.
-

- Sámano, M.L., 2011. Desarrollo e Integración de Modelos Numéricos de Calidad del agua en un Sistema de Información Geográfica (<http://www.tdx.cat/handle/10803/35687>), Universidad de Cantabria, Santander.
- Sankovskii, A., 1992. Toward evaluation of natural objects. *Environmental Management*, 16: 283-287.
- Schiel, D.R., Wood, S.A., Dunmore, R.A. and Taylor, D.I., 2006. Sediment on rocky intertidal reefs: effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 331: 158-172.
- Schlacher, T.A. and Thompson, L., 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. *Biological conservation*, In Press.
- Schlacher, T.A. and Thompson, L.M.C., 2008. Physical impacts caused by off-road vehicles (ORVs) to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24: 234-242.
- Schlacher, T.A., Thompson, L.M.C. and Price, S., 2007. Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: quantifying direct mortalities inflicted by off-road vehicles (ORVs) on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28: 354-367.
- Schmidt, K.S. and Skidmore, A.K., 2003. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*, 85: 92-108.
- Servera, J. and Martín-Prieto, J.A., 1996. Análisis y causa del retroceso de la línea de costa en arenal de Sa Rapita, Mallorca, IV Reunión de Geomorfología, A Coruña, pp. 877-890.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- Sheppard, N., Pitt, K.A. and Schlacher, T.A., 2009. Sub-lethal effects of off-road vehicles (ORVs) on surf clams on sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380: 113-118.
- Skondras, N.A. et al., 2011. Application and assessment of the Environmental Vulnerability Index in Greece. *Ecological Indicators*, 11: 1699-1706.

- Slomp, C.P. and Van Cappellen, P., 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *Journal of Hydrology*, 295: 64-86.
- Smith, P.G.R. and Thereberge, J.B., 1986. A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental Management*, 10(6): 715-734.
- Soulsby, C. and Tertzlaff, D., 2008. Towards simple approaches for mean residence time estimation in ungauged basins using tracers and soil distributions. *Journal of Hydrology*, 363(1-4): 60-74.
- Stuwe, J., 1986. An assessment of the conservation status of native grasslands on the western plains, Victoria and sites of botanical significance. Technical Report Series - Arthur Rylah Institute for Environmental Research, 48.
- Sykes, M.T. and Wilson, J.B., 1991. Vegetation of a coastal sand dune systems in southern New Zeland. *Journal of Vegetation Science*, 2: 531-538.

t

- Tauxe, J.D., 1994. Porous Medium Advection-Dispersion Modeling in a Geographic Information System, University of Texas, Austin.
- Thompson, H.P. and Webber, D.F., 2003. The sand dune ecology of Polisadoes, Kingston harbour, Jamaica. *Bulletin of Marine Science*, 73: 507-520.
- Thompson, L.M.C. and Schlacher, T.A., 2008. Physical damage to coastal foredunes and ecological impacts caused by vehicle tracks associated with beach camping on sandy shores: a case study from Fraser Island, Australia. *Journal of Coastal Conservation*, 12: 67-82.
- Thurman, H., 1993. *Essentials of oceanography*. McMillan Publishing Company.
- Tinley, K.L., 1985. *Coastal dunes of South Africa*, South African CSIR.
- Tittensor, D.P. et al., 2009. Predicting global habitat suitability for stony corals on seamounts. *Journal of Biogeography*, 36: 1111-1128.
-

- Tong, R., Purser, A., Guinan, J. and Unnithan, V., 2012. Modeling the habitat suitability for deep-water gorgonian corals based on terrain variables. *Ecological Informatics*, doi:10.1016/j.ecoinf.2012.07.002.
- Tongway, D. and Hindley, N., 2004. Landscape function analysis: a system for monitoring rangeland function. *African journal of Range and Forage Science*, 21: 109-113.
- Tracy, B.F. and Sanderson, M.A., 2000. Patterns of plant species richness in pasture lands of the northeast United States. *Plant Ecology*, 149: 169-180.
- Twilley, R.R., Kemp, W.M., Staver, K.W., Stevenson, J.C. and Boynton, W.R., 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant-communities. 1. Algal growth and effects of production of plants and associated communities. *Marine Ecology-Progress Series*, 23(2): 179-191.

u

- UNDP, 2004. *Reducing Disaster Risk: A Challenge for Development*. A Global Report, United Nations Development Programme, New York.

v

- Valdeolivas, G., Varas, J., Ceballos, A., Berzosa, J. and Reñón, J.L., 2005. Cuaderno de campo para el seguimiento de especies alóctonas naturalizadas en Cantabria. Gobierno de Cantabria, Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- Valencia, V. and Franco, J., 2004. Main characteristics of the water masses. In: A. Borja and M. Collins (Editors), *Oceanography and marine environment of the Basque Country*. Elsevier, pp. 159-194.
- Valle, M., Borja, A., Galparsoro, I., Garmendia, J.M. and Chust, G., 2010. Estudio del hábitat idóneo para *Zostera noltii* y su modificación bajo un escenario de cambio climático en el estuario del Oka. *Revista de Investigación Marina*, 17: 2-12.
-

- van der Heide, T. et al., 2009. Predicting habitat suitability in temperate seagrass ecosystems. *Limnology & Oceanography*, 54(6): 2018-2024.
- Vanewright, R.I., Humphries, C.J. and Williams, P.H., 1991. What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biological conservation*, 55: 234-254.
- van Katwijk, M.M. et al., 2009. Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risk, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2): 179-188.
- Vilman, R. et al., 2012. Exploring spatial patterns of vulnerability for diverse biodiversity descriptors in regional conservation planning. *Journal of Environmental Planning*, 96: 9-16.
- Vogt Andersen, U., 1995. Resistance of Danish Coastal Vegetation Types to Human Trampling. *Biological Conservation*, 71: 223-230.
- 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.

W

- Walker, D.I. and McComb, A.J., 1992. Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 25: 191-195.
- Warman, L.D. et al., 2004. Species distributionsm surrogacy, and important conservation regions in Canada. *Ecology Letters*, 7: 374-379.
- Welsh, A.H., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F. and Lindenmayer, D.B., 1996. Modelling the abundance of rare species: statistical models for counts with extra zeros. *Ecological Modelling*, 88: 297-308.
- Wiens, J.A., 2002. Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: J.M. Scott et al. (Editors), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, CA.
-

Whisler, F.D., Engle, C.F. and Baughman, N.M., 1969. The effects of soil compaction on nitrogen transformations in the soil. West Virginia University Agricultural Experiment Station Bulletin, 516.

Williams, L.R.R. and Kapustka, L.A., 2000. Ecosystem vulnerability: a complex interface with technical components. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 1055-1058.

Wilson, K. et al., 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*, 35: 527-543.

Woodward, F.I., 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wright, C. and Gallant., A., 2007. Improved wetland remote sensing in Yellowstone National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data. *Remote Sensing of Environment*, 107: 582-605.

y

Yuan, D., Lin, B. and Falconer, R.A., 2007. A modelling study of residence time in a mesotidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 401-411.

Z

Zaniewski, A.E., Lehmann, A. and Overton, J., 2002. Predicting species spatial distribution using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157: 261-280.

Zhongming, W., Lees, B.G., Feng, J., Wanning, L. and Haijing, S., 2010. Stratified vegetation cover index: A new way to assess vegetation impact on soil erosion. *Catena*, 83: 87-93.

Zimmermann, N.E. and Kienast, F., 1999. Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, 10: 469-482.

Zweig, M.H. and Campbell, G., 1993. Receiver-operating characteristics (ROC) plots - a fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clinical Chemistry*, 39: 561-577.

Zyserman, J.A. and Johnson, H.K., 2002. Modelling morphological processes in the vicinity of shore-parallel breakwaters. *Coastal Engineering*, 45: 261-284.