

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

**CLASIFICACIÓN DE ESTUARIOS A DIFERENTES ESCALAS
ESPACIALES MEDIANTE LA INTEGRACIÓN DE MODELOS FÍSICOS Y
BIOLÓGICOS**

Presentada por: **CRISTINA GALVÁN ARBEIZA**

Dirigida por: **JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA
ARACELI PUENTE TRUEBA**

Santander, Octubre de 2014

AGRADECIMIENTOS

Muchas han sido las personas que han participado en el desarrollo de esta tesis y en mi formación investigadora, tanto a nivel personal como profesional, y a todas ellas va dedicada esta tesis como muestra de mi más sincero agradecimiento.

En primer lugar, agradezco al Ministerio de Ciencia e Innovación la beca de Formación de Profesorado Universitario que ha permitido el comienzo y realización de esta tesis y a la Fundación IH Cantabria por el contrato que me ha vinculado a dicha investigación hasta el final de la misma. En especial, doy las gracias a José Antonio Juanes y Araceli Puente por dirigir este trabajo con tanta dedicación, a costa de invertir mucho tiempo y esfuerzo, y por incentivar mi espíritu investigador con sus consejos y conversaciones.

Me gustaría dar las gracias también a Sonia Castanedo por su apoyo y por introducirme y guiar mis pasos en el campo del modelado numérico. Igualmente, a Ana Silió, por sus enseñanzas y discusiones sobre teledetección y tratamiento de imágenes, a Fernando Méndez, por transmitirme con tanta claridad sus conocimientos de estadística, y a Sheila Abad por su paciencia y por estar siempre dispuesta a resolver mis dudas. También quisiera agradecer su apoyo y colaboración a María R., Bárbara, Elvira, Gorka, Xabi, Laura, Ana R., Bea, Paloma, Rafa, Javi B., Mar, Giovanni, Aina, Mario, Kiko, Pepe, Jara, Ana F., Nerea, Isa y Pablo.

Para terminar, un millón de gracias a mi familia y amigos, que siempre han estado a mi lado, en los buenos y malos momentos, y que han creído en mí. Con especial cariño dedico esta tesis a mis abuelas, a Belén, a mis hermanas, María y Pilar, a Laura y Diego, y a Ana. Y cómo no, gracias a María, Gema, Rubén, Verónica, Fernando, Chisco, Johanna y Estefanía por compartir la vida conmigo y tantos momentos especiales.

ÍNDICE

RESUMEN	- 1 -
CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO	- 1 -
CLASIFICACIÓN HIDRO-MORFOLÓGICA DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL	- 2 -
CLASIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO	- 4 -
ESTABLECIMIENTO DE LOS ECOTOPOS DEL ESTUARIO	- 5 -
RESUMEN GRÁFICO	- 7 -
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	- 9 -
1.1. DEFINICIÓN DE ESTUARIO	- 9 -
1.2. SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN	- 11 -
1.2.1. LA REGIÓN COMO UNIDAD DE CLASIFICACIÓN	- 14 -
1.2.2. EL ESTUARIO COMO UNIDAD DE CLASIFICACIÓN	- 16 -
1.2.3. EL BIOTOPO COMO UNIDAD DE CLASIFICACIÓN	- 21 -
1.3. RECURSOS Y USOS ANTRÓPICOS	- 26 -
CAPÍTULO 2. OBJETIVOS	- 31 -
CAPÍTULO 3. CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO	- 35 -
3.1. ÁMBITO DE APLICACIÓN	- 36 -
3.2. MATERIAL Y MÉTODOS	- 39 -
3.2.1. DESCRIPTORES FÍSICOS	- 39 -
3.2.1.1. Indicadores climáticos	- 40 -
3.2.1.2. Indicadores hidrológicos	- 41 -
3.2.1.3. Indicadores morfológicos	- 42 -
3.2.2. PROCEDIMIENTOS DE CLASIFICACIÓN	- 42 -
3.2.2.1. Clasificación basada en un árbol de decisión	- 43 -
3.2.2.2. Clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica	- 44 -
3.2.2.3. Clasificación basada en reses neuronales	- 45 -
3.2.3. CONTRASTE BIOLÓGICO	- 46 -
3.2.3.1. Fauna piscícola	- 46 -
3.2.3.2. Vegetación de marisma	- 48 -

3.3. RESULTADOS	- 53 -
3.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO	- 53 -
3.3.1.1. Indicadores climáticos	- 53 -
3.3.1.2. Indicadores hidrológicos	- 56 -
3.3.1.3. Indicadores morfológicos	- 60 -
3.3.2. CLASIFICACIÓN DE ESTUARIOS	- 65 -
3.3.2.1. Clasificación basada en un árbol de decisión	- 65 -
3.3.2.2. Clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica	- 70 -
3.3.2.3. Clasificación basada en redes neuronales	- 73 -
3.3.3. CONTRASTE BIOLÓGICO	- 79 -
3.3.3.1. Fauna piscícola	- 79 -
3.3.3.2. Vegetación de marisma	- 87 -
3.4. DISCUSIÓN	- 102 -
 <u>CAPÍTULO 4. CLASIFICACIÓN HIDRO-MORFOLÓGICA DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL</u>	 - 107 -
 4.1. ÁMBITO DE APLICACIÓN	 - 108 -
4.2. METODOLOGÍA	- 110 -
4.2.1. SISTEMA DE CLASIFICACIÓN	- 110 -
4.2.1.1. Indicadores hidrológicos	- 111 -
4.2.1.2. Indicadores morfológicos	- 115 -
4.2.1.3. Clasificación hidro-morfológica	- 117 -
4.2.2. VALIDACIÓN BIOLÓGICA	- 118 -
4.3. RESULTADOS	- 121 -
4.3.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS VARIABLES HIDRO-MORFOLÓGICAS	- 121 -
4.3.2. CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS	- 124 -
4.3.3. VALIDACIÓN BIOLÓGICA	- 128 -
4.4. DISCUSIÓN	- 137 -
 <u>CAPÍTULO 5. CLASIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO</u>	 - 143 -
 5.1. ÁMBITO DE APLICACIÓN	 - 144 -
5.2. DEFINICIÓN DE LOS TIPOS SALINOS DEL ESTUARIO	- 146 -
5.2.1. MATERIAL Y MÉTODOS	- 147 -
5.2.1.1. Reconstrucción de la variabilidad de la salinidad	- 147 -
5.2.1.2. Establecimiento de tipos salinos	- 153 -
5.2.2. RESULTADOS	- 155 -
5.2.2.1. Reconstrucción de la variabilidad de la salinidad	- 156 -
5.2.2.2. Establecimiento de tipos salinos	- 164 -
5.2.3. DISCUSIÓN	- 175 -

5.3. ESTABLECIMIENTO DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO A PARTIR DE LAS VARIABLES ABIÓTICAS QUE CONDICIONAN LA DISTRIBUCIÓN DE LA BIOTA BENTÓNICA	- 179 -
5.3.1. MATERIAL Y MÉTODOS	- 180 -
5.3.1.1. Caracterización de las variables abióticas	- 181 -
5.3.1.2. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración jerárquico	- 195 -
5.3.1.3. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración estadístico	- 200 -
5.3.1.4. Comparación de las clasificaciones de biotopos obtenidas con los sistemas de integración jerárquico y estadístico	- 201 -
5.3.2. RESULTADOS	- 202 -
5.3.2.1. Caracterización de las variables abióticas	- 203 -
5.3.2.2. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración jerárquico	- 214 -
5.3.2.3. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración estadístico	- 229 -
5.3.2.4. Comparación de las clasificaciones de biotopos obtenidas con los sistemas de integración jerárquico y estadístico	- 248 -
5.3.3. DISCUSIÓN	- 251 -
 CAPÍTULO 6. ESTABLECIMIENTO DE LOS ECOTOPOS DEL ESTUARIO	 - 257 -
 6.1. METODOLOGÍA	 - 258 -
6.1.1. VEGETACIÓN DE MARISMA Y FANERÓGAMAS MARINAS	- 261 -
6.1.2. ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL COMO RECURSO MARISQUERO	- 267 -
6.1.3. ASOCIACIONES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y ESPECIES CARACTERÍSTICAS	- 271 -
6.2. RESULTADOS	- 275 -
6.2.1. VEGETACIÓN DE MARISMA Y FANERÓGAMAS MARINAS	- 275 -
6.2.2. ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL COMO RECURSO MARISQUERO	- 338 -
6.2.3. ASOCIACIONES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y ESPECIES CARACTERÍSTICAS	- 361 -
6.3. DISCUSIÓN	- 383 -
6.3.1. VEGETACIÓN DE MARISMA Y FANERÓGAMAS MARINAS	- 385 -
6.3.2. ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL COMO RECURSO MARISQUERO	- 387 -
6.3.3. ASOCIACIONES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y ESPECIES CARACTERÍSTICAS	- 389 -
6.3.4. APLICACIONES DE LOS MODELOS DE ECOTOPOS	- 392 -
 CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	 - 395 -
 7.1. CONCLUSIONES	 - 395 -
7.1.1. CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO	- 396 -
7.1.2. CLASIFICACIÓN HIDRO-MORFOLÓGICA DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL	- 396 -
7.1.3. CLASIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO	- 397 -
7.1.4. ESTABLECIMIENTO DE LOS ECOTOPOS DEL ESTUARIO	- 398 -

7.2. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	- 398 -
7.2.1. CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO	- 398 -
7.2.2. CLASIFICACIÓN HIDRO-MORFOLÓGICA DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL	- 399 -
7.2.3. CLASIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO	- 399 -
7.2.4. ESTABLECIMIENTO DE LOS ECOTOPOS DEL ESTUARIO	- 400 -

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	- 401 -
-----------------------------------	----------------

ANEJO 1. CARACTERIZACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO

ANEJO 2. BASES DE DATOS BIOLÓGICAS

ANEJO 3. CALIBRACIÓN DEL MODELO NUMÉRICO DELFT3D

CALIBRACIÓN HIDRODINÁMICA

CALIBRACIÓN DE LA SALINIDAD

ANEJO 4. CLAVE DE IDENTIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS

RESUMEN

El sistema de clasificación jerárquico de los estuarios permite identificar tipologías a diferentes escalas espaciales que abarcan desde la costa del Nordeste Atlántico europeo hasta los biotopos incluidos dentro de un mismo estuario. El primer nivel de dicha metodología identifica tipologías de estuario, regiones y/o subregiones en el territorio europeo. A su vez, en el segundo nivel de la metodología se diferencian tipologías hidro-morfológicas en función de la clasificación realizada en el nivel anterior. Concretamente, se reconoce la variabilidad abiótica y biótica existente en la costa Cantábrica, perteneciente a una misma región y subregión. Finalmente, se establecieron y caracterizaron en detalle los biotopos y ecotopos que componen un mosaico dentro de dichos estuarios, teniendo en cuenta diferentes escalas espaciales.

Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo

Se han establecido regiones, subregiones y tipologías de estuario a partir de indicadores climáticos (latitudinales), hidrológicos y morfológicos relacionados con la funcionalidad ecológica. Concretamente se han identificado dos regiones y tres

subregiones a lo largo de la costa del Nordeste Atlántico europeo. Una de las regiones abarca los estuarios localizados en el del Canal de la Mancha, Mar del Norte y Mar de Irlanda, y se corresponde con una riqueza global de peces por estuario relativamente alta. La otra región engloba los estuarios de la Península Ibérica y la costa oeste de Francia e Irlanda, y sus estuarios se caracterizan por una riqueza más baja. Además, esta última región se subdivide en tres subregiones que muestran un gradiente desde el sur de la Península Ibérica hasta el norte de Irlanda.

Por otro lado, dentro de las regiones y subregiones identificadas se observa una variabilidad de las características morfológicas e hidrológicas de los estuarios que se relacionan también con características ecológicas. Dicha variabilidad queda recogida en las tipologías de estuario establecidas a través de tres aproximaciones metodológicas: 1) basada en el criterio de experto, 2) basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica, 3) basada en redes neuronales. La primera de ellas diferencia siete tipologías de estuario en el Nordeste Atlántico europeo, pero, en términos generales, la clasificación resultante revela una baja capacidad de discriminación y un alto grado de subjetividad. En cambio, los otros dos procedimientos empleados se basan en técnicas estadísticas que aportan objetividad a la clasificación y una mayor capacidad de discriminación. En ambos casos se han establecido cinco tipologías de estuario en el Nordeste Atlántico europeo como valor óptimo, aunque la clasificación basada en técnicas de agregación jerárquica permite incrementar o disminuir el número de grupos y, por tanto, el nivel de detalle. Ambas clasificaciones dan lugar a una distribución espacial de las tipologías que se enmarca dentro de la regionalización establecida y que se relaciona con diferentes características de la fauna piscícola que coloniza los estuarios.

Finalmente, se ha propuesto una metodología para desarrollar modelos predictivos de la distribución de la vegetación de marisma en toda la costa del Nordeste Atlántico europeo a partir de datos de teledetección, con el objetivo de emplearlos para la validación biológica de las regiones, subregiones y tipologías anteriormente establecidas. Los resultados obtenidos son prometedores pero es necesaria una mejora de los modelos y en su capacidad predictiva, principalmente a través de la obtención de datos de satélite con una mayor resolución espacial, temporal y espectral y de datos de campo específicos para dichos estudios.

Clasificación hidro-morfológica de estuarios a escala local

Se ha desarrollado una nueva metodología para clasificar los estuarios del Nordeste Atlántico europeo a pequeña escala espacial (dentro de regiones o subregiones),

concretamente en tipologías ecológicas basadas en las características hidrológicas y morfológicas que principalmente determinan la ecología de estos sistemas acuáticos. Los indicadores hidrológicos TI (índice mareal) y WB (balance de agua) permiten identificar si un estuario está dominado por la dinámica fluvial o mareal y/o por superficies intermareales o submareales. Asimismo, los indicadores morfológicos TWEI (índice de elongación del estuario) y TWCI (índice de complejidad del estuario) permiten estimar el grado de complejidad del estuario y la diversidad de nichos que potencialmente alberga. Doce estuarios localizados en Cantabria (Norte de España) fueron clasificados usando esta metodología y como resultado se obtuvieron cinco tipologías:

- Tipología CLR (laguna costera): Victoria.
- Tipología ITC (estuarios someros, dominados por la dinámica mareal y de morfología compleja): San Vicente, Oyambre, Bahía de Santander y Marismas de Santoña.
- Tipología ITE (estuarios someros, dominados por la dinámica mareal y de morfología alargada): Tina Menor, Mogro, San Martín de la Arena, Ajo y Oriñón.
- Tipología ITR (estuarios someros, dominados por la dinámica mareal y de morfología redondeada): Joyel.
- Tipología IRE (estuarios someros, dominados por la dinámica fluvial y de morfología alargada): Tina Mayor.

Las cinco tipologías fueron validadas con datos sobre la distribución de los organismos bentónicos de fauna (macroinvertebrados) y flora (vegetación vascular, fanerógamas marinas y macroalgas). Los estuarios con una morfología compleja mostraron los valores más altos de riqueza y/o diversidad, mientras que los estuarios con una menor influencia de la marea mostraron los valores más bajos de riqueza y/o diversidad. Las asociaciones de macroinvertebrados de *Scrobicularia plana* y *Abra alba*, características de la zona de estudio, se relacionan con las diferentes tipologías de estuario. La asociación de *Abra alba* sólo se detectó en estuarios con una morfología compleja y dominados por la dinámica mareal (tipología ITC), mientras que la asociación de *Scrobicularia plana* fue registrada en todos los estuarios excepto en la laguna costera. Por otro lado, la vegetación dominante en los estuarios con una menor influencia de la marea fueron comunidades subhalófilas del tipo de los carrizales y juncales, mientras que en los estuarios de morfología compleja se ha detectado la presencia de comunidades halófilas y subhalófilas de vegetación vascular, fanerógamas marinas y macroalgas. Esta clasificación de los estuarios resulta de gran utilidad en el

establecimiento de condiciones de referencia biológicas para la aplicación de diferentes Directivas Europeas, entre otras aplicaciones.

Clasificación de los biotopos del estuario

Se han identificado cinco tipos salinos dentro del estuario a partir de las condiciones medias, rango de variabilidad y exposición frente a condiciones extremas de la salinidad. Además, dichas condiciones extremas, ya sea por eventos de avenidas fluviales o por períodos de sequía, se valoraron en términos de intensidad, duración y frecuencia por su importancia para la supervivencia de las especies y para la ecología del estuario. Con base en estas variables, cada tipo salino se asocia con unas determinadas características que responden a los gradientes de salinidad del estuario:

- Tipo salino 1: polihalino y euhalino; salinidad estable con un rango de variabilidad de aproximadamente 3‰; mayor intensidad de las condiciones extremas de salinidad causadas por avenidas fluviales que por eventos de sequía; alta frecuencia de condiciones extremas de salinidad pero de corta duración.
- Tipo salino 2: polihalino y euhalino; salinidad estable con un rango de variabilidad de aproximadamente 3‰; mayor intensidad de las condiciones extremas de salinidad causadas por avenidas fluviales que por eventos de sequía; baja frecuencia de condiciones extremas de salinidad pero de larga duración (persistentes).
- Tipo salino 3: mesohalino y oligohalino; salinidad variable con un rango de variabilidad de aproximadamente 6‰; mayor intensidad de las condiciones extremas de salinidad causadas por eventos de sequía que por avenidas fluviales; persistencia de las condiciones extremas.
- Tipo salino 4: mesohalino y oligohalino; salinidad muy variable con un rango de variabilidad de aproximadamente 15‰; alta frecuencia de condiciones extremas causadas por avenidas fluviales o por sequías.
- Tipo salino 5: polihalino y euhalino; salinidad variable con un rango de variabilidad de aproximadamente 6‰; mayor intensidad de las condiciones extremas de salinidad causadas por avenidas fluviales que por eventos de sequía; alta frecuencia de eventos extremos de salinidad.

La metodología desarrollada para identificar los tipos salinos del estuario supone una mejora significativa con respecto a las clasificaciones existentes hasta el momento por

su capacidad para integrar, de forma objetiva, una mayor cantidad de información sobre las condiciones naturales de variabilidad de la salinidad que se relacionan con la fisiología de las especies y, por tanto, con el funcionamiento ecológico del estuario.

Por otro lado, para establecer los biotopos del estuario se seleccionaron siete indicadores: la salinidad, el sustrato, la batimetría, las corrientes y el tiempo de renovación del agua. Las variables ambientales seleccionadas para caracterizar estos indicadores se han ordenado dentro de un sistema jerárquico en función de su importancia para la ecología de las especies bentónicas y de la escala espacial. Esta característica del sistema de clasificación permite adaptar el nivel de detalle a la información ambiental disponible sobre el estuario y a los objetivos y aplicaciones de la clasificación de biotopos. En total se han considerado cinco niveles de detalle o escalas espaciales para la identificación de los biotopos. Toda la metodología se aplica para zonas de sustrato blando, que son identificadas con la primera variable de la jerarquía. Posteriormente, se incorpora información sobre la profundidad, que distingue submareal e intermareal, y la salinidad, que se clasifica según los tipos salinos anteriormente descritos (nivel de detalle 1). En niveles posteriores, se detallan más características relacionadas con la cota, como son el tiempo de inundación en zonas intermareales y la altura de la columna de agua en zonas submareales (nivel de detalle 2). La velocidad de la corriente también condiciona el establecimiento de las especies (nivel de detalle 3), al igual que la granulometría del sedimento blando, en función de la cual se reconoce la existencia de sustratos fangosos, arenosos, gruesos y mixtos (nivel de detalle 4). En el último nivel de detalle se incluye información sobre la renovación de las aguas para diferenciar secciones del estuario relativamente aisladas (nivel de detalle 5).

Establecimiento de los ecotopos del estuario

Se han caracterizado los patrones espaciales de las principales especies y asociaciones biológicas que forman parte del bentos estuarino a partir de los biotopos previamente establecidos en las Marismas de Santoña. Para ello, en primer lugar, se han relacionado dichas especies con cada uno de los gradientes ambientales utilizados en el sistema de clasificación de los biotopos. En el caso de la vegetación, la mayor parte de las especies analizadas muestran una respuesta similar para la mayor parte de las variables abióticas, excepto *N. noltii*, que coloniza preferentemente cotas bajas, expuestas a altas velocidades y con altas tasas de renovación, y *P. australis*, que muestra afinidad por bajas salinidades y altos tiempos de emersión. El modelo de ecotopos correspondiente a cada especie predice una distribución potencial de las mismas en función de la cartografía de biotopos que muestra un alto grado de

coincidencia con la distribución real aunque ocupa una extensión mayor. Los modelos contruidos para las especies acompañantes y/o de distribución muy restringida se caracterizan por una capacidad predictiva relativamente baja, incluso al nivel de detalle 5, debido a que la cartografía no registra con suficiente detalle su localización (e.g., *Salicornia* spp. o *I. crithmoides*).

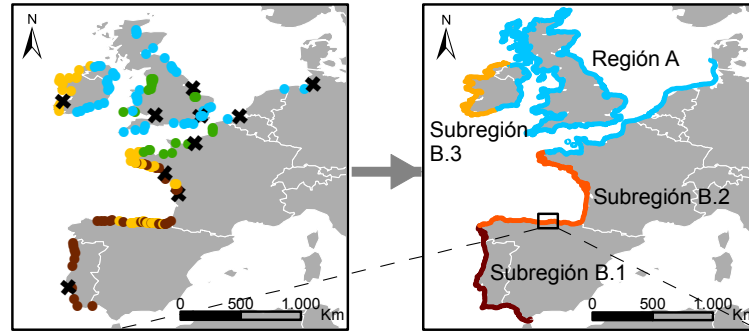
Asimismo, las especies de interés comercial como recurso marisquero muestran una alta diversidad de respuestas. *R. decussatus* y *R. philippinarum* presentan patrones de tolerancia similares pero con diferentes preferencias a lo largo de los gradientes. *R. decussatus* muestra una mayor capacidad para colonizar cotas elevadas con altos tiempos de emersión, mientras que *R. philippinarum* es capaz de resistir mayores velocidades de la corriente. Otras especies como *A. marina* y *S. nudus* presentan una distribución mucho más restringida con respecto a las condiciones ambientales, de tal forma que sólo se relacionan con un bajo número de biotopos y, generalmente, con bajas densidades. El modelo de ecotopos contruido permite identificar la distribución potencial de las especies en función de la densidad poblacional y asociada a una probabilidad de ocurrencia. Por ejemplo, *R. decussatus* se caracteriza por mayores probabilidades de ocurrencia de densidades bajas que *R. philippinarum* y al revés en el caso de densidades altas. Las especies de cangrejillo de los generos *Callinassa-Upogebia* presentan bajas probabilidades de ocurrencia de densidades altas. *A. marina* y *S. nudus* sólo las densidades bajas aparecen con probabilidades medias o altas.

Por otro lado, las tres asociaciones de macroinvertebrados bentónicas característica de los estuarios cantábricos se asocian con diferentes condiciones ambientales. La asociación de *A. alba* se encuentra en cotas bajas, arenosas y, en general, con altas salinidades (tipos salinos 1 y 5); la asociación de *S. plana* en cotas altas y fangosas; y la asociación de *A. tenuis* en zonas intermedias. El modelo de ecotopos establecido a partir de los biotopos identificados en el nivel de detalle 4, predice una distribución potencial de las tres asociaciones en zonas claramente diferenciadas: *A. alba* coloniza el intermareal cercano a la bocana y canal principal, *S. plana* zonas internas con influencia de agua dulce y *A. tenuis* zonas intermedias localizadas en cotas elevadas, internas o aisladas. Las especies características de cada una de estas asociaciones también tienden a mostrar dichos patrones, lo cual queda puesto de manifiesto en el área de distribución potencial predicho para cada una de ellas a partir de los modelos de ecotopos obtenidos. *C. carinata* tiene una distribución relativamente restringida en zonas internas del estuario bajo la influencia del río Asón. *N. hombergii*, *S. plana* y *A. tenuis* alcanzan densidades superiores a 50 individuos/m² en amplias zonas del estuario. *H. diversicolor* se distribuye por la mayor parte de la superficie del estuario pero con densidades inferiores a dicho umbral, y *A. alba* se caracteriza por densidades más bajas que *A. tenuis* aunque muestra una localización similar.

Resumen gráfico

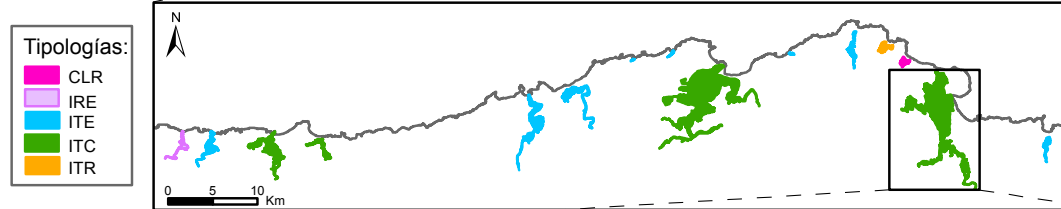
A continuación se muestra un resumen gráfico de la metodología propuesta en esta tesis para clasificar los estuarios del Nordeste Atlántico europeo a diferentes escalas espaciales, así como los resultados de su aplicación:

1. CLASIFICACIÓN DE ESTUARIOS A LA ESCALA DEL NEA EUROPEO



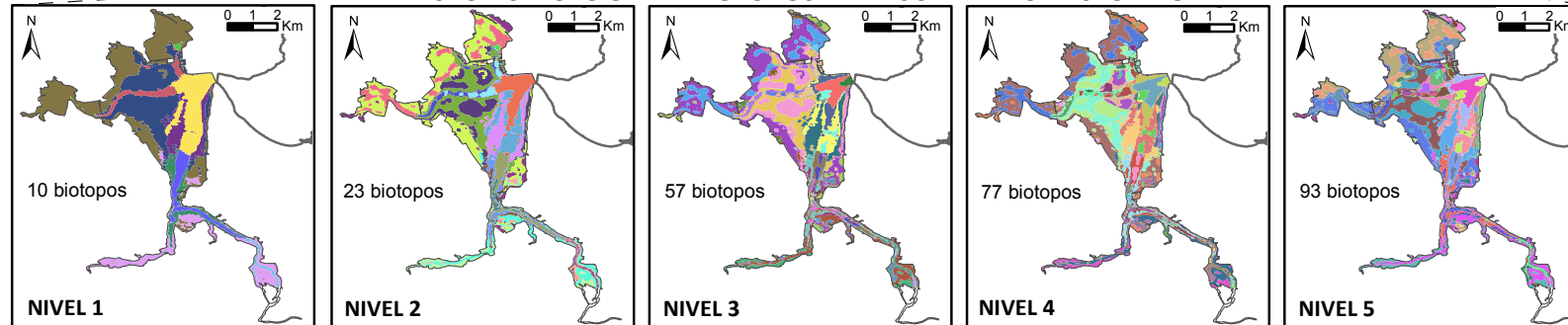
INDICADORES	VARIABLES
Climáticos	Tª aire
Hidrológicos	Oleaje
	Carrera de marea
	Caudal del río
Morfológicos	Área del estuario
	Área de la cuenca
	Superficie intermareal

2. CLASIFICACIÓN DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL



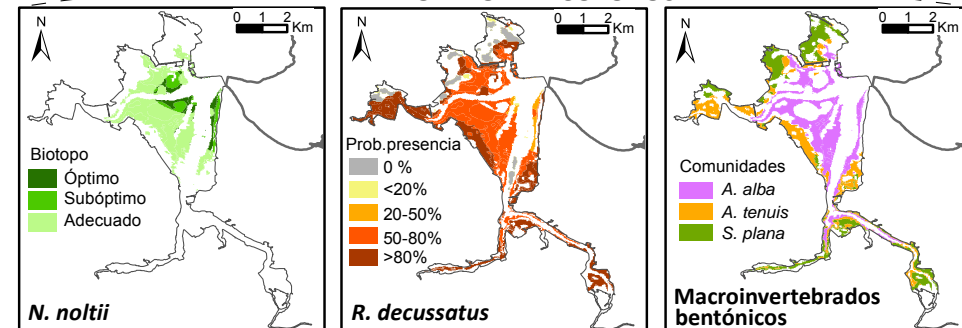
INDICADORES	VARIABLES
Hidrológicos	Índice mareal (TI)
	Balance de agua (WB)
Morfológicos	Índice de elongación (TWEI)
	Índice de complejidad (TWCI)

3. CLASIFICACIÓN DE BIOTOPOS A LA ESCALA DE UN ESTUARIO



				INDICADORES	VARIABLES	
NIVEL 5	NIVEL 4	NIVEL 3	NIVEL 2	NIVEL 1	Sustrato	Consolidación del sedimento
					Batimetría	Profundidad
					Salinidad	Tipos salino
	NIVEL 1	Batimetría	Tiempo de inundación			
			Altura de la columna de agua			
		Velocidad	Fricción tangencial de fondo			
		Sustrato	Granulometría			
		Renovación	Coef. de dispersión			

4. MODELO DE ECOTOPOS



CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. Definición de estuario

Los estuarios son zonas de transición entre el mar, el río, la tierra y la atmósfera, lo cual determina su singularidad en relación con la existencia de fuertes gradientes de las condiciones físicas y químicas y, por tanto, también de las comunidades biológicas asociadas (Attrill y Rundle, 2002; Edgar *et al.*, 1999a). Esta característica hace que sean unos sistemas únicos de gran complejidad, variabilidad y dinamismo. A su vez, son estas mismas propiedades las que dificultan el establecimiento de generalizaciones e impiden a la comunidad científica consensuar una definición de estuario adecuada para todas las disciplinas y válida en todas las situaciones (Brito, 2012; Tagliapietra *et al.*, 2009). De forma sencilla y simplificada, se dice que un estuario es un espacio en el cual se encuentran y mezclan el agua dulce de los ríos y arroyos con el agua salada del océano (Ketchum, 1951; Smith y Smith, 2000). No obstante, existen otras muchas definiciones más matizadas, siendo una de las más clásicas y citadas la introducida por Pritchard (1967) y modificada por Day (1980; 1981):

“un estuario es un cuerpo de agua costero semicerrado que está permanente o periódicamente abierto al mar, de tal forma que el ecosistema acuático está afectado

por las características físicas y químicas tanto del flujo de agua dulce como del flujo de agua marina”.

En este caso, se incluyen dentro de los estuarios a las lagunas costeras hipersalinas y a los estuarios aislados temporalmente del mar, característicos del sur de África y sur de Australia (Elliott y McLusky, 2002; Potter *et al.*, 2010). Además, este enfoque tiene repercusiones importantes en el campo de la ecología, en el sentido de que al ampliar el gradiente salino se modifican los grupos de especies que caracterizan los estuarios y algunos de los modelos funcionales básicos, como por ejemplo el diagrama de Remane (Whitfield *et al.*, 2012). Sin embargo, también se detectan ciertas carencias en esta definición, ya que no tiene en cuenta de forma explícita el fenómeno de la marea, relevante para los procesos de mezcla y geomorfológicos, así como para las condiciones biológicas (Perillo, 1995).

A este respecto, la definición publicada por Fairbridge (1980) establece con más precisión el límite superior del estuario atendiendo a la influencia de la marea:

“un estuario es un cuerpo de agua marina que penetra en un valle fluvial hasta el límite superior donde alcanza la influencia mareal, pudiendo dividirse en tres sectores: a) estuario bajo o marino, con una libre conexión con el mar abierto; b) estuario medio sujeto a una fuerte mezcla entre el agua salina y el agua dulce; c) estuario alto o fluvial, caracterizado por agua dulce sujeta a la acción de la marea. Los límites entre estos sectores son variables y están sujetos a constantes cambios en las descargas fluviales”.

Este concepto no difiere mucho del anterior, salvo que en este caso se menciona la división del estuario en tres sectores, lo cual no se considera en sí una definición sino, más bien, una descripción de lo que se espera en un estuario (Perillo, 1995). Por otro lado, todas las definiciones señaladas hasta ahora resultan restrictivas para los propósitos de algunas ramas de la ciencia, como puede ser la ecología. Ante esta situación y tratando de abarcar las aproximaciones procedentes de distintas disciplinas, Perillo (1995) propuso que

“un estuario es un cuerpo de agua semicerrado que se extiende hasta el límite de influencia de la marea, dentro del cual el agua de mar penetra desde una o más conexiones libres con el mar abierto, o cualquier otro tipo de cuerpo de agua costero que es significativamente diluido con el agua dulce de escorrentía, y que puede sustentar especies biológicas eurihalinas durante una parte o todo su ciclo de vida”.

Una de las aportaciones más significativas de este autor es que integra características no sólo geomorfológicas y físico-químicas, sino también biológicas para definir un estuario.

Más allá de la propuesta de Perillo (1995), esta necesidad de alcanzar una definición con un enfoque multidisciplinar queda patente incluso en el marco legislativo. De hecho, a partir de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) se ha planteado en Europa un nuevo concepto, el de aguas de transición, que pretende englobar toda la variabilidad que caracteriza a estos sistemas y que se definen como

“masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce”.

Se trata de un término que abarca todas las tipologías de estuarios presentes en dicha región y que es fácilmente comprensible para legisladores y gestores (McLusky y Elliott, 2007). Sin embargo, es importante señalar que mientras que todos los estuarios, en un sentido amplio, son aguas de transición, no todas las aguas de transición son necesariamente estuarios (e.g., plumas costeras de agua salobre procedente de estuarios) (Potter *et al.*, 2010).

Finalmente, en una revisión reciente llevada a cabo por Whitfield y Elliott (2011) se concluye que los estuarios son

“cuerpos de agua costeros semicerrados, con libre conexión con el mar, ya sea permanente o periódica, con un gradiente de salinidad hacia las zonas adyacentes al mar abierto como consecuencia de los aportes de agua dulce, y que incluye una biota característica”.

Sin embargo, en este caso tampoco se resuelven algunos de los problemas anteriormente señalados y que siguen siendo motivo de discusión y discrepancia dentro de la comunidad científica (Brito, 2012). Toda esta diversidad de definiciones es, como ya se ha dicho, una evidencia de la gran heterogeneidad biológica y ambiental que caracteriza estos ecosistemas y que se manifiesta tanto dentro de un mismo estuario como entre estuarios (Basset *et al.*, 2006). Asimismo, dicha heterogeneidad ha motivado el desarrollo de múltiples sistemas de clasificación de estos ambientes en todo el mundo.

1.2. Sistemas de clasificación

La inquietud por clasificar los sistemas biológicos se ha manifestado en el mundo científico desde sus inicios, siendo de destacar su alto valor interpretativo y su aceptación universal. De hecho, a lo largo de la historia del hombre se han completado multitud de trabajos cuyo objetivo era ordenar y sistematizar la gran diversidad

biológica de la Tierra. Tras la creación de los sistemas de clasificación de climas surgieron las primeras clasificaciones bioclimáticas, como la clasificación de Holdridge (1947) o la de Whittaker (1975). En estos inicios se trataban de definir los biomas como zonas biogeográficas en las que se analizaban los efectos biológicos de diferentes parámetros ambientales. A día de hoy, el interés y la capacidad de clasificar se ha extendido a todos los sistemas ecológicos, incluidos los sistemas acuáticos continentales, estuarinos o costeros (Álvarez-Cabria, 2009; Galván *et al.*, 2010; Ramos *et al.*, 2012).

La clasificación de los estuarios en grupos homogéneos es una herramienta de gran utilidad tanto para la gestión como para la investigación (Kurtz *et al.*, 2006; Tenore *et al.*, 2006). Sin embargo, es importante destacar, una vez más, el hecho de que los estuarios constituyen un ambiente que experimenta cambios graduales de las propiedades físicas y biológicas a lo largo de un continuo natural, lo cual dificulta, por un lado, el establecimiento de los límites subjetivos que se requieren para clasificar y, por otro lado, la unificación de las distintas aproximaciones (Cowardin *et al.*, 1979). Este gradiente natural es común a todos los estuarios para el caso de variables como la temperatura, la salinidad, el sustrato, la turbidez, la composición química y la biodiversidad, entre otras, y se detecta a diferentes escalas espaciales y temporales (McLusky y Elliott, 2006). No obstante, también se identifican uno o varios factores que condicionan las diferencias físicas y/o biológicas que se dan entre los estuarios. Por esta razón, el conocimiento de tales factores y la comprensión de su efecto sobre los sistemas estuarinos es un requisito fundamental para su clasificación.

De forma general, se acepta que los sistemas de clasificación existentes se pueden dividir en dos grupos, las clasificaciones físicas y las biológicas, siendo las físicas, en principio, más objetivas que las biológicas (Elliott y McLusky, 2002; Gregr *et al.*, 2012; Harris y Heap, 2007). En ambos casos, al tratarse de un medio continuo, cualquier clasificación que se haga del mismo tiene un importante grado de subjetividad. Por otro lado, también existen, aunque en un número más reducido, clasificaciones que combinan la física y la biología del estuario para establecer tipologías (Digby *et al.*, 1999; Edgar *et al.*, 1999a; Lund y Wilbur, 2007). En esta línea, se ha desarrollado un novedoso tipo de clasificaciones basadas en características físicas de los estuarios que tienen relevancia para la biología y los procesos ecológicos de los estuarios y que, por tanto, determinan los patrones de distribución de las especies, sobre todo a amplias escalas espaciales (Harris y Heap, 2007; Hume *et al.*, 2007; Jay *et al.*, 2000). Al igual que en los estuarios, estas clasificaciones son cada vez más utilizadas en el medio marino (Connor, 2008; Degraer *et al.*, 2008; MESH, 2008; Ramos *et al.*, 2012, 2014; Roff *et al.*, 2003) y en aguas fluviales (Omernik, 1987; Snelder y Biggs, 2002; Snelder *et al.*, 2008) debido a su gran potencial para mejorar y profundizar en el estudio y gestión

de estos ecosistemas. Además, tienen la ventaja de utilizar datos físicos para obtener información ecológica, siendo las características físicas más fácilmente medibles y cuantificables que las biológicas (Digby *et al.*, 1999). Y no sólo eso, sino que, actualmente, es posible modelar la evolución de las propiedades físicas bajo diferentes escenarios, lo cual permite, con base en dicha relación entre la física y la biología, predecir la evolución de los sistemas estuarinos.

La escala espacial es un factor importante a tener en cuenta a la hora de seleccionar las variables abióticas incluidas en este tipo de clasificaciones (Azovsky, 2000), lo cual ha fomentado el desarrollo de aproximaciones jerárquicas (Bouma *et al.*, 2005; Hume *et al.*, 2007; Pittman *et al.*, 2011). En un sistema de clasificación jerárquico los niveles inferiores son dependientes de los superiores ya que está estructurado de tal forma que cada nivel inferior describe el entorno físico de las especies con un mayor grado de detalle y precisión espacial y, por tanto, añaden información a la aportada desde cada uno de los niveles superiores (de Juan y Hewitt, 2011; Klijn y Udo de Haes, 1994; Pittman *et al.*, 2011). Este tipo de sistemas de clasificación proporciona multitud de beneficios, entre los que cabe destacar dos (Hume *et al.*, 2007). En primer lugar, permite que la información se adecúe al nivel de detalle deseado por el usuario (Bouma *et al.*, 2005; Klijn y Udo de Haes, 1994; Rice *et al.*, 2011) y, en segundo lugar, facilita el análisis de la información y su representación en mapas (Lund y Wilbur, 2007). Ambas características favorecen su aplicación con diferentes propósitos, desde la investigación científica hasta aspectos relacionados con la gestión, conservación o restauración (Metzger *et al.*, 2005; Omernik, 1995; Pittman *et al.*, 2011; Sheail y Bunce, 2003; Snelder y Hughey, 2005; Spalding *et al.*, 2007; Tran *et al.*, 2002).

Dentro de este tipo de aproximaciones, cabe destacar los trabajos realizados por Hume *et al.* (2007) y por Bouma *et al.* (2005). En el primero de ellos se plantea una clasificación de los estuarios neozelandeses en cuatro niveles, desde la escala de región hasta la de unidades ambientales dentro de un estuario. En cambio, en el sistema propuesto por Bouma *et al.* (2005) se clasifican los ecotopos (unidades ecológicamente homogéneas) de las aguas costeras y estuarinas de Holanda a diferentes niveles de detalle. Para ello, se utilizan las variables representativas de los patrones de distribución de la biota a distintas escalas espaciales. En algunos casos, se emplea una misma variable ambiental en varios niveles del esquema de clasificación, cuya caracterización depende del nivel de detalle. De forma general, ambas metodologías consideran que la selección de los procesos y variables físicas que controlan la ecología del estuario constituye un paso crítico, ya que no se pueden incluir todos los detalles que caracterizan al objeto clasificado (Hume *et al.*, 2007). De hecho, las clasificaciones constituyen el instrumento a través del cual se identifican las propiedades más representativas y distintivas del objeto que se pretende clasificar

(Zonneveld, 1994). Además, hay que tener presente que no se busca una mera clasificación física de los estuarios, sino que el objetivo es que ésta se corresponda con la ecología y la distribución de las comunidades biológicas. En definitiva, todos estos conceptos son los que deben guiar el proceso de selección de las variables abióticas que se incluyen en un sistema de clasificación, tarea que se sustenta sobre un buen conocimiento científico de los estuarios, de su funcionamiento físico y biológico y de su variabilidad espacial y temporal.

Un último punto a tener en cuenta antes de llevar a cabo una revisión detallada de los sistemas de clasificación de estuarios es que la gran diversidad de metodologías existentes se engloban dentro de tres categorías que hacen referencia a la unidad de clasificación considerada: regiones, estuarios y unidades ambientales homogéneas dentro del estuario.

1.2.1. La región como unidad de clasificación

La afirmación de que existen diferencias geográficas en los ecosistemas tanto terrestres como acuáticos, incluidos los estuarios, se sustenta en multitud de evidencias y está demostrada a nivel científico (Attrill *et al.*, 2001; Ellingsen y Gray, 2002; Engle y Summers, 1999; Sanders, 1968; Short *et al.*, 2007; Willig *et al.*, 2003). Dichas diferencias se aprecian incluso en la costa del Nordeste Atlántico europeo, la cual ha sido objeto de numerosas clasificaciones mundiales y europeas, que difieren en los límites y características de las regiones establecidas en cada una de ellas.

Dichas clasificaciones asumen que los procesos que ocurren a escala global, procesos climáticos y oceánicos, son los que determinan las principales variaciones en los ecosistemas, ya que constituyen, en cierta medida, barreras que favorecen la separación de los procesos evolutivos a lo largo del tiempo (Adey y Steneck, 2001; Spalding *et al.*, 2007). Por ello, la distinción de las grandes regiones se hace con base en factores como la latitud, la cuenca oceánica o la presencia de grandes masas de tierra, a partir de los cuales Bailey (1995) dividió el Nordeste Atlántico europeo en dos ecorregiones oceánicas (división subtropical y división de vientos del oeste) y tres terrestres (división mediterránea, marina y marina bajo un régimen montañoso). De forma análoga, Briggs (1974; 1995) y Ekman (1953) establecieron dos regiones diferenciadas en función de la temperatura, considerado el principal factor climático que determina la distribución de la fauna marina en aguas someras. En general, la mayor parte de estas clasificaciones están basadas principalmente en indicadores físico-químicos y, sólo en algunos casos, se apoyan en algún indicador biológico (*e.g.*, Hayden *et al.* (1984) y Watling y Gerken (1998)).

La complejidad de estas clasificaciones se incrementa en la propuesta de los LMEs (Large Marine Ecosystems) (www.lme.noaa.gov/), donde se utilizan también indicadores ecológicos (productividad y relaciones tróficas) (EEA, 2006). Es importante señalar que las dimensiones espaciales de la zonación así como los límites establecidos en los LMEs no muestran concordancia con los sistemas anteriormente descritos. Ante esta situación surge la inquietud por tratar de integrar toda la información generada al respecto, a raíz de lo cual se propuso el sistema MEOW (Marine Ecoregions of the World) que reconoce, a partir de indicadores bióticos y abióticos, 12 dominios, 62 provincias y 232 ecorregiones, de los cuales 1, 2 y 3 respectivamente se localizan en el Nordeste Atlántico europeo (Spalding *et al.*, 2007). En este trabajo se aborda de forma explícita su grado de ajuste con otras clasificaciones, poniendo de manifiesto, una vez más, la gran diversidad de resultados existentes y la necesidad de unificarlos en una clasificación, propósito que aún no ha sido alcanzado ni a nivel mundial ni a nivel europeo.

Por otro lado, existen también otro tipo de indicadores, los administrativos, que se han empleado como criterios adicionales a los geográficos para establecer clasificaciones con un claro enfoque hacia la gestión. Éste es el caso de la regionalización llevada a cabo por la CNPPA (Comisión de Parques Nacionales y Áreas Protegidas) de la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), según la cual se establecen 18 regiones en todo el mundo, una de las cuales abarca el Nordeste Atlántico europeo que se ha subdividido, a su vez, en cinco subregiones (Kelleher *et al.*, 1995).

Otras metodologías para clasificar la costa del Nordeste Atlántico europeo se han desarrollado atendiendo al marco legislativo que se ocupa de la conservación y mantenimiento del buen estado y calidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres europeos, el cual requiere una zonificación previa que asuma la homogeneidad de condiciones físicas y biológicas dentro de cada región. En concreto, para la gestión de los sistemas acuáticos costeros de dicha zona, la Directiva Marco del Agua establece, en el Anexo XI, cinco regiones ecológicas mientras que la Directiva sobre la Estrategia Marina europea reconoce cinco ecorregiones diferentes. Por otro lado, y de forma análoga, la Directiva Hábitats reconoce cuatro regiones biogeográficas terrestres en esta misma zona. En todos los casos, se identifican un número elevado de ecorregiones en comparación con otras clasificaciones semejantes. Por último, mencionar que en la Convención OSPAR (1992) se delimitaron en el medio marino un total de cinco subregiones, incluyéndose áreas costeras en cuatro de ellas (www.ospar.org).

Esta tendencia a establecer subdivisiones dentro de una misma región no sólo se está produciendo en Europa sino también en otras partes del mundo como Nueva Zelanda (Snelder *et al.*, 2006) o Norteamérica (Wilkinson *et al.*, 2009). En general, la mayoría de

ellas se basan en variables abióticas relacionadas con la biología, ya que, a esta escala de trabajo, normalmente no se dispone de información homogénea sobre la distribución de las especies que pueda ser empleada para dicho objetivo.

Tras esta revisión de sistemas para establecer regiones a una extensión mundial y europea, se pone de manifiesto que, en función de la metodología aplicada, la costa del Nordeste Atlántico europeo es considerada una única región o se divide en unas pocas regiones, cuyos límites no siempre coinciden (Spalding *et al.*, 2012). Esto se debe, en parte, a que las clasificaciones revisadas utilizan indicadores y aproximaciones diferentes para representar y sintetizar los procesos dinámicos de la naturaleza, tanto físicos como biológicos. En cualquier caso, se puede concluir que existe cierta heterogeneidad dentro de Europa asociada a la presencia de patrones biogeográficos, y que son necesarios trabajos de subdivisión más detallados y enfocados a los estuarios para potenciar el uso y utilidad de las clasificaciones como herramientas de gestión e investigación, no sólo dentro de un país sino también para coordinar trabajos internacionales de diferente índole (Costello, 2009; Rice *et al.*, 2011).

1.2.2. El estuario como unidad de clasificación

Las aproximaciones clásicas para clasificar los estuarios generalmente están basadas en los patrones de circulación del agua, las características de distribución de la salinidad y la geomorfología (Edgar *et al.*, 1999a). Diferentes patrones de circulación de las aguas han dado lugar a una clasificación que distingue entre estuarios positivos, neutros y negativos (Nybakken, 1996). Si también se tienen en cuenta otros aspectos como el balance entre el agua dulce (aportes fluviales) y el agua salada (amplitud de la marea), que determina la distribución vertical de la salinidad, los estuarios positivos son a su vez subdivididos en tres tipos: altamente estratificados (cuña salina), parcialmente mezclados y de mezcla completa (Cameron y Pritchard, 1963; Pritchard, 1955; Simmons, 1955). Además, la amplitud de la marea ha sido utilizada como factor discriminante para clasificar los estuarios en micromareales, mesomareales y macromareales (Hayes, 1975). Por otro lado, con base en la geomorfología, se distinguen cuatro tipos básicos de estuario: de llanura costera, de barrera, fiordos y tectónicos (Pritchard, 1960). Dicha clasificación ha sido posteriormente modificada y ampliada por diferentes autores (Davidson *et al.*, 1991; Fairbridge, 1980). Con base en ella, se ha desarrollado otra más compleja en la que, bajo condiciones tectónicas y de nivel del mar estables, la geomorfología de los estuarios está determinada por la influencia relativa del oleaje, la marea y el aporte fluvial. De esta forma, Dalrympe *et al.* (1992) clasificaron los estuarios en las siguientes tipologías: deltas, estuarios

dominados por la marea, estuarios dominados por el oleaje, llanuras intermareales (*tidal flats*) y llanuras costeras (*strand plains*). Una década después, esta clasificación fue revisada y modificada por Harris *et al.* (2002). Algunos autores han dado un paso más y han propuesto la combinación de las clasificaciones morfológicas anteriormente descritas con una clasificación basada en el origen de los estuarios (Hume y Herdendorf, 1988; Perillo, 1995). De esta forma, se identifican varios tipos de estuarios en función de los procesos que los originaron, y estas tipologías, a su vez, se subdividen atendiendo a criterios relacionados con su origen y/o su morfología.

Como puede comprobarse, a esta escala de trabajo nos encontramos con clasificaciones físicas que, por lo general, no incluyen de forma explícita ningún aspecto de la biología del sistema. En general, todas estas clasificaciones de estuario se basan en características abióticas relacionadas con la hidrología o con la morfología. No obstante, para interpretar adecuadamente el complejo funcionamiento de este ecosistema es necesario integrar indicadores de diferente naturaleza. Este es el caso de los estuarios de Tasmania, que fueron agrupados en nueve categorías a partir de variables abióticas relacionadas con la hidrología (salinidad, escorrentía superficial, carrera de marea), morfología (tipos geomorfológicos basados en la forma, tamaño, aspecto, topografía y características de la cuenca) y litología (Edgar *et al.*, 1999a), así como la clasificación desarrollada por Digby *et al.* (1999) para Australia, en la cual se incluyen, además, indicadores relacionados con el clima debido a la mayor variabilidad latitudinal/longitudinal de la zona de estudio. De forma análoga, se ha desarrollado otro sistema para Nueva Zelanda que se basa en indicadores hidrológicos (forzamientos del río y de la marea) y morfológicos (forma y complejidad) más complejos y que sintetizan más información (*e.g.*, dan información sobre la dinámica dominante: fluvial o mareal) (Hume *et al.*, 2007). Este tipo de clasificaciones es frecuente que se diseñen y apliquen en tramos costeros relativamente restringidos, en parte debido a la dificultad de obtener datos homogéneos, tanto abióticos como bióticos, representativos del estuario en regiones más amplias. A pesar de ello, en la literatura científica se encuentran algunos ejemplos de metodologías aplicadas incluso a escala mundial, como por ejemplo la publicada por Dürr *et al.* (2011). Dichos autores proponen una clasificación detallada de la costa, entendida como la zona de transición entre el océano y el continente, en función del tipo de estuario que alberga cada tramo costero. Para ello, se aplican también criterios hidrológicos, morfológicos y litológicos que permiten la caracterización de los espacios estuarinos y su clasificación en siete tipologías posibles.

En esta misma línea de trabajo, se ha fomentado el desarrollo de sistemas de clasificación de estuarios europeos para la aplicación de la Directiva Marco del Agua (Vincent *et al.*, 2003). Los indicadores y criterios que se establecen en dicha Directiva

son muy flexibles, lo cual ha permitido el establecimiento de diversas metodologías. Como consecuencia de ello, y a modo de ejemplo, en las Comunidades Autónomas de Asturias, Cantabria y País Vasco (Norte de España) se identifican tipologías de estuario diferentes a pesar de su proximidad (Borja *et al.*, 2004a; Borja *et al.*, 2004b; CHC, 2013; Codalli *et al.*, 2005). Esta situación pone en evidencia la necesidad de establecer una metodología unificada para toda la zona, incluso extenderla a toda Europa, ya que la gestión se realiza a escala local, nacional y europea. Si, además, dicho sistema fuera jerárquico se podrían abarcar todas las posibles escalas de gestión dentro de un mismo protocolo de clasificación.

Clasificación de estuarios a gran escala. Caso del Nordeste Atlántico Europeo

La variabilidad regional del Nordeste Atlántico europeo, anteriormente descrita, se superpone con una variabilidad a nivel de estuario. De esta forma, una posible aproximación para clasificarlos es combinando indicadores que permitan identificar, por un lado, patrones de variación geográficos, como por ejemplo la temperatura, y, por otro lado, indicadores que permitan diferenciar entre estuarios que estén incluso próximos, como, por ejemplo, el tamaño del estuario o el aporte fluvial.

Por lo tanto, los indicadores que determinan la variabilidad físico-química y biológica de los estuarios a esta escala espacial están relacionados con la latitud, los procesos oceánicos y la geología, los cuales se pueden agrupar en tres tipos de indicadores: del clima, de la hidrología y de la morfología (Bailey, 1995; Hume *et al.*, 2007; Tenore *et al.*, 2006). Las variables latitudinales se refieren principalmente a características climáticas, en términos de temperatura y precipitaciones que, como ya se han señalado anteriormente, son de gran importancia cuando se trabaja en amplias extensiones como el Nordeste Atlántico europeo (Adam, 2002; Attrill *et al.*, 2001; Engle *et al.*, 2007; Valle *et al.*, 2014). La temperatura del aire, tanto las condiciones medias como las extremas, varía de forma significativa a lo largo de esta zona, al tiempo que determina el desarrollo diferencial de las especies que colonizan el estuario (de Juan and Hewitt, 2011; Edgar *et al.*, 1999b; Engle y Summers, 1999; Rhode, 1992; Saintilan, 2009). El intermareal es un elemento fundamental del ecosistema estuarino y su extensión está directamente influenciada por la carrera de marea, de la cual dependen la duración y frecuencia de las inundaciones así como la altura de la columna de agua y la dinámica de las corrientes, entre otras características. Por consiguiente, puede afirmarse que condiciona la formación de algunos de los principales gradientes ambientales del estuario, los cuales resultan ser de gran relevancia para la distribución de las especies y para el mantenimiento de la diversidad biológica del estuario (Bertness y Ellison, 1987; Edgar y Barrett, 2002; Johnson y York, 1915; Todd *et al.*, 2010). Por otro lado, los eventos de precipitación

determinan, junto con la superficie de la cuenca de drenaje, la cantidad de agua dulce que es aportada al estuario desde los ríos y arroyos, lo cual, a su vez, influye sobre las variaciones de la salinidad, los aportes de nutrientes o la turbidez, todos ellos factores que condicionan la supervivencia de las comunidades biológicas del estuario en función de sus rangos de tolerancia y capacidad de adaptación (Attrill *et al.*, 1996; Attrill *et al.*, 2001; Azevedo *et al.*, 2008; Montagna y Kalke, 1992; Odum, 1988; Whelan *et al.*, 2003). Además, la superficie de la cuenca de drenaje depende de la geomorfología de la zona de estudio. A modo de ejemplo, en el caso de los estuarios cantábricos, las cuencas de drenaje son relativamente pequeñas debido a la proximidad de la Cordillera Cantábrica a la costa. Sin embargo, en la zona del centro de Europa se extienden amplias llanuras que permiten la formación de grandes ríos con grandes cuencas de drenaje. Tanto el aporte de agua dulce como el aporte de agua salada que recibe un estuario determinan los procesos de transporte y mezcla, de gran importancia para la dinámica y funcionamiento del sistema (Bulger *et al.*, 1993; Hume *et al.*, 2007; Whitfield *et al.*, 2012). Por último, cabe señalar que el área total del estuario es otro factor importante ya que se relaciona con los volúmenes de agua que recibe (prisma de marea, caudal fluvial) y con la extensión total de las áreas intermareales y submareales, además de la cantidad y diversidad potencial de ambientes apropiados para el establecimiento de la biota estuarina (Walker, 2001; Whelan *et al.*, 2003).

Para la identificación de tipologías ecológicas representativas de la distribución de las especies bentónicas a partir de las variables anteriormente mencionadas es necesario disponer de datos bióticos y abióticos homogéneos a lo largo del Nordeste Atlántico europeo. En el caso de Europa, existe información que se puede recopilar de publicaciones científicas y de bases de datos específicas. Sin embargo, la información biológica no está disponible y habitualmente no se basa en estrategias de muestreo comparables. Esto hace necesario el empleo de técnicas alternativas, como es el caso de la teledetección (Silvestri y Marani, 2004), que dispone de multitud de recursos con capacidad para proporcionar imágenes capturadas por sensores remotos con diferente resolución espacial, temporal y espectral. Dichas imágenes permiten la detección de características de la vegetación, y otras propiedades del sustrato y del agua, que sólo se manifiestan en regiones del espectro electromagnético que no pueden detectarse a simple vista. Con base en estas premisas, multitud de autores han desarrollado índices de vegetación (*e.g.*, el EVI o el NDVI) y de características concretas del sustrato (*e.g.*, grado de humedad) que consisten en transformaciones matemáticas de las bandas espectrales originalmente captadas por el sensor (Birth y McVey, 1968; Eastwood *et al.*, 1997; Pinty y Verstraete, 1992; Qi *et al.*, 1994; Rouse *et al.*, 1974). A partir de los resultados de dichos índices y contrastándolos con datos de campo reales es posible construir algoritmos y procedimientos capaces de discriminar zonas vegetadas e

incluso tipos de vegetación (Hurd *et al.*, 2005; Noernberg *et al.*, 2006). En definitiva, se puede afirmar que se trata de una herramienta muy potente y de gran utilidad para obtener información biológica porque a través de imágenes de satélite multi- o hiper-espectrales se puede estimar de forma sistemática y homogénea, por ejemplo, el área cubierta por la vegetación de marisma y su evolución (Civco *et al.*, 2007; Hurd *et al.*, 2005; Isacch *et al.*, 2006; McDermid *et al.*, 2005; Rokitnicki-Wojcik *et al.*, 2011; Xie *et al.*, 2008).

Clasificación de estuarios a pequeña escala.

A una escala o extensión del estudio local, los factores que determinan las diferencias biogeográficas ya no son relevantes. En este caso, las características físicas que determinan los procesos de transporte y mezcla son las que proporcionan el contexto físico que explica los procesos ecológicos más representativos de los estuarios. Dichas propiedades físicas son, principalmente, el balance hídrico entre el agua fluvial y mareal y la morfología del estuario (Dean *et al.*, 1997). Ambos factores, hidrodinámica y morfología, interactúan entre sí y condicionan aspectos físicos de gran relevancia en los estuarios como son la salinidad, la turbidez, la extensión de las áreas intermareales o la estratificación de las aguas (Hume *et al.*, 2007). Diferencias en estas propiedades se detectan incluso entre estuarios muy próximos, como el caso de los estuarios cantábricos del Norte de España.

Además, todos estos factores influyen de forma directa sobre los organismos bentónicos, que presentan una reducida o nula capacidad de desplazamiento, razón por la cual tanto la fauna como la flora bentónicas presentan unos requerimientos ambientales muy específicos para su desarrollo y asentamiento dentro del estuario. Por esta razón, se consideran unos buenos indicadores de las características ecológicas de las tipologías de estuario establecidas e, incluso, han sido propuestos en la Directiva Marco del Agua como indicadores del estado ecológico en las aguas de transición europeas. A raíz de esta directiva europea, se ha publicado un gran abanico de índices basados en la biota bentónica (García *et al.*, 2009; Pinto *et al.*, 2008). Sin embargo, la valoración del estado ecológico a partir del bentos implica el establecimiento previo de condiciones de referencia específicas, las cuales mantienen una estrecha relación con las tipologías de estuario y, a un mayor detalle, con los biotopos (unidades ambientales homogéneas) que alberga.

Debido a la extensión local del estudio, los requerimientos ambientales tan específicos de la biota bentónica exigen una caracterización de detalle de los indicadores hidrodinámicos y morfológicos representativos a esta escala. Pero, en este caso, resulta factible adquirir dicha información dada la reducida extensión del estudio, de

tal forma que se pueden obtener datos reales, como batimetrías, y es posible aplicar herramientas de modelado numérico, técnicas estadísticas y análisis de imágenes aéreas.

1.2.3. El biotopo como unidad de clasificación

A este nivel de detalle, la primera cuestión que emerge hace referencia al significado de biotopo así como a su diferenciación del concepto de hábitat, en muchos casos utilizado por la comunidad científica como sinónimo. Ambos términos se definen como el conjunto de aspectos físicos y químicos del ambiente que condicionan la distribución de la biota. Si se profundiza en esta definición se pone de manifiesto la diferencia entre hábitat y biotopo: el primero se refiere a las especies o poblaciones y el segundo a las comunidades biológicas (Kvitek *et al.*, 1999; Whittaker *et al.*, 1973). A lo largo de este trabajo se asume que tanto hábitat como biotopo son sinónimos y se ha empleado preferentemente el término de biotopo para referirse a las condiciones abióticas que condicionan la distribución de la biota en un sentido amplio. Además, de esta forma, se evitarán confusiones con el concepto de hábitat establecido a nivel europeo por la Directiva Hábitats y el sistema de clasificación EUNIS, entre otros. En estos dos casos, el hábitat se interpreta como la combinación del medio físico-químico y las características biológicas asociadas, lo cual se corresponde, en términos científicos, con el concepto de ecotopo y no con el de hábitat o biotopos.

En cuanto al reconocimiento de los biotopos que alberga el estuario, la variabilidad de procedimientos disponibles para clasificarlos es muy amplia y, generalmente, se desarrollan y aplican para un espacio geográfico muy reducido, lo cual, a su vez, dificulta su extrapolación y generalización a otras zonas. Una de las primeras metodologías publicadas es el conocido sistema de Venice, que reconoce diferentes sectores dentro del estuario en función de los valores de salinidad (Anonymous, 1958). Dicho sistema fue posteriormente modificado por Bulger *et al.* (1993), como resultado de incorporar la componente biológica para determinar los valores umbrales que definen las clases. Por otro lado, también se han desarrollado procedimientos para la identificación de biotopos de mayor complejidad y, por lo tanto, basados en un mayor número de variables. Una de las primeras clasificaciones de este tipo fue la publicada por Cowardin *et al.* (1979) para su aplicación en los estuarios estadounidenses. Se trata de una clasificación jerárquica que en su último nivel identifica biotopos a partir de las características del sustrato, de la inundación y del tipo de vegetación dominante. Tomando como referencia esta aproximación basada en criterios ecológicos, se han diseñado clasificaciones posteriores para su aplicación en dicho país a partir de indicadores muy diversos tanto naturales como antrópicos (Allee *et al.*, 2000; Dethier,

1992; Greene *et al.*, 1999; Kutcher *et al.*, 2005). De todas ellas, la que probablemente más se utiliza hoy en día es el CMECS (Coastal and Marine Ecological Classification Standard), que emplea indicadores geológicos, hidrológicos y biológicos para caracterizar el mosaico de biotopos en función de la escala de detalle (Madden *et al.*, 2010). Asimismo, en otras partes del mundo también se aplican metodologías equivalentes, como, por ejemplo, el NISB desarrollado para identificar los biotopos bentónicos intermareales y submareales de Australia (Mount *et al.*, 2007).

En el caso de Europa, se han propuesto diferentes metodologías para su aplicación a nivel local e incluso en todo el territorio europeo. Dentro de este último tipo, se incluye el sistema EUNIS (European Union Nature Information System), que emplea una gran diversidad de indicadores tanto físico-químicos como biológicos: luz, profundidad, salinidad, sustrato, geomorfología, especies dominantes, distribución de las especies a pequeña escala, etc. El amplio conjunto de indicadores que componen dicho sistema pone de manifiesto su gran complejidad, aunque hay que señalar que todavía no ha sido completado para todos los ecosistemas europeos (Davies y Moss, 2002). En concreto, en el caso de la componente marina y costera, incluidos los estuarios, el sistema de clasificación no está muy desarrollado y, por tanto, no tiene capacidad para discriminar la diversidad de biotopos existentes. Con el propósito de compensar parte de estas deficiencias, en zonas específicas de Europa, como en Irlanda e Inglaterra, se aplica un sistema de clasificación específico, el Marine Habitat Classification for Britain and Ireland (Connor *et al.*, 2004). Sin embargo, esta metodología tampoco está enfocada a identificar los biotopos estuarinos y, por tanto, no reconoce con suficiente detalle toda su diversidad. De forma análoga, en Francia se ha desarrollado la clasificación ZNIEFF-MER que, a grandes rasgos, sigue una aproximación similar (Dauvin *et al.*, 1994).

Con base en esta revisión, se puede concluir que la información utilizada para identificar los biotopos puede ser física, química o biológica, y que existen multitud de sistemas de clasificación que utilizan diferentes combinaciones de indicadores y procedimientos para integrar dicha información. Por lo tanto, la selección de la metodología más adecuada dependerá de los objetivos que se persigan con la clasificación y de la disponibilidad de datos.

En el caso de las clasificaciones enumeradas hasta ahora, todas ellas se apoyan en indicadores biológicos debido a la dificultad de establecer modelos predictivos de la biota exclusivamente a partir de las condiciones ambientales. Esto limita las potenciales aplicaciones de dichas clasificaciones, su capacidad de extrapolación espacial y temporal y su interés científico y tecnológico para diversas disciplinas. Dentro de este contexto, es importante destacar los novedosos trabajos desarrollados en Holanda para establecer una metodología que permita la clasificación de los

biotopos específicos del estuario (Bouma *et al.*, 2005). En dicho procedimiento, a partir de las características físicas que representan gradientes naturales dentro de los estuarios (salinidad, velocidad de la corriente, sustrato, etc.), se han identificado la diversidad de biotopos que componen cada uno de estos ecosistemas y se les han asignado las comunidades biológicas y especies que frecuentemente se relacionan con dichos biotopos. Se trata de una clasificación detallada basada en criterios de discriminación, siendo ésta una característica que comparte con el sistema EUNIS anteriormente mencionado.

Para abordar este tipo de clasificaciones, se asume que cada estuario contiene un mosaico de biotopos que pueden ser definidos a través de un número reducido de variables que condicionan la distribución de la biota, como la salinidad, profundidad, velocidad de la corriente, composición del sedimento y renovación del agua (Bouma *et al.*, 2005; Ysebaert *et al.*, 2002; Ysebaert *et al.*, 2003). La salinidad ha sido relacionada con las comunidades biológicas del estuario en multitud de trabajos (Anonymous, 1958; Bulger *et al.*, 1993), y está considerada como uno de los factores más importantes a la hora de estudiar los organismos estuarinos. Todas las especies están limitadas fisiológicamente a un rango de salinidad y una fluctuación concretas (Bouma *et al.*, 2005), de tal forma que los patrones de salinidad afectan a la productividad, distribución y composición de las comunidades, relaciones depredador-presa y estructura de la cadena trófica. Se puede decir, que en este sentido, la salinidad es la variable ecológica principal que controla la estructura de la comunidad y las relaciones tróficas (Myers y Ewel, 1990). No obstante, no sólo las condiciones normales de variación de la salinidad son importantes para la biota, sino también la frecuencia, duración e intensidad de los eventos extremos que afectan a dicha variable (Peñas *et al.*, 2013; Todd *et al.*, 2010). Los efectos de estos eventos extremos sobre los organismos depende, por un lado, del grado de exposición, que se relaciona estrechamente con su localización dentro del estuario y, por otro lado, de su capacidad para tolerar el estrés fisiológico generado bajo dichas condiciones, el cual reduce el crecimiento y supervivencia de las especies (Otte, 2001). Sin embargo, el factor salino por sí solo no permite explicar la complejidad ecológica de los estuarios, sino que es necesario incorporar otras variables que reflejen los diferentes gradientes de variación dentro de los mismos, como la cota de inundación o la profundidad. La cota de inundación se relaciona, en las zonas intermareales, con la duración y frecuencia de la inundación de acuerdo a las variaciones de los aportes fluviales y mareales. Las conclusiones de diversos estudios ponen en evidencia que los organismos se distribuyen según su capacidad para resistir estos períodos de inmersión-emersión (Foti *et al.*, 2012; Todd *et al.*, 2010). En cambio, en las zonas submareales dicho indicador se relaciona con la altura de la columna de agua, que condiciona, en parte, la cantidad y calidad de la luz que alcanza la superficie del sustrato y que es necesaria

para el crecimiento de los organismos fotosintéticos del bentos (Lee *et al.*, 2007). Por otro lado, la velocidad de la corriente también presenta una variabilidad espacial y temporal que puede relacionarse con la distribución de las comunidades (Greve y Binzer, 2004; Ysebaert *et al.*, 2002). Las corrientes constituyen un factor de gran relevancia para todos los organismos estuarinos, especialmente para los bentónicos por tener menor capacidad para desplazarse, puesto que de la velocidad de las corrientes depende la renovación del oxígeno y nutrientes, el reclutamiento, el mantenimiento de la posición y factores relacionados con el sustrato (estabilidad del sedimento, tamaño de grano, etc.). Concretamente, para el bentos es importante la corriente en el fondo o lo que se denomina la fuerza de fricción de fondo que es la que actúa directamente sobre ellos. Asimismo, las corrientes influyen en la distribución del sedimento en el estuario, mientras que el tipo de material sedimentario está determinado por los aportes desde las aguas continentales o marinas. Por lo tanto, la combinación de ambos, corrientes y aportes, dan lugar a una gradación en la composición del sedimento a lo largo del estuario (Kaiser *et al.*, 2005; Nybakken, 1996). Esto influye directamente sobre las comunidades bentónicas que, al estar estrechamente ligadas al sustrato, presentan patrones de variación afines a los que éste experimenta. Además, no se debe olvidar que en los estuarios no sólo se encuentran ambientes sedimentarios de fondo blando que, aunque son predominantes, en muchos casos se intercalan con sustrato rocoso que potencialmente alberga especies y comunidades totalmente diferentes a las características de fondo blando. Finalmente, la velocidad de la corriente condiciona la tasa de renovación del agua y, por tanto, la del oxígeno y nutrientes, ambos factores imprescindibles para las especies de flora y fauna que habitan el estuario. Esta variable es indicadora del grado de aislamiento de una zona, que se puede ver incrementado por causas naturales o bien de origen antrópico.

Además de la selección de los factores ambientales clave del estuario, otro aspecto a tener en cuenta es la resolución espacial y temporal de los mismos. La disponibilidad de datos varía en función del tipo de variable y de las herramientas empleadas para su caracterización, aunque suelen ser insuficientes. En el caso de variables hidrodinámicas, como la velocidad de la corriente, nivel del agua y salinidad, se dispone de herramientas de modelado numérico para simular su variabilidad con gran resolución espacial y temporal. Sin embargo, el tiempo de computación puede ser muy largo, razón por la cual se han desarrollado procedimientos de reconstrucción de series temporales largas con capacidad para reproducir dicha variabilidad. Entre dichos procedimientos se encuentra el método de reconstrucción por análogos, ampliamente utilizado en estudios climáticos para la reconstrucción de series históricas (Fernández y Saénz, 2003; Matulla *et al.*, 2008; Schenk y Zorita, 2012; Zorita y von Storch, 1999). En el caso de otras variables, como la batimetría o el tipo de sustrato, el principal desafío

es aumentar su resolución espacial. Para ello se ha desarrollado una amplia gama de técnicas de interpolación. En el caso de disponer de un elevado número de datos resulta apropiado aplicar una interpolación triangular. Sin embargo, si el número de datos es reducido y muestran una mayor variabilidad es recomendable aplicar otros algoritmos de interpolación geostadística más complejos, como son el IDW (Inverse Distance Weighted) o el *kriging*. Y, finalmente, hay otro grupo de algoritmos complejos, derivados de los anteriores, que tienen en cuenta otras variables dependientes de la variable objetivo para mejorar la predicción (Jerosch, 2013; Verfaillie *et al.*, 2006). Por lo tanto, y a modo de resumen, se concluye que el desarrollo científico actual proporciona una alta diversidad de técnicas capaces de incrementar adecuadamente la resolución espacial y/o temporal de los factores ambientales para adaptarlos a los objetivos concretos de cada estudio.

Cada uno de los factores ambientales que se han descrito anteriormente permite explicar una parte de la variabilidad espacial y temporal de las comunidades biológicas del estuario, aunque para lograr una comprensión general del ecosistema y su ecología es necesario considerar, de forma integrada, al menos esas cinco variables (Bouma *et al.*, 2005; Olenin y Durcrottoy, 2006; Ysebaert *et al.*, 2002). A este respecto, se plantean diferentes opciones de integración, siendo de destacar las basadas en criterio de experto y las basadas en análisis estadísticos. La primera de ellas emplea el conocimiento disponible acerca del comportamiento de las especies frente a diferentes variables ambientales para establecer umbrales que definen clases de respuesta de las especies. La integración de las clases de cada variable da como resultado una clasificación en tipologías homogéneas. Por otra parte, las clasificaciones obtenidas a partir de análisis estadísticos se caracterizan por un mayor grado de objetividad pero no incorporan información concreta sobre la ecología de las especies.

En este trabajo, se ha empleado la clasificación de biotopos en un sentido amplio, es decir, para referirnos a una división del medio en unidades relativamente homogéneas desde una perspectiva ecológica (Ball *et al.*, 2006; Bancroft, 2002; Mount *et al.*, 2007). Por otra parte, hay que destacar un valor añadido al sistema de clasificación jerárquico y es su capacidad para incorporar más variables, alcanzando así el mayor grado de detalle requerido en cada caso.

El establecimiento de forma explícita de las relaciones existentes entre el ambiente físico (biotopos) y las comunidades biológicas o especies (biocenosis) da lugar a lo que formalmente se denominan ecotopos (Whittaker *et al.*, 1973). A partir de los ecotopos se puede predecir la potencial distribución de las comunidades y especies en los estuarios si se conocen las características físicas del ambiente que determinan los biotopos correspondientes. Esta capacidad es equivalente a la de los modelos de “hábitat potencial” obtenidos con herramientas como MaxEnt o ENFA, entre las más

utilizadas (Frau *et al.*, 2014; Hirzel *et al.*, 2002; Philipps *et al.*, 2006; Philipps y Dudík, 2009; Philipps *et al.*, 2004). Dentro del ámbito científico, el creciente interés en esta temática ha dado lugar a un incremento progresivo de publicaciones y en el desarrollo de algoritmos y herramientas específicas (Guisan y Thuiller, 2005; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011; Thuiller, 2003). En todos los casos, y como conclusión general, se trata de modelos de gran utilidad para la interpretación ecológica del comportamiento de la especie frente a variaciones de las condiciones ambientales, al tiempo que demuestran tener una gran capacidad de predicción de la distribución de las especies bajo diferentes escenarios ambientales (Felicísimo *et al.*, 2011).

Por lo tanto, dichos ecotopos se pueden establecer atendiendo a distintos compartimentos bióticos del estuario que respondan a las variables ambientales empleadas para la identificación de los biotopos. En este sentido, los organismos bentónicos (como son los macroinvertebrados, la vegetación de marisma y las fanerógamas marinas) son apropiados debido a que, como ya se ha indicado en párrafos previos, constituyen un buen indicador ecológico dentro del estuario. Desde el punto de vista de aplicación a la gestión, resulta de gran utilidad la identificación de los ecotopos con base en especies de interés comercial, como son aquellas que constituyen los recursos marisqueros (Bidegain, 2013). En cualquier caso, uno de los factores más importante a tener en cuenta para establecer un modelo de ecotopos es la distribución espacial y temporal de los datos biológicos que, frecuentemente, se diferencian en dos tipos: datos puntuales o datos continuos (cartografiado bionómico). En función de ello, los ecotopos se pueden establecer a través de diferentes herramientas de análisis cualitativo y cuantitativo, siendo, en ambos casos, lo más adecuado utilizar técnicas de modelado estadístico, ya que proporcionan resultados robustos y una medida de la incertidumbre o bondad del ajuste. Sin embargo, la idoneidad de su aplicación es dependiente del número y tipo de datos biológicos disponibles para cada biotopo. En los últimos años, diversas investigaciones están aplicando modelos de regresión logísticos para alcanzar objetivos similares a partir de datos biológicos que muestran una gran dispersión (Ellis *et al.*, 2006; Guanche *et al.*, 2014; Thrush *et al.*, 2003; Ysebaert *et al.*, 2002). Una de las ventajas de esta metodología es su capacidad para integrar una o más variables ambientales tanto categóricas como continuas. Además, los resultados obtenidos permiten relacionar los biotopos con unas características biológicas concretas en términos probabilísticos.

1.3. Recursos y usos antrópicos

Los estuarios proporcionan, tanto directa como indirectamente, bienes y servicios únicos e indispensables para el bienestar del hombre (Atkins *et al.*, 2011; Barbier *et al.*,

2011; Basset *et al.*, 2013; Costanza *et al.*, 1997; O'Higgins *et al.*, 2010; Ryan *et al.*, 2003). Las pesquerías y recursos marisqueros asociados a los estuarios suponen una importante fuente de alimento y sustento de la economía en muchas regiones. Además, proporcionan protección frente a eventos de inundación, actúan como filtros mejorando la calidad de las aguas, tienen una elevada capacidad de retención de dióxido de carbono y, desde un punto de vista social, se trata de un lugar con un gran valor recreativo y arraigado a las costumbres de las poblaciones colindantes (Dürr *et al.*, 2011; Gedan *et al.*, 2011; McLusky y Elliott, 2006; Morrison y Francis, 2000). Entre los servicios indirectos, es de destacar su papel en el mantenimiento y funcionamiento del ecosistema marino adyacente, ya que actúa reteniendo contaminantes, como zona de cría y alimentación de especies, exportando nutrientes y materia orgánica, etc. (Birch, 2000; Lamberthe *et al.*, 2009; Lefeuvre *et al.*, 2000; Lisitzin, 1999). Dichos bienes y servicios surgen de un equilibrio dinámico y complejo en el cual los factores físicos juegan un papel principal. Muchos de ellos son relevantes para la ecología y productividad del estuario y están relacionados, de acuerdo con las definiciones analizadas, con el estado del mar y del río, así como con su interacción. Esto hace a estos espacios vulnerables a variaciones naturales de corto plazo, como son cambios en la frecuencia y duración de la inundación mareal, y de largo plazo, como son los efectos asociados al cambio climático (aumento del nivel del mar, avenidas fluviales, inundaciones originadas por tormentas, etc.) (Basset *et al.*, 2013; Day *et al.*, 2008; Feagin *et al.*, 2010; Simas *et al.*, 2001).

Por otro lado, al efecto de estas presiones naturales es necesario añadir el efecto de las presiones antrópicas (Beukema, 2002; Pont *et al.*, 2002). El cambio global que está teniendo lugar en todo el planeta, como consecuencia de las presiones de diferente naturaleza que ejerce el ser humano sobre el medio ambiente, actúa sobre los estuarios y los hace más vulnerables frente a otras alteraciones en el sistema, dificultando aún más su gestión (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010; Philippart *et al.*, 2011). Además, la elevada riqueza y diversidad de recursos de las zonas estuarinas ha fomentado el asentamiento humano en su entorno más cercano (Pinto *et al.*, 2010; Zedler y Kercher, 2005). De hecho, la mayor proporción de la población mundial se concentra en zonas costeras y, concretamente, en áreas próximas a las desembocaduras de los ríos (UNEP, 2006). Las altas densidades de población conducen, a nivel local, a la sobreexplotación de los recursos, la antropización del ambiente y la acumulación de desechos derivados de la actividad humana (Borja *et al.*, 2006; Lin *et al.*, 2006).

Esta intensificación local de las presiones antrópicas sobre los estuarios y su consiguiente degradación ha hecho necesaria la adopción de estrategias de gestión y el desarrollo de políticas para su protección y conservación (Atkins *et al.*, 2011; Borja *et*

al., 2008; Crowder y Norse, 2008; Elliott y Whitfield, 2011; Halpern *et al.*, 2007). Dichas estrategias se basan en unidades homogéneas de gestión adaptadas a la escala del estudio y establecidas a partir de un conocimiento profundo sobre los aspectos estructurales y funcionales de estos ambientes (Ducrotoy, 2010; Gregr *et al.*, 2012; Wiens, 2000). No obstante, la complejidad y variabilidad inherentes a los estuarios hace que esta tarea de clasificación sea, como ya se ha dicho anteriormente, un verdadero desafío científico, partiendo del hecho de que sólo cuando se disponga de una definición consensuada y de un sistema clasificación homogéneo se alcanzará el punto en el que “realmente conocemos lo que es un estuario” (Perillo, 1995).

Las clasificaciones de los estuarios descritas hasta ahora pueden interpretarse como mapas temáticos compuestos por unidades homogéneas, lo cual las hace, por tanto, susceptibles de ser empleadas como herramientas de gestión. No obstante, es importante señalar que su idoneidad y robustez para aplicarse a los diferentes aspectos de la gestión dependen de cuatro atributos contemplados en un sistema jerárquico. Dichos atributos son: 1) la extensión espacial de la clasificación; 2) la resolución espacial (enfoque); 3) la resolución temporal; y 3) la resolución temática (número de clases) (Castilla *et al.*, 2009; Fassnacht *et al.*, 2006; Kendall y Miller, 2008; Pittman *et al.*, 2011). Todos ellos son abordados a través de un sistema de clasificación jerárquico con capacidad para llegar a delimitar el “biotopo potencial” de una especie o asociación a partir de los factores abióticos. Con esta aproximación es posible llegar a realizar predicciones para escenarios pasados y futuros de los que se conoce la evolución de las características físicas y, por tanto, se puede estimar la evolución de las comunidades biológicas relacionadas en el marco del sistema de clasificación (Roff *et al.*, 2003). Esto resulta especialmente interesante para trabajos vinculados a estudios de impacto ambiental, de cambio climático, de restauración, de establecimiento de condiciones de referencia biológicas, gestión integrada, aplicación de la legislación ambiental, sostenibilidad... (Laurelle *et al.*, 2010; Pittman *et al.*, 2011).

Motivado por sus cualidades y potencial aplicación a la gestión, este tipo de clasificaciones ha experimentado un fuerte impulso a nivel mundial, de acuerdo con la revisión previamente realizada. En el ámbito de la Unión Europea, se han elaborado diferentes aproximaciones de clasificación para la gestión de la conservación de los distintos mares regionales (OSPAR, HELCOM, MED POL, etc.)¹, así como para la implementación de normativas referentes a la protección y mejora de los sistemas acuáticos (Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE)) y de los hábitats y especies (Directiva

¹ OSPAR es la Comisión para la protección del ambiente marino en el Nordeste Atlántico; HELCOM es la Comisión de Helsinki para la protección ambiental del mar Báltico; MED POL es el Programa para la valoración y control de la contaminación del mar Mediterráneo.

Habitats (Directiva 92/46/CEE), Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE)). A pesar de que la escala de estudio es semejante en todos los casos, cada aproximación establece sus propios criterios de clasificación, dando lugar a unidades de gestión diferentes para un mismo ámbito geográfico y no siempre representativas de la variabilidad existente a la escala del estudio (Borja *et al.*, 2004a; Bouma *et al.*, 2005; Codalli *et al.*, 2005; Davies y Moss, 2002). Un ejemplo de esta forma de proceder es la inclusión de todos los estuarios del Nordeste Atlántico en una única tipología (NEA11) (Carletti y Heiskanen, 2009), lo que implicaría que, por ejemplo, en todos ellos se deberían aplicar las mismas condiciones de referencia para la valoración del estado ecológico. Sin embargo, esta asunción no es apoyada por la comunidad científica, ya que se reconoce la existencia de diferentes tipologías de estuario y, por lo tanto, de diferentes condiciones de referencia.

Todos estos argumentos y evidencias justifican la necesidad de definir, de una manera objetiva, precisa y estandarizada, metodologías y procedimientos para clasificar a distintas escalas los estuarios del Nordeste Atlántico europeo, espacio en el que confluyen condiciones muy diversas a lo largo de un gradiente latitudinal considerable. En este sentido, obtener una clasificación jerárquica constituye un importante reto, dada la magnitud de la tarea y la complejidad vinculada a los sistemas estuarinos, de gran relevancia para el avance de la ciencia y la gestión de estos ambientes, especialmente para una gestión capaz de integrar varias normas legales vigentes en un mismo período de tiempo.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis es desarrollar una metodología jerárquica que permita clasificar los estuarios a diferentes escalas espaciales, desde un ámbito europeo hasta los biotopos que alberga un mismo sistema estuarino, a partir de las principales variables abióticas que determinan la distribución de la fauna y flora que colonizan estos ambientes.

Este objetivo general se puede desglosar en los siguientes objetivos específicos en función de la escala espacial considerada:

- A. Escala del Nordeste Atlántico europeo: el principal objetivo a esta escala es desarrollar una metodología para clasificar los estuarios del Nordeste Atlántico europeo que permita establecer tipologías representativas de los patrones de distribución espacial de las especies. Los objetivos específicos de este apartado son:
 - Desarrollar un procedimiento que permita la clasificación de los estuarios localizados en la costa del Nordeste Atlántico europeo con base en aquellas características abióticas que son relevantes para el

funcionamiento del ecosistema y para la distribución de las especies a una escala biogeográfica.

- Evaluar si los atributos físicos empleados para la clasificación de los estuarios permiten reconocer patrones biogeográficos equivalentes de distribución de las especies y caracterizar las tipologías ecológicas representativas del Nordeste Atlántico europeo.

B. Escala local: en este caso, se pretende desarrollar un sistema de clasificación de los estuarios en tipologías representativas de la distribución de la biota bentónica a escala local dentro del Nordeste Atlántico europeo, entendiendo por ello una región o subregión de dicho ámbito geográfico. De una forma más concreta, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Desarrollar un procedimiento metodológico para clasificar los estuarios incluidos en la subregión B.2 del Nordeste Atlántico europeo, a partir de indicadores hidrológicos y morfológicos, cuya especificidad y representatividad de las principales dinámicas funcionales de dichos sistemas permitan reconocer y discriminar las posibles diferencias desde un punto de vista ecológico.
- Establecer las relaciones existentes entre las diferentes tipologías hidro-morfológicas y la composición y estructura biológicas, con el fin último de validar dichas tipologías, utilizando, como caso de estudio, las comunidades intermareales de macroinvertebrados bentónicos y la vegetación macrofítica.

C. Escala de estuario: a esta escala, se plantea como objetivo el desarrollo de metodologías y modelos para identificar y caracterizar los biotopos del estuario, a diferentes escalas espaciales, así como los ecotopos correspondientes, en relación con la fauna y flora bentónicas. A este respecto, se han identificado tres grandes objetivos específicos:

- Establecer un procedimiento metodológico que incorpore la variabilidad espacial y temporal de la salinidad para zonificar el estuario en tipos salinos representativos de las condiciones medias y extremas que influyen sobre la ecología de los estuarios incluidos en la región del Nordeste Atlántico europeo.
- Establecer y caracterizar, a diferentes escalas espaciales, los biotopos de los sistemas estuarinos localizados en la costa del Nordeste Atlántico europeo a través de un procedimiento metodológico con una

estructura jerárquica, en la que se incorpore información sobre las variables abióticas que condicionan la distribución de las comunidades bentónicas en función de la escala.

- Caracterizar la distribución espacial de los grupos biológicos más representativos del bentos en función de las variables abióticas incluidas en el sistema de clasificación de biotopos, mediante la valoración de la respuesta de estas especies a dichos gradientes ambientales y la identificación de patrones de respuesta específicos.
- Contrastar los biotopos con la distribución de la biota bentónica para establecer modelos predictivos de su distribución potencial y, en algunos casos, también del grado de asentamiento y desarrollo de la especie, utilizando dicha información como base para la definición de los ecotopos correspondientes.
- Evaluar el ajuste de los modelos predictivos de la distribución potencial de las especies en función del nivel de detalle de los biotopos y selección del nivel que permite optimizar el esfuerzo de caracterización ambiental y la capacidad predictiva.

CAPÍTULO 3

CLASIFICACIÓN DE LOS ESTUARIOS DEL NORDESTE ATLÁNTICO EUROPEO

En este capítulo se aborda el primer nivel de un sistema de clasificación jerárquico de los ambientes estuarinos, en el cual se analiza la variabilidad existente a la escala del continente europeo. Para ello, se plantea como objetivo general desarrollar una metodología para clasificar estuarios a gran escala espacial, concretamente, aquellos localizados en la costa del Nordeste Atlántico europeo (NEA), y establecer tipologías representativas de los patrones de distribución espacial de las especies. El desarrollo de esta tarea se fundamenta en la hipótesis de que las características abióticas del medio determinan el funcionamiento del ecosistema y la distribución de las especies y, por tanto, pueden utilizarse como predictoras de las características bióticas del mismo. En este contexto, la selección de las variables ambientales más representativas está condicionada por la escala de estudio. En el amplio gradiente latitudinal asociado a Europa no sólo se reconocen diferencias climáticas sino también en la morfología e hidrología propia de cada estuario, siendo necesario integrar dicha información para alcanzar una clasificación en tipologías ecológicas. Por lo tanto, se asume que dichas tipologías ecológicas son capaces de describir patrones biogeográficos y características

biológicas de los estuarios, de tal forma que constituyen herramientas predictoras de gran utilidad para la gestión e investigación.

Para corroborar esta hipótesis se requiere información biológica homogénea dentro de toda la zona de estudio. En aquellos casos en que no se dispone de bases de datos que cumplan dichos requisitos, es necesario utilizar técnicas alternativas, como la teledetección, para construir modelos con capacidad para predecir la distribución de la biota, incluso a nivel de especie (Civco *et al.*, 2007; Isacch *et al.*, 2006; Knudby *et al.*, 2010; Zhan *et al.*, 2011).

3.1. Ámbito de aplicación

El sistema de clasificación de los estuarios a escala europea se ha desarrollado para su aplicación en la región del Nordeste Atlántico europeo, que incluye las costas de España (ES), Portugal (PT), Francia (FR), Reino Unido (UK), Irlanda (IR), Bélgica (BE), Holanda (NL), Alemania (GE), Dinamarca (DE), Suecia (SE) y Noruega (NO) (Figura 3.1). Para ello se han tenido en cuenta un total de 161 estuarios distribuidos a lo largo de la zona de estudio: 30 estuarios en ES; 11 en PT; 40 en FR; 49 en UK; 26 en IR; 3 en BE y NL; 2 en GE. En el Anejo 1 (Figura 1, Tabla 1) se especifican los estuarios seleccionados de cada país así como su localización espacial.

Toda esta región se caracteriza por albergar diferentes climas en función de la latitud, desde el clima templado hasta el polar. De acuerdo con la clasificación de los climas establecida por Köppen (Essenwanger, 2001), se detecta la presencia de tres tipologías: Clima Mediterráneo (Portugal, Sur y Centro de España), Clima de Tundra (Noruega) y Clima Oceánico (el resto de costas de la zona de estudio). Asimismo, la geología, la morfología de la costa o las características del agua en el Océano Atlántico son también muy variables. De acuerdo con la clasificación en biotipos llevada a cabo por Ramos *et al.* (2012), la temperatura, la radiación, la salinidad, la carrera de marea y el oleaje son los principales factores que determinan la ecología de los sistemas costeros a dicha escala. En cuanto a la geomorfología del continente europeo, es de destacar la combinación de grandes llanuras, que abarcan la mayor parte del territorio, y de sistemas montañosos distribuidos por el continente, lo cual condiciona el tipo de sistemas fluviales que se desarrollan y desembocan en el océano Atlántico. Los grandes ríos europeos, como son el Loira, Sena, Rhin y Elba, atraviesan la gran llanura europea, dando lugar en su desembocadura a importantes estuarios con altos aportes fluviales (Figura 3.1). Otros ríos destacados, aunque de menor entidad, son el Tajo y el Guadiana, que atraviesan la meseta central de la Península Ibérica; el Támesis, en Reino Unido; y el Shannon, en Irlanda. Por el contrario, los ríos más pequeños se

localizan prioritariamente en Irlanda, en la Península de la Bretaña francesa y en el norte de España. Además, en la costa cantábrica dichos ríos se caracterizan también por ser torrenciales, ya que nacen en zonas elevadas de la Cordillera Cantábrica a poca distancia del mar.

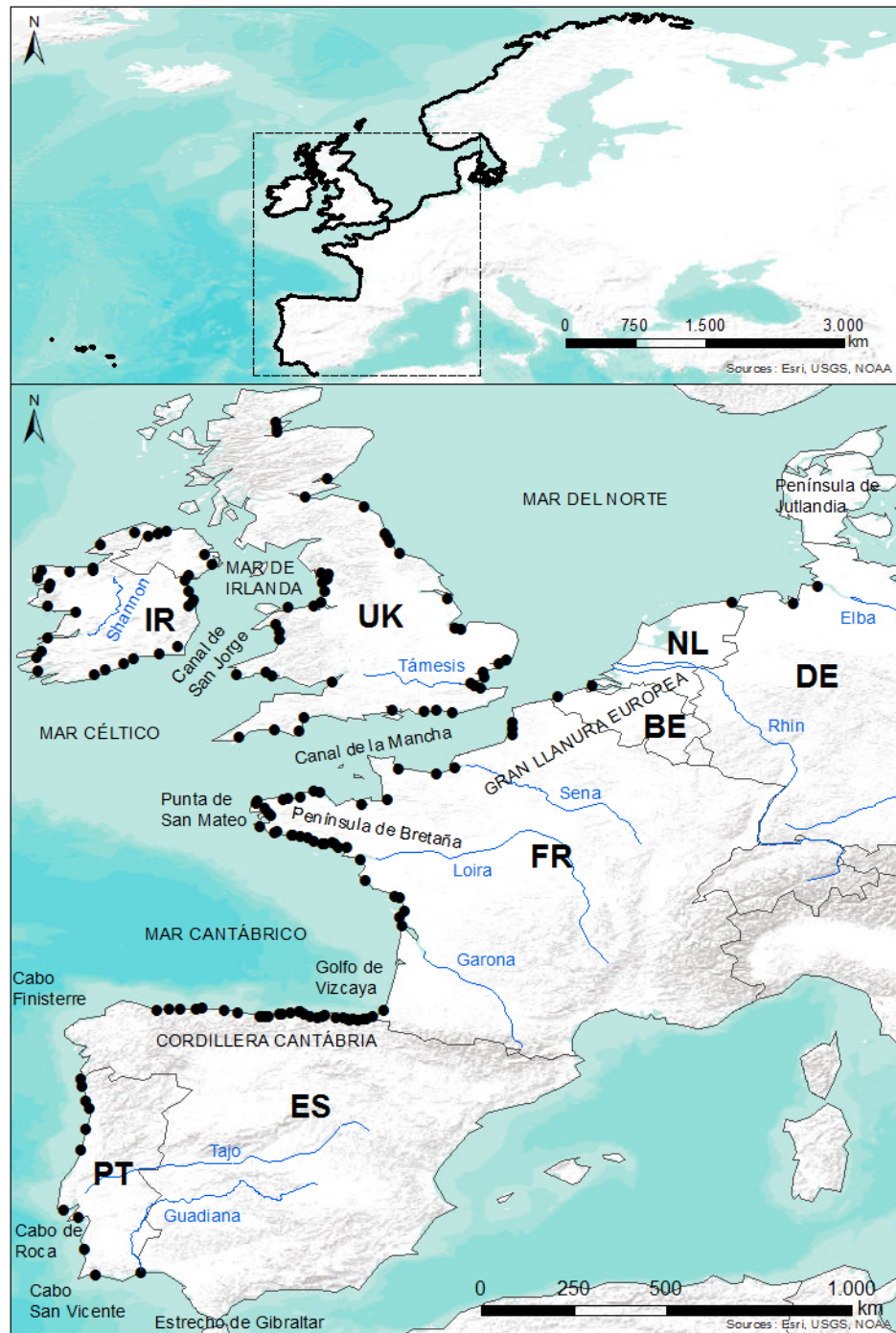


Figura 3.1. Zona de estudio: línea de costa del Nordeste Atlántico europeo (arriba) y localización de los estuarios (abajo).

Por otro lado, en todos los estuarios del Nordeste Atlántico europeo se desarrolla vegetación de marisma, aunque en las zonas más nórdicas forman praderas dispersas de pequeña extensión (Dijkema *et al.*, 1984). Asimismo, existe una amplia diversidad de especies y estructura de las comunidades a lo largo de dicho gradiente. En general, la vegetación de marisma del norte, influenciada por una corta estación de crecimiento y bajas temperaturas, se caracteriza por albergar pocas especies que dan lugar a una estructura relativamente simple (Boorman, 2003). En cambio, las praderas localizadas más al sur muestran una mayor riqueza de especies y comunidades y se caracterizan por una estación de crecimiento más prolongada, aunque en algunos casos el crecimiento se puede ver restringido por períodos de sequía. En cuanto a la productividad, la vegetación de marisma constituye uno de los ecosistemas más productivos de la tierra a pesar de no ser de los más diversos. Entre las especies más productivas de Europa cabe destacar las pertenecientes al género *Spartina* (*S. marítima*, *S. ánglica*, *S. townsendii*, *S. alterniflora* y *S. densiflora*, algunas de ellas no nativas), que además muestran un amplio rango de distribución dentro de la zona de estudio. El resto de especies muestran una productividad muy variable, lo cual dificulta establecer patrones generales. No obstante, se observa una tendencia en la que las mayores productividades se dan en Portugal y las menores en Reino Unido, ocupando una posición intermedia Francia y Holanda (Boorman, 2003).

Los estuarios también son un ecosistema clave para el ciclo de vida de un gran número de peces, actuando como zona de cría, alimentación, reproducción, refugio o migración. Una alta diversidad taxonómica y de grupos tróficos y funcionales ha sido detectada en los estuarios europeos (Elliott y Dewailly, 1995). En general, dominan especies que muestran preferencia por el sustrato blando, que se alimentan de invertebrados y pequeños peces y que son ovíparos. Además, la mayor parte de los estuarios se caracterizan por una baja proporción de especies de agua dulce y una alta proporción de especies bentónicas.

En último lugar, es importante señalar que en Europa hay también una fuerte actividad socio-económica que genera diversas presiones e impactos sobre el litoral y, específicamente, sobre los estuarios. Las alteraciones hidrodinámicas y morfológicas y la contaminación son las principales presiones que afectan a las características ecológicas de los estuarios incluidos en la zona de estudio. Ninguno de ellos se conserva en condiciones prístinas, aunque algunos de ellos están en un buen estado de conservación, según la Directiva Hábitat (DH, Directiva 92/43/CEE), y ecológico, según la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE).

3.2. Material y métodos

El establecimiento de tipologías ecológicas de estuario requirió, en primer lugar, una clasificación basada en aquellas características físicas y químicas que determinan la ecología de los estuarios a escala europea y, en segundo lugar, el contraste de dichas tipologías con la distribución de la biota utilizando, en este caso, la composición y distribución de peces y vegetación de marisma como comunidades representativas de la ecología del estuario, previamente caracterizadas en la zona de estudio (Figura 3.2).

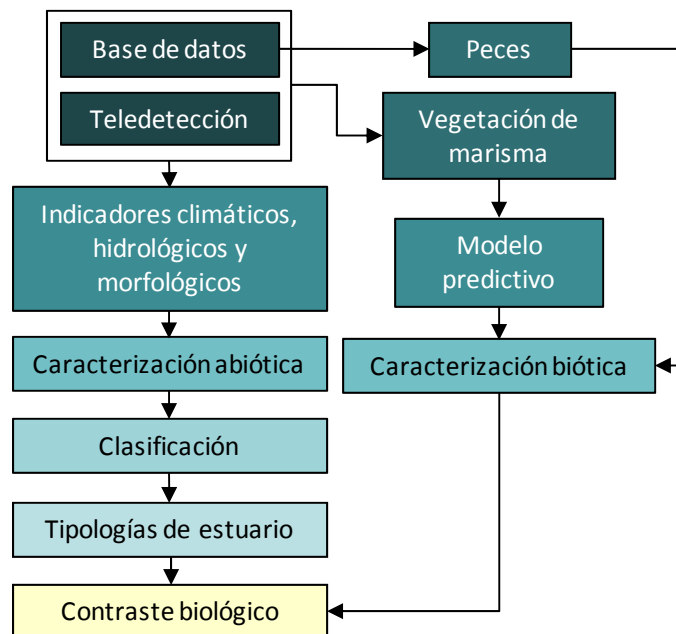


Figura 3.2. Esquema de la metodología para clasificar los estuarios del Nordeste Atlántico europeo en tipologías ecológicas.

En los siguientes apartados se describe el procedimiento seguido y las metodologías aplicadas en cada caso.

3.2.1. Descriptores físicos

Para la caracterización de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo se seleccionaron indicadores de las condiciones climáticas, hidrológicas y morfológicas, con base en su potencial influencia sobre la distribución de la vegetación estuarina a gran escala espacial. En total se establecieron siete descriptores ambientales pertenecientes a estos tres tipos de indicadores (Tabla 1 del Anejo 1):

- Indicadores climáticos: la temperatura del aire.
- Indicadores hidrológicos: la exposición al oleaje, la carrera de marea y el aporte fluvial.
- Indicadores morfológicos: el área del estuario, la proporción de superficie intermareal y el área de la cuenca de drenaje.

Otros indicadores relevantes para la biota, especialmente aquellos relacionados con la hidrología, como son el prisma de marea o la calidad del agua, no se han incluido para clasificar los estuarios de la zona de estudio debido a que no se dispone de información homogénea a dicha escala geográfica.

3.2.1.1. Indicadores climáticos

El único indicador climático considerado en la metodología fue la temperatura del aire, cuya caracterización a lo largo de la costa del Nordeste Atlántico europeo se realizó a partir de tres variables que permiten reflejar las condiciones medias y extremas:

- Temperatura media: se calculó como la temperatura media interanual de las temperaturas medias diarias en la zona de estudio.
- Temperatura mínima: se calculó como la temperatura correspondiente al percentil del 5% de la función de distribución de las temperaturas mínimas diarias en la zona de estudio.
- Temperatura máxima: se calculó como la temperatura correspondiente al percentil del 95% de la función de distribución de las temperaturas máximas diarias en la zona de estudio.

La información relativa a la temperatura del aire para cada estuario fue obtenida de la base de datos EOBS (ENSEMBLES daily observational) (Haylock *et al.*, 2008). Esta base de datos proporciona información sobre la temperatura del aire media, mínima y máxima diaria desde 1950 hasta 2009 en una malla que cubre toda la superficie de Europa (<http://eca.knmi.nl/download/ensembles/download.php#datafiles>) (Figura 3.3). A cada estuario se le asignó la estación de cálculo de la malla que estaba más próxima y para la cual se disponía de la serie temporal de temperaturas diarias.

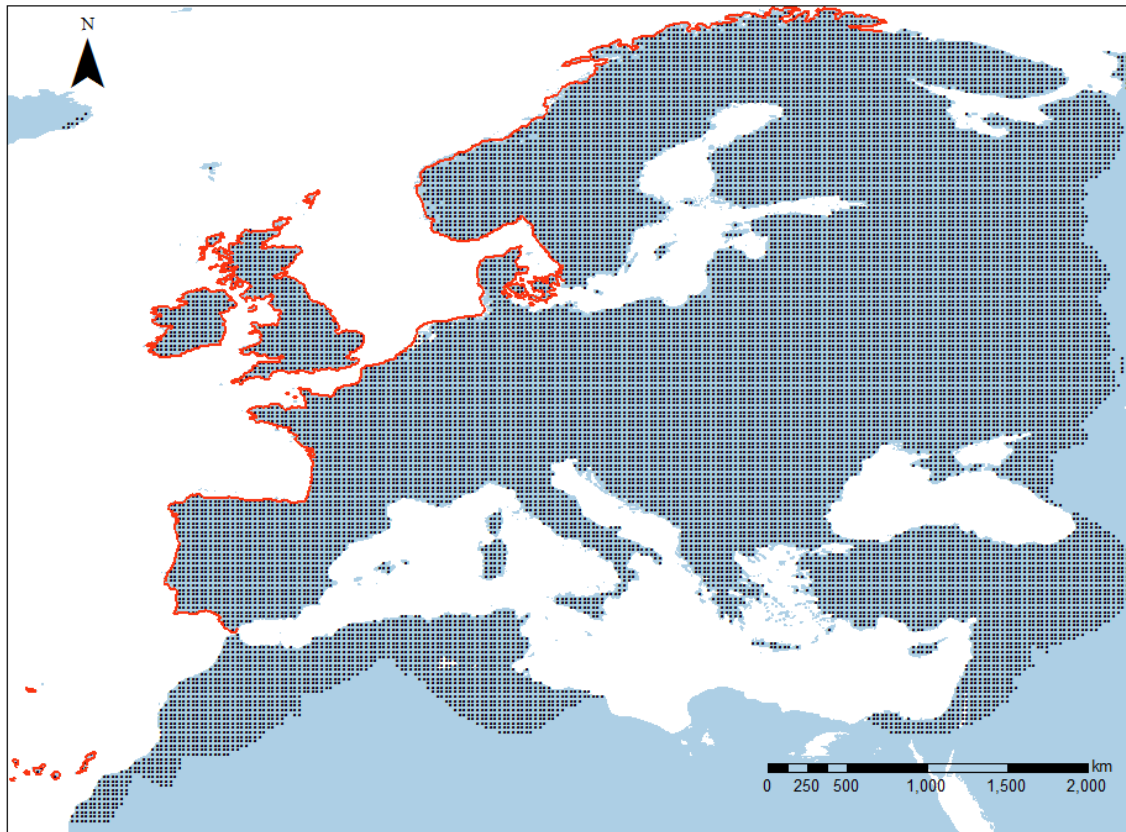


Figura 3.3. Localización de las estaciones de cálculo en la base de datos EOBS (malla regular con un espaciado de 0.25°) y línea de costa del Noroeste Atlántico europeo (en rojo).

3.2.1.2. Indicadores hidrológicos

Una de las variables seleccionadas como indicador hidrológico fue la exposición de cada estuario al oleaje, que se estimó a partir de la altura de ola significativa² registrada por cinco satélites: TOPEX, TOPEX 2, Jason, Envisat y Geosat Follow-on (GFO) (Ramos *et al.*, 2012). El cálculo se realizó con una resolución espacial de $1^\circ \times 1.5^\circ$ en la cuenca del océano Atlántico y con una resolución temporal mensual (valor medio mensual) desde 1992 hasta 2009. La altura de ola se expresó como la altura media anual de ola significativa. A cada estuario se le asignó el valor del punto de cálculo de los tramos costeros establecidos por Ramos *et al.* (2012) que se encontraba más cercano a la bocana.

Otras dos variables incluidas dentro de este grupo fueron la carrera de marea máxima y el caudal medio anual del río. Para cada estuario de la zona de estudio se recopiló información homogénea sobre ambas a partir de la colaboración de expertos

² La altura de ola significativa ($H_{1/3}$ ó H_s) es la media aritmética de la tercera parte de las olas más altas registradas en el período de observación (por ejemplo, un año).

nacionales (representantes de los Estados miembros de la Unión Europea en el NEA GIG de vegetación) y de la literatura científica publicada (Codalli *et al.*, 2005; Galvan *et al.*, 2010; GESHA, 2005a; González *et al.*, 2004; Nicolas *et al.*, 2010; Talke *et al.*, 2009;).

3.2.1.3. Indicadores morfológicos

Como indicadores morfológicos se seleccionaron tres variables, concretamente, el área total del estuario, el área de la cuenca de drenaje y la proporción (%) de superficie intermareal con respecto al área total del estuario. Ésta última variable se valoró de forma semicuantativa asignando cada estuario a una de las siguientes cinco clases:

- 1) 0-20% de superficie intermareal con respecto al área total del estuario.
- 2) 20-40% de superficie intermareal con respecto al área total del estuario
- 3) 40-60% de superficie intermareal con respecto al área total del estuario.
- 4) 60-80% de superficie intermareal con respecto al área total del estuario.
- 5) 80-100% de superficie intermareal con respecto al área total del estuario.

La información relativa a estas tres variables se obtuvo utilizando las mismas fuentes que con la carrera de marea y el caudal del río.

3.2.2. *Procedimientos de clasificación*

Con base en las variables físicas anteriormente descritas, se aplicaron tres aproximaciones para la clasificación física de los estuarios utilizando diferentes procedimientos metodológicos: 1) método de clasificación basado en el criterio de experto; 2) método de clasificación multivariante basado en técnicas estadísticas de agregación jerárquica; y 3) método de clasificación multivariante basado en redes neuronales (Tabla 3.1). Para cada procedimiento se seleccionó un conjunto de variables diferente utilizando el criterio de experto, en el caso del árbol de decisión, y a través de un análisis de correlación, en el caso de las clasificaciones estadísticas.

PROCEDIMIENTO	SELECCIÓN DE VARIABLES	VARIABLES SELECCIONADAS	TÉCNICA DE CLASIFICACIÓN
1. Árbol de decisión	Criterio de experto	- Caudal del río y/o área de la cuenca. - Superficie intermareal. - Tª del aire media, mínima y/o máxima.	Umbrales
2. Agregación jerárquica	Correlación	- Caudal del río. - Área del estuario. - Carrera de marea. - Superficie intermareal. - Tª del aire media.	Análisis de conglomerados jerárquico
3. Redes neuronales		- Tª del aire media. - Altura de ola significativa.	SOM + K-medias

Tabla 3.1. Aproximaciones metodológicas para la clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo a partir de sus características físicas.

3.2.2.1. Clasificación basada en un árbol de decisión

La clasificación de los estuarios se llevó a cabo a través de un árbol de decisión en el que se consideran cuatro variables ambientales, seleccionadas con criterio de experto por su relevancia para la distribución de la biota estuarina: el área de la cuenca de drenaje, el caudal del río, la superficie intermareal y la temperatura del aire, si bien esta última se desglosó, a su vez, en temperatura media, mínima y máxima (Saintilan, 2009; Smith y Duke, 1987;) (Figura 3.4). Las cuatro variables se ordenan de forma secuencial en los tres niveles que constituyen el sistema de clasificación y, para cada una de ellas, se propusieron los valores umbrales que determinan las diferentes tipologías de estuario. Dichos umbrales se establecieron desde una perspectiva ecológica basada en la caracterización ambiental previamente realizada y en el criterio de experto.

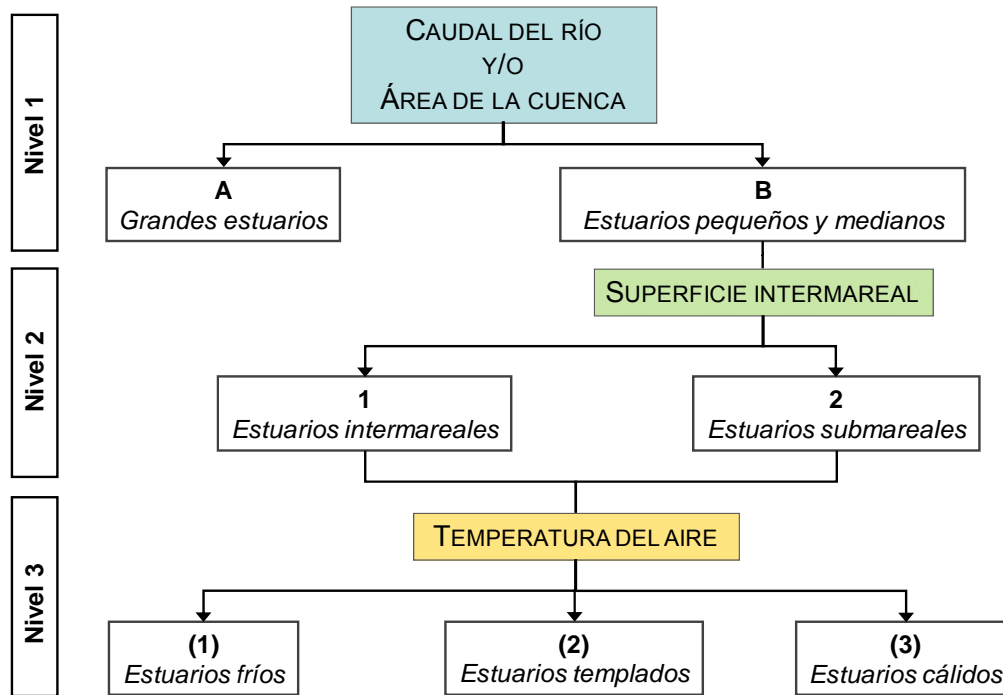


Figura 3.4. Sistema de clasificación basado en un árbol de decisión.

3.2.2.2. Clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica

La clasificación basada en un análisis de conglomerados jerárquico se realizó a partir de un conjunto de variables ambientales previamente seleccionadas con el objetivo de evitar información redundante. Para ello, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre las nueve variables ambientales anteriormente descritas, ya que no se ajustaban a una distribución normal, y se descartaron aquellas con un valor de correlación mayor o igual a 0.80. Todas las variables analizadas presentaban una distribución continua, excepto la proporción de superficie intermareal que era una variable ordinal. En dicho caso, y para todos los análisis posteriores, se asumió que cada clase se correspondía con el valor medio del rango que abarcaba (*i.e.*, clase 1: 10%; clase 2: 30%; clase 3: 50%; clase 4: 70%; clase 5: 90%).

Una vez seleccionadas las variables ambientales apropiadas, y con el propósito de establecer agrupaciones de estuarios en función de sus características físicas, se aplicó un análisis jerárquico de conglomerados (CLUSTER) basado en el método de Ward o algoritmo de enlace por mínima varianza (Clarke, 1993; Ward, 1963). Dicho método es ampliamente utilizado en estudios de clasificación de variables ambientales y considera como distancia entre dos grupos el menor incremento de la varianza residual. Como paso previo a este análisis de clúster, se normalizaron todas las

variables mediante una transformación lineal que escaló los valores para que su varianza fuera igual a 1:

$$Y = (X - \mu)/\sigma$$

donde “Y” es el valor de la variable transformada, “X” es el valor de la variable, “μ” es la media y “σ” es la desviación típica.

Posteriormente, se calculó la matriz de distancias euclídeas, que es una métrica apropiada para variables ambientales cuantitativas. Los resultados del análisis clúster se representaron gráficamente en un dendrograma. Para identificar el número óptimo de grupos se estimaron las distancias euclídeas a las cuales se dividía el dendrograma en un número de grupos progresivamente mayor, hasta un máximo de 10 grupos, y se seleccionaron aquellas particiones que se correspondían con una mayor diferencia de distancia en el dendrograma. Finalmente, se representó la distribución espacial de los estuarios pertenecientes a cada grupo o tipología y, con base en ello, se llevó a cabo una comparación cualitativa.

Todos los cálculos y análisis descritos se realizaron con Matlab 2011a (funciones *corr*, *linkage*, *cluster* y *dendrogram*).

3.2.2.3. Clasificación basada en redes neuronales

La clasificación basada en técnicas de redes neuronales (ANN, *Artificial Neural Networks*) se llevó a cabo a través de la combinación de mapas auto-organizados (SOM, *Self-Organizing Map*), los cuales siguen un procedimiento de aprendizaje no supervisado (Kohonen, 1982; Kohonen, 2001), y del análisis de agregación no jerárquico k-medias (Hastie *et al.*, 2001).

A partir de las variables ambientales seleccionadas en el apartado anterior y normalizadas a una escala fija (de 0 a 1), se aplicó el método SOM con el objeto de identificar patrones de variación espacial en las características físicas de los estuarios e identificar clases. SOM es una metodología de análisis multivariante que proporciona como resultado una ordenación 2D no lineal de los datos en un número limitado de grupos, de tal forma que a mayor proximidad espacial entre los grupos mayor similitud muestran entre sí. Como número óptimo de unidades de mapa del SOM se consideró aquel que generaba un menor error de cuantificación y topográfico (valor medio de 10 iteraciones) en torno al valor inicial de 63 unidades de mapa calculado con la fórmula $5\sqrt{n}$, donde n es el número de muestras (Park *et al.*, 2004; Vesanto *et al.*, 2000).

Dado que como resultado del análisis SOM se obtuvieron un elevado número de clases, se aplicó el método k-medias sobre los resultados obtenidos en dicho análisis con el objeto de clasificar los estuarios en un número reducido de tipologías. El número óptimo de grupos se estableció a través de los índices de Davies-Bouldin (valor promedio de 100 iteraciones) (Davies y Bouldin, 1979) y de Dunn (Dunn, 1973) para diferentes particiones (Pakhira *et al.*, 2004). El número óptimo de grupos fue aquel donde el índice de Davies-Boulin alcanzó el primer mínimo local y donde el índice de Dunn alcanzó el primer máximo local.

Los análisis SOM y k-medias, así como la aplicación del índice Davies-Bouldin, se llevaron a cabo con la herramienta “SOM toolbox” (Vesanto *et al.*, 1999) para Matlab (Mathworks, 2001), desarrollada por el Centro de Investigación en Redes Neuronales de la Universidad de Tecnologías de Helsinki. Asimismo, los programas enmarcados en la herramienta “Clustering Toolbox” de Matlab se aplicaron para el cálculo del índice de Dunn (Janos Abonyi, 2005). Ambas herramientas son de libre acceso y se encuentran disponibles en “<http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox>” y “<http://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/>”, respectivamente.

3.2.3. Contraste biológico

El contraste entre la ecología del estuario y las tipologías se llevó a cabo considerando dos comunidades biológicas diferentes: la fauna piscícola y la vegetación de marisma.

Para el estudio de la fauna piscícola se utilizaron bases de datos disponibles sobre su distribución espacial en la zona de estudio. Sin embargo, en el caso de la vegetación de marisma, al no disponerse de bases de datos homogéneas a gran escala, fue necesario realizar una tarea previa al contraste biológico; concretamente, se construyó un modelo predictivo de su distribución en el Nordeste Atlántico europeo a partir de datos de teledetección. En función del grado de ajuste de dicho modelo se valoró la necesidad de incrementar la fiabilidad del modelo en trabajos posteriores frente a la posibilidad de utilizar sus resultados para llevar a cabo el contraste biológico de las tipologías de estuario.

3.2.3.1. Fauna piscícola

La información relativa a la ictiofauna en la zona de estudio se obtuvo de Nicolas *et al.* (2010) (datos de presencia/ausencia). En dicho estudio se cuenta con datos de la composición y riqueza específica en 81 estuarios. La riqueza está estandarizada según la superficie de muestreo, de acuerdo con la siguiente expresión:

$$SR / \ln(S)$$

siendo 'SR' el número de especies y 'S' la superficie de muestreo en m².

A su vez, S se calcula bajo dos supuestos: 1) considerando los datos obtenidos con dos tipos de artes de pesca, *beach seine* y *beam trawl* (Riqueza); 2) considerando los datos obtenidos sólo con un arte de pesca, *beam trawl* (Riqueza BT) (disponible sólo en 45 estuarios).

Con el propósito de identificar las principales variables abióticas que se relacionaban con los patrones de distribución espacial de la riqueza se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman, tras comprobar que las variables no se ajustaban a una distribución normal, y se identificaron aquellas con un valor de correlación mayor que 0.30. Dicho análisis se realizó con los dos tipos de riqueza anteriormente descritos (Riqueza y Riqueza BT).

Asimismo, para establecer diferencias en cuanto a la riqueza específica (Riqueza) entre las tipologías de estuario obtenidas con los tres sistemas de clasificación se aplicó, tras comprobar la normalidad de los datos, un análisis ANOVA y la prueba *post-hoc* de la diferencia honestamente significativa de Tukey (HSD de Tukey). Dicho contraste *post-hoc* permitió realizar comparaciones múltiples por parejas, que identificaba medias de grupo significativamente diferentes por pareja, así como una prueba de rango, que identificaba subconjuntos homogéneos de medias que no se diferenciaban entre sí. En todos los casos se consideró un nivel de significación de 0.05. De forma complementaria se representó mediante un diagrama de cajas la riqueza específica (Riqueza y Riqueza BT) y su variabilidad en cada tipología: media, mediana, percentiles del 25 (q1) y del 75 (q3), valores extremos (calculados como $q1 - 1.5 * (q3 - q1)$ y como $q3 + 1.5 * (q3 - q1)$) y *outliers*.

Por otro lado, se analizaron las principales variables abióticas que condicionaban la distribución espacial de las comunidades de peces y las tipologías de estuario que permitían explicar dichos patrones de distribución. Para ello se llevaron a cabo análisis multivariantes con los datos de la composición específica de peces. Concretamente, se aplicaron un análisis de agregación jerárquica de conglomerados (CLUSTER) y un análisis MDS (Muti-Dimensional Scaling) sobre la matriz de similaridad genereada con el índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Además, se calculó la correlación de Spearman entre las variables abióticas y los ejes del MDS (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001). Asimismo, se representó la distribución de las diferentes tipologías de estuario en función de los ejes de ordenación del MDS y de la agrupación clúster.

El análisis de correlación de Spearman y las pruebas paramétricas ANOVA y Tukey se llevaron a cabo con el programa IBM SPSS Statistics 21, mientras que los análisis multivariantes se llevaron a cabo con el programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006).

3.2.3.2. Vegetación de marisma

Para la caracterización de la distribución espacial de la vegetación de marisma, y de manera específica del género *Spartina*, se desarrolló un procedimiento homogéneo y sistematizado basado en modelos predictivos construidos con datos de teledetección, que constituyen una herramienta muy potente para la identificación de vegetación con alta resolución y en amplias regiones (Figura 3.5). Para su desarrollo se utilizaron, básicamente, imágenes de satélite y datos de campo en 11 estuarios de diferentes tipologías: San Vicente de la Barquera, Ría de Mogro, Bahía de Santander y Marismas de Santoña en España, Schelde & Westerschelde en Bélgica y Holanda, Eems-Dollard en Holanda, Weser y Elbe en Alemania y Dundalk Bay, Munster y Moy en Irlanda (Tabla 2 del Anejo 1).

A continuación se describe el proceso seguido para la construcción del citado modelo (Figura 3.5):

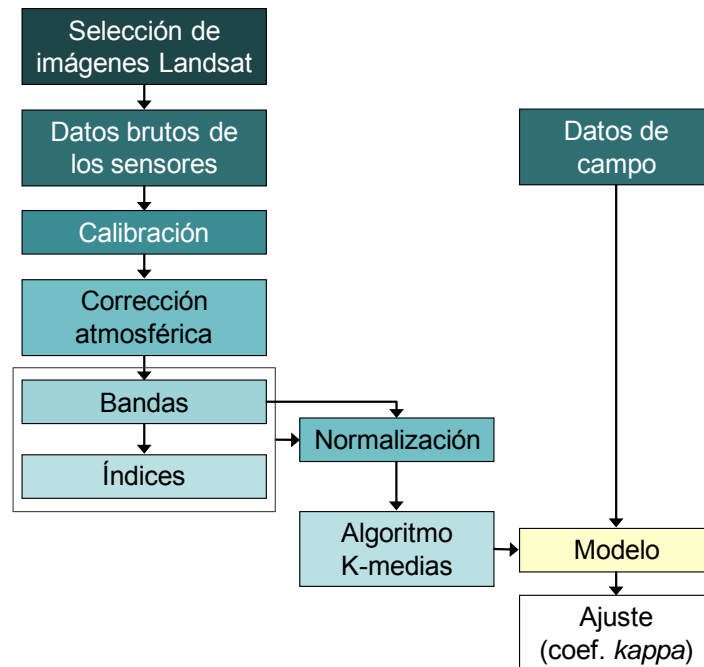


Figura 3.5. Esquema de la metodología para construir un modelo predictivo de la distribución de la vegetación de marisma y del género *Spartina* en el Nordeste Atlántico europeo a partir de datos de teledetección.

Datos de partida

Los datos de satélite se obtuvieron de imágenes Landsat disponibles desde 1972, procedentes del programa de Observación de la Tierra de la NASA (<http://glovis.usgs.gov>). Concretamente, se seleccionaron aquellas imágenes de los satélites Landsat TM (Thematic Mapper) y Landsat ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) que abarcaban los estuarios seleccionados y que cumplieran con los requisitos de: 1) nivel de marea bajo, 2) sin cobertura de nubes sobre los estuarios, y 3) sin distorsiones (por esta razón se han descartado las imágenes de Landsat ETM a partir de 2003) (Tablas 3.2 y 3.3).

En todas las imágenes seleccionadas se calibraron las bandas 1 (b1, azul), 2 (b2, verde), 3 (b3, rojo), 4 (b4, infrarrojo cercano), 5 (b5, infrarrojo medio) y 7 (b7, infrarrojo medio) con los valores de radiancia. Posteriormente, se aplicó la corrección atmosférica FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) para eliminar o corregir la influencia de la atmósfera sobre los valores de reflectancia de la superficie terrestre. El modelo atmosférico considerado tiene en cuenta propiedades atmosféricas relacionadas con la latitud geográfica de cada imagen, la distribución de aerosoles de acuerdo con el modelo marítimo y la visibilidad de la imagen que se estimó con criterio de experto. El modelo a través del cual se tiene en cuenta la cantidad de vapor de agua varía en función de la latitud de los estuarios e imágenes y de la época del año. De esta forma, de 35 a 40°N se empleó el modelo Tropical, de 40 a 50°N el modelo Mid-Latitude Summer y de 50 a 60°N el modelo Sub-Artic Summer, en todos los casos durante la temporada de verano. El método seleccionado para eliminar o corregir el efecto del aerosol es el de Kaufman-Tanre, considerando las bandas 7 y 3 como referencia para los cálculos (Over Land Retrieval Standard (660 – 2100 nm)).

Satélite	L 4-5	L 4-5	L 7	L 7	Pancromático
Sensor	TM multiesp.	TM termal	ETM+ multiesp.	ETM+ termal	ETM+ termal
Bandas					
1	0.45-0.52 μm		0.45-0.52 μm		
2	0.52-0.60 μm		0.52-0.60 μm		
3	0.63-0.69 μm		0.63-0.69 μm		
4	0.77-0.90 μm		0.76-0.90 μm		
5	1.55-1.75 μm		1.55-1.75 μm		
6		10.40-12.50 μm		10.40-12.50 μm	
7	2.09-2.35 μm		2.08-2.35 μm		
8					0.52-0.90 μm
Resolución espacial	30 x 30 m	120 x 120 m	30 x 30 m	60 x 60 m	15 x 15 m

Tabla 3.2. Características de los sensores de los satélites Landsat 5 y 7, así como el rango espectral de cada una de las bandas. El tamaño de imagen es de 185 x 185 km.

País	Imagen Landsat	Año	Satélite-Sensor	Estuarios
ES	LE72020301999271EDC00	1999	L7-ETM+	San Vicente Mogro Bahía de Santander Marismas de Santoña
NL & BE	LT51990242006197KIS00	2006	L5-TM	Schelde & Westerschelde
NL	LT51970232006199KIS00	2006	L5-TM	Eems-Dollard
DE	LT51960222006256MOR00	2006	L5-TM	Elbe
	LT51960232006256MOR00	2006	L5-TM	Elbe
IR	LT52060222009254KIS00	2009	L5-TM	Dundalk bay
	LT52060242003222MTI01	2003	L5-TM	Munster
	LT52080222011194KIS00	2011	L5-TM	Moy

Tabla 3.3. Características de las imágenes del satélite Landsat 5 y 7 utilizadas para establecer el modelo predictivo de la vegetación de marisma en los estuarios del Nordeste Atlántico europeo a partir de información de teledetección.

Una vez calibradas y corregidas todas las imágenes con un mismo protocolo, se procedió a la selección y cálculo de diferentes índices de vegetación y de diferenciación entre la tierra y el agua a partir de la información de las seis bandas descritas. Dichos índices se aplicaron sobre los valores de reflectancia calculados y eran (Lu *et al.*, 2002):

- EVI (Environmental Vegetation Index) es un índice sencillo que integra las bandas b3 y b4, según la siguiente formulación (Birth y McVey, 1968):

$$EVI = \frac{b4}{b3}$$

- NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) es un índice normalizado que asume valores entre -1 y +1 y que integra las bandas b3 y b4, según la siguiente formulación (Rouse *et al.*, 1974):

$$NDVI = \frac{b4 - b3}{b4 + b3}$$

- La transformación del Tasseled Cap (KT, transformación de Kauth-Thomas) es una combinación lineal de múltiples bandas, que crea tres nuevos factores que están relacionados con el brillo (KT1), el verdor (KT2) y la humedad (KT3) a través de la siguiente formulación (Crist y Cicone, 1984; Crist, 1985):

$$KT\ 1 = 0.2043 \times b1 + 0.4158 \times b2 + 0.5524 \times b3 + 0.5741 \times b4 + 0.3124 \times b5 + 0.2303 \times b7$$

$$KT\ 2 = -0.1603 \times b1 - 0.2819 \times b2 - 0.4934 \times b3 + 0.7940 \times b4 - 0.0002 \times b5 - 0.1446 \times b7$$

$$KT\ 3 = 0.0315 \times b1 + 0.2021 \times b2 + 0.3102 \times b3 + 0.1594 \times b4 - 0.6806 \times b5 - 0.6109 \times b7$$

- GEMI (Global Environmental Monitoring Index) (Pinty y Verstraete, 1992) y MSAVI (Modified Soil Adjusted Vegetation Index) (Qi *et al.*, 1994; Eastwood *et al.*, 1997) son índices de vegetación complejos que integran las bandas b3 y b4, según la siguiente formulación:

$$GEMI = \xi(1 - 0.25\xi) - \frac{b3 - 0.125}{1 - b3},$$

$$\text{where } \xi = \frac{2(b4^2 - b3^2) + 1.5b4 + 0.5b3}{b4 + b3 + 0.5}$$

$$MSAVI = b4 + 0.5 - 0.5\sqrt{(2b4 + 1)^2 - 8(b4 - 2b3)}$$

- TM es un índice que permite la diferenciación entre el agua y la tierra, de tal forma que cuando el índice muestra valores entre cero y -1 indica la presencia de agua y valores entre cero y +1 indican tierra. Este índice integra información sobre las bandas b1 a b5 y b7 a través de la siguiente formulación:

$$TM = \frac{(b1 + b2 + b3) - (b4 + b5 + b7)}{b1 + b2 + b3 + b4 + b5 + b7},$$

Por otro lado, también se disponía de información cartográfica de la vegetación de marisma y del género *Spartina* recogida en campañas de campo realizadas en diferentes períodos y escalas de estudio:

- España (2005): escala 1:5000 (GESHA, 2005c).
- Bélgica y Holanda (2003-2005): escala 1:10000/5000.
- Alemania (2004-2008): escala 1:10000/5000 (source: TMAP Data Unit, <http://www.waddensea-secretariat.org/>).
- Irlanda (2006-2007): escala 1:10000 (McCorry y Ryle, 2009).

Modelo predictivo

Con base en los datos de satélite y de campo, se aplicó, a nivel de pixel, el procedimiento de clasificación no jerárquico y no supervisado k-medias, inicializado con el modelo determinista de máxima disimilaridad. Dicha clasificación se realizó, por un lado, con la información de las seis bandas proporcionadas por el satélite (b1-b5 y b7) y, por otro lado, con dichas bandas más los índices derivados de ellas. En ambos casos, los datos fueron previamente normalizados y escalados, y la clasificación se llevó a cabo para obtener un número predefinido de grupos, concretamente 100, 225 y 400 grupos. Los grupos resultantes se contrastaron con la distribución de la vegetación de marisma y del género *Spartina* para evaluar el grado de ajuste. Concretamente, se calculó en cada grupo el porcentaje de observaciones de presencia y se ordenaron de mayor a menor. Siguiendo dicha ordenación se incrementó progresivamente el número de grupos considerados predictores de la presencia de vegetación en el modelo predictivo y, en cada paso, se calculó la matriz de confusión o tabla de contingencia para estimar el coeficiente *kappa* de Cohen. Dicho coeficiente determina el grado de concordancia entre los datos procedentes de la cartografía y la predicción, y se define como la proporción de concordancias observadas sobre el total de observaciones, excluyendo las concordancias atribuidas al azar. Toma valores entre -1 y +1, de tal forma que valores cercanos a +1 indican un mayor grado de concordancia, valores igual a cero que la concordancia observada se debe al azar y valores negativos que el porcentaje observado es menor al esperado por azar. La interpretación de dicho índice se basó en la escala de valoración de la Tabla 3.4 (Monsreud y Leemans, 1992).

Coef. <i>kappa</i>	Grado de ajuste
≤ 0,05	Nulo
0.05 – 0.20	Muy bajo
0.21 – 0.40	Bajo
0.41 – 0.55	Moderado
0.56 – 0.70	Bueno
0.71 – 0.85	Muy bueno
0.86 – 0.98	Casi perfecto
0.99 – 1.00	Perfecto

Tabla 3.4. Correspondencias entre el valor del coeficiente *kappa* y grado de ajuste o concordancia.

Finalmente, se seleccionó el modelo (en función del número de grupos establecidos con el k-medias y del número de grupos predictores, es decir, asociados con la presencia de la vegetación) que daba lugar al máximo valor de *kappa*. Este mismo procedimiento se aplicó de nuevo pero exclusivamente considerando la distribución

del género *Spartina*. Para los modelos seleccionados se estimó el porcentaje total de las observaciones de presencia que explicaban, así como el porcentaje mínimo de observaciones de presencia que explicaban los grupos establecidos como predictores.

Tanto para el pre-procesado de las imágenes de teledetección (calibración y corrección atmosférica) como para su procesado y cálculo de los índices anteriormente mencionados se empleó el software ENVI 4.8. Asimismo, el análisis de clasificación k-medias y el cálculo de la tabla de contingencia (función *confusionmat*) y del coeficiente *kappa* (Cardillo, 2007) se realizaron con Matlab 2011a.

3.3. Resultados

3.3.1. Caracterización de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo

Todas las variables ambientales seleccionadas como descriptores de las condiciones climáticas, hidrológicas y morfológicas muestran marcados patrones de variación a gran escala espacial entre los estuarios del Nordeste Atlántico europeo. Los aspectos más destacados de dichos patrones se describen a continuación.

3.3.1.1. Indicadores climáticos

Temperatura

La temperatura, tanto media como mínima y máxima, varía en respuesta a un gradiente latitudinal. De esta forma, el patrón general que se observa es que las temperaturas media y máxima disminuyen desde las latitudes más bajas (sur de ES y PT) hasta las más altas (norte de UK), mientras que la temperatura mínima muestra el patrón inverso (Figura 3.6).

No obstante, también se detectan pequeñas anomalías que responden a condiciones locales, como es el caso del Golfo de Vizcaya, donde se observa una tendencia de la temperatura media, mínima y máxima a disminuir hacia el oeste, aunque hay una fuerte variabilidad, en términos relativos, a lo largo de toda la costa del norte de España.

Otra anomalía que cabe destacar se produce en la costa este del mar de Irlanda, donde se registran temperaturas medias y máximas más bajas que en otras zonas situadas a una latitud similar, como son la costa oeste de dicho mar o la de Holanda y Alemania

(Figura 3.6). Por el contrario, la temperatura mínima es más alta y, por lo tanto, el rango de variación anual de la temperatura en Irlanda es menor.

Por último, destacar que en la Península de la Bretaña francesa se alcanza una temperatura mínima más elevada de lo esperado según su latitud, detectándose valores propios del norte de España y Portugal (Figura 3.6).

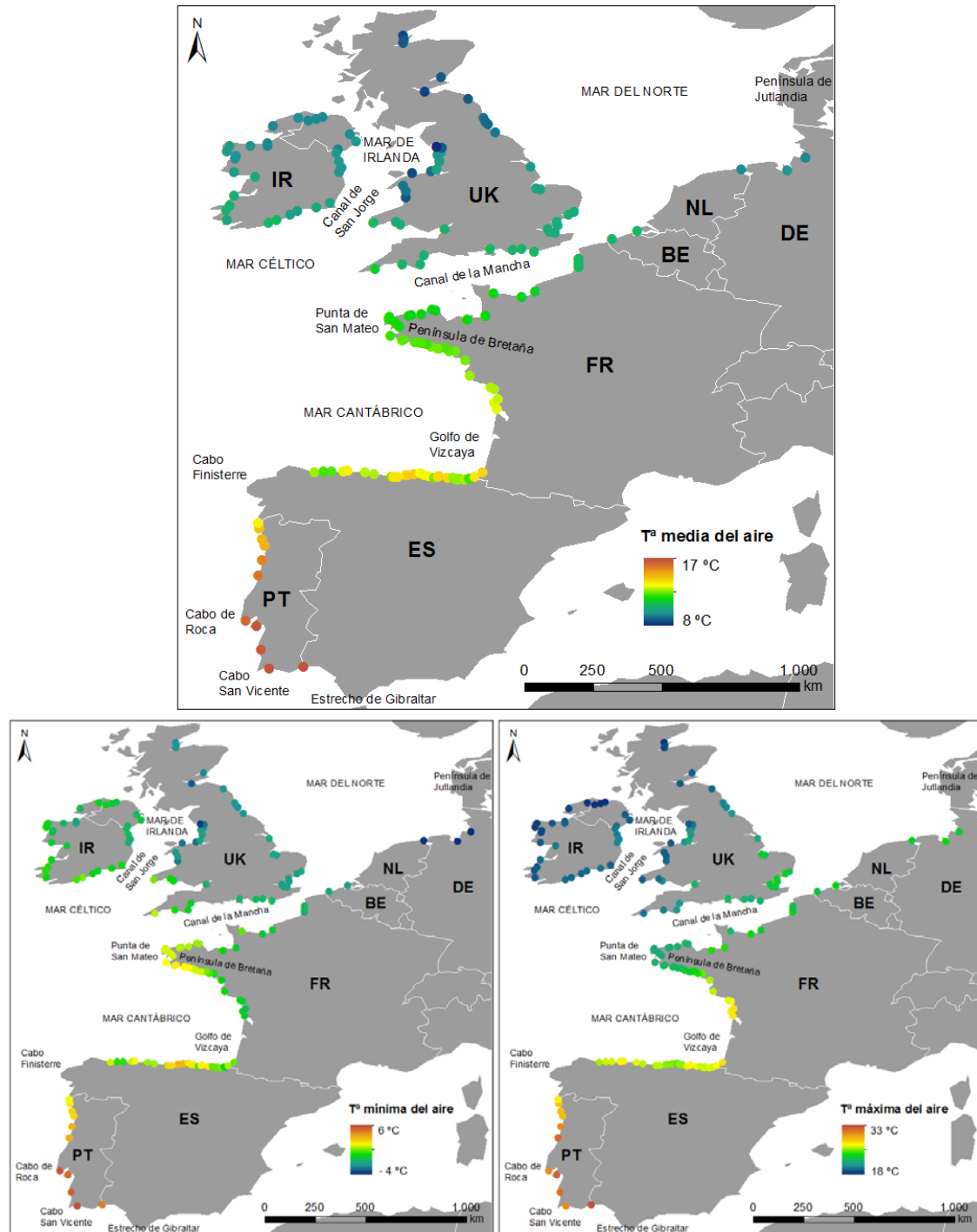


Figura 3.6. T^a media, mínima y máxima (°C) del aire característica de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

Un análisis general de la distribución de las temperaturas media, mínima y máxima entre los estuarios pone de manifiesto que hay una baja probabilidad de ocurrencia de valores extremos (Figura 3.7). Para temperaturas medias superiores a 15°C o inferiores a 9°C se observa una disminución en la pendiente de la función de probabilidad, es decir, disminuye el número de estuarios con dichas características, consideradas extremas (percentiles del 95% y del 10%). Asimismo, valores de la temperatura mínima por debajo de -2°C y de la temperatura máxima superiores a 30°C se consideran también condiciones extremas (percentiles del 15% y del 95%) y coinciden con umbrales que determinan un cambio en la pendiente de la curva. Estas condiciones extremas mencionadas son potencialmente capaces de influir sobre las características ecológicas de los sistemas estuarinos (*e.g.*, temperaturas superiores a 30°C pueden alterar ciertas funciones del ciclo vital de algunas especies de vegetación de marisma o temperaturas muy bajas pueden llegar a producir una fuerte disminución de la actividad metabólica de los organismos). Con base en los umbrales señalados, se concluye que aproximadamente un 20% de los estuarios se ubican en zonas con temperaturas relativamente extremas: un 15% por temperaturas bajas y un 5% por temperaturas altas.

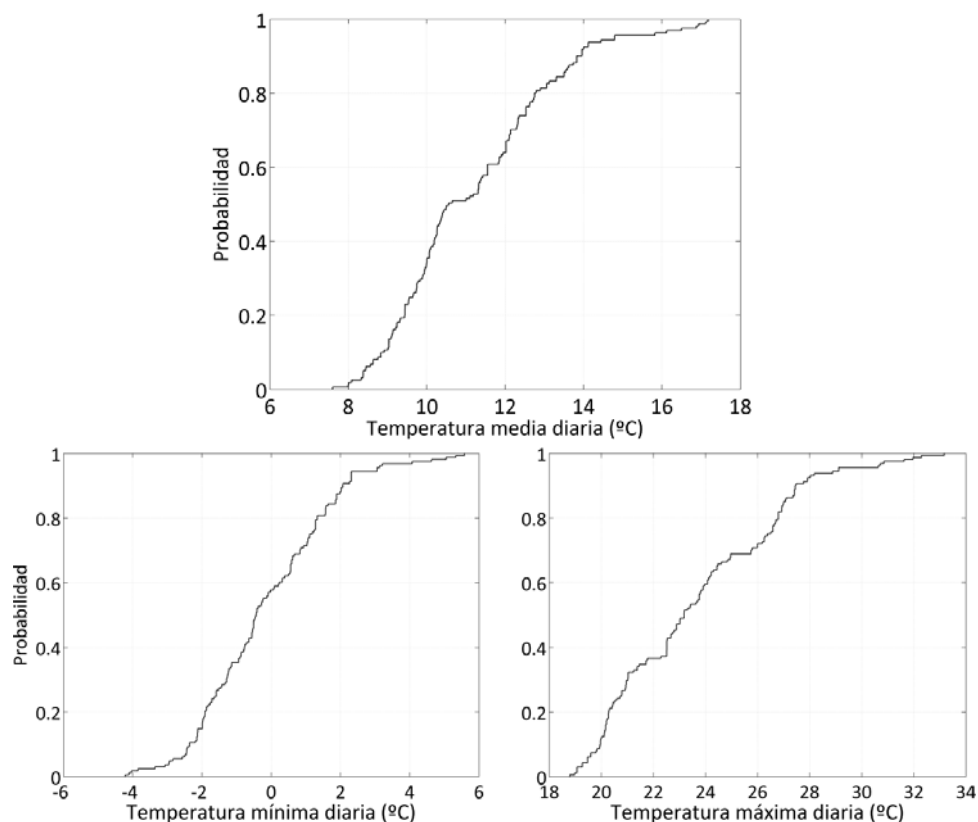


Figura 3.7. Función de distribución empírica de la probabilidad de las temperaturas media, mínima y máxima diarias (°C).

3.3.1.2. Indicadores hidrológicos

Exposición al oleaje

La zona más expuesta al oleaje de todo el Nordeste Atlántico europeo es la costa oeste de Irlanda ($H_s > 2.3$ m), mientras que la del este, bañada por el mar de Irlanda, está más protegida (Figura 3.8). Asimismo, la costa de Portugal, norte de España y oeste de Francia se caracterizan también por una relativamente elevada exposición al oleaje ($H_s \approx 2$ m). Por último, el Canal de la Mancha, el mar del Norte, el mar de Irlanda y la zona del Estrecho de Gibraltar son las zonas que muestran una menor exposición al oleaje en términos generales.

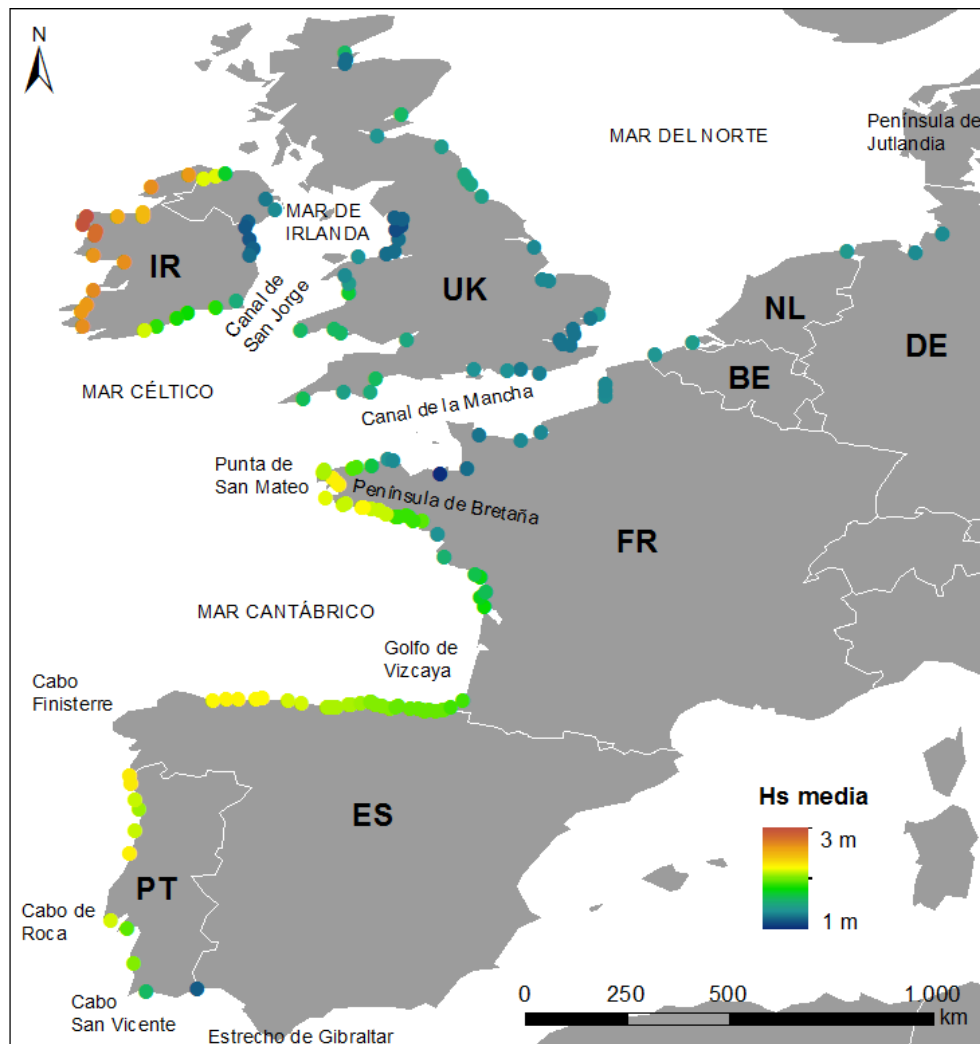


Figura 3.8. Altura de ola significativa media (m) característica de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

Con respecto a la distribución de probabilidades de la altura de ola, se observa que valores superiores a 2.5 metros son extremos (percentil del 90%) y que, como ya se ha mencionado, sólo se registran en la costa oeste de Irlanda que está directamente expuesta al océano Atlántico (Figura 3.9). A partir de dicho umbral se observa una fuerte atenuación en la pendiente de la curva. La mayor parte de los tramos costeros donde se localizan los estuarios se caracterizan por estar expuestos a condiciones medias de oleaje, con alturas de ola significativa entre 1 y 2.5 metros.

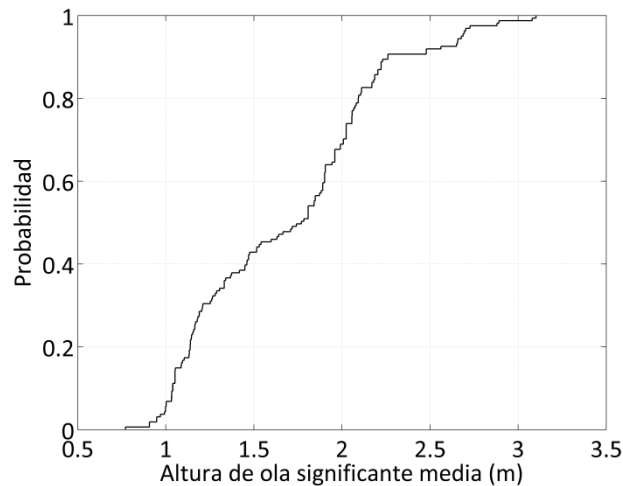


Figura 3.9. Función de distribución empírica de la probabilidad de la altura de ola significativa (m).

Carrera de marea

En el caso de la carrera de marea se observan patrones de variación diferentes a los descritos hasta ahora, pero que coinciden con los identificados por otros autores (Briggs *et al.*, 1997; Haslett, 2008). En términos generales, la mayor parte de los estuarios experimentan carreras de marea entre 3 y 7 metros, dependiendo de la zona (Figura 3.11). Valores inferiores o superiores se consideran condiciones extremas ya que dichos umbrales se corresponden con los percentiles del 0.5% y del 90%, respectivamente, y se asocian con una disminución en la pendiente de la curva de la función de probabilidad.

Los valores máximos de la carrera de marea, alrededor de 11 metros, se localizan en la costa francesa del Canal de la Mancha y en la costa inglesa del mar de Irlanda, siendo de destacar la que experimentan los estuarios de Jaudy, Trieux y Mont Saint-Michel (FR) (Figura 3.10). Por el contrario, los valores más bajos, de alrededor de 1 metro, se producen en la costa de Portugal, Irlanda y Alemania. Valores intermedios se producen sobre todo en el Golfo de Vizcaya.

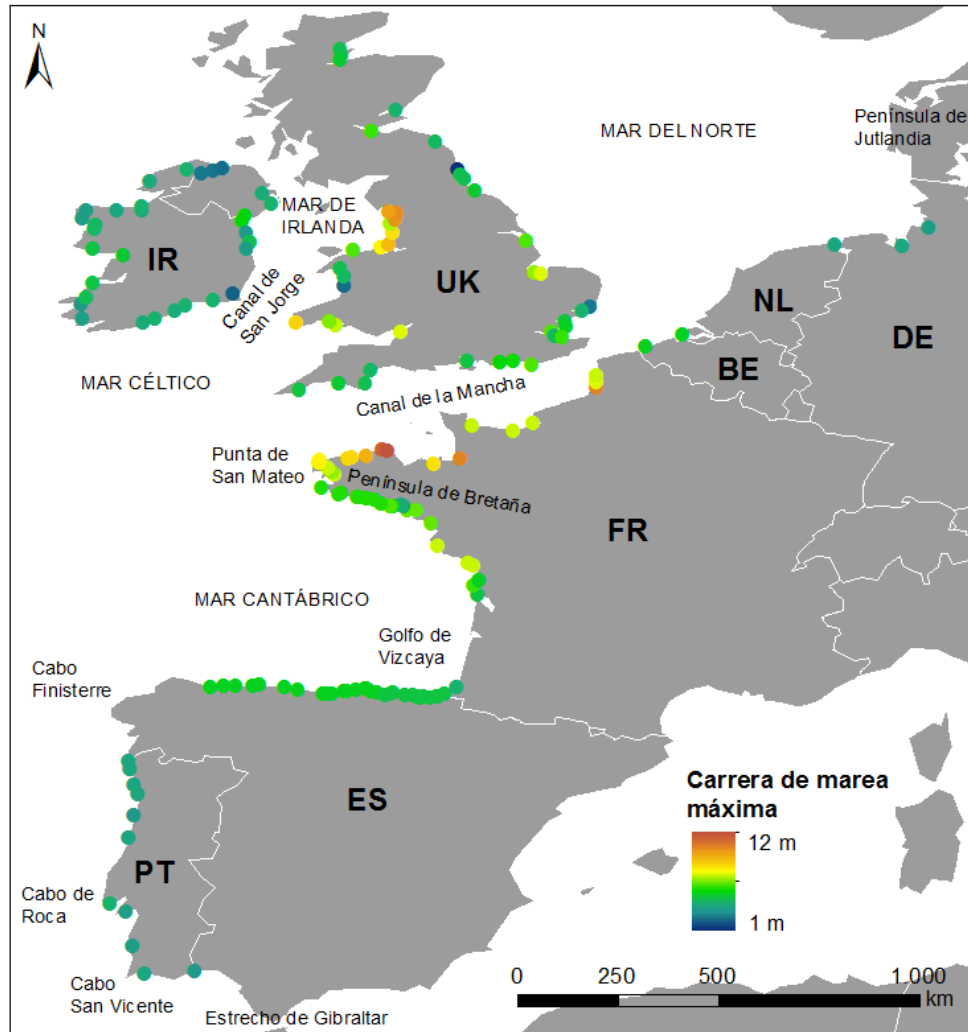


Figura 3.10. Carrera de marea máxima (m) característica de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

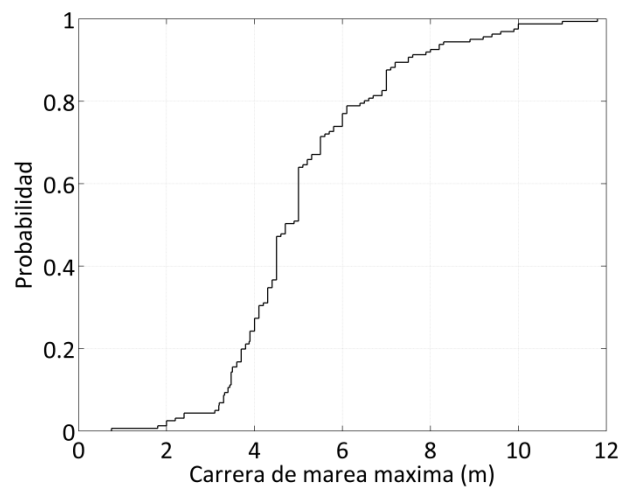


Figura 3.11. Función de distribución empírica de la probabilidad de la carrera de marea máxima (m).

Caudal del río

El caudal del río es bajo en la mayor parte de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo, siendo de destacar, en este sentido, Irlanda, la costa Cantábrica y la Bretaña francesa, que se caracterizan por ríos con pequeñas cuencas fluviales (Figuras 3.12 y 3.13). Por otro lado, también se identifican unos pocos estuarios con un alto aporte fluvial ($>300 \text{ m}^3/\text{s}$) procedente de los ríos Garona, Loira, Elba, Sena, Duero, Wesser, Adour, Tajo y Miño, todos ellos situados en el continente y, en muchos casos, atraviesan grandes mesetas o llanuras.

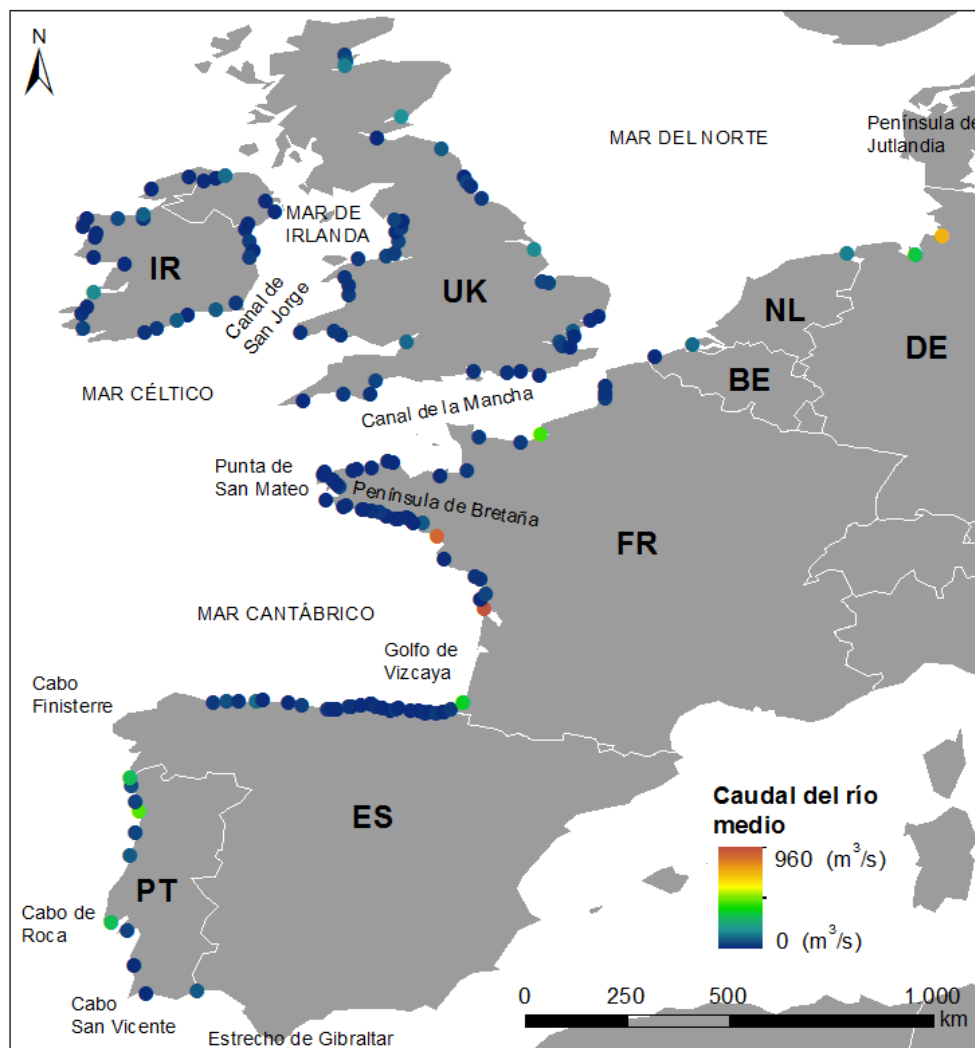


Figura 3.12. Caudal del río medio (m^3/s) característico de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

De acuerdo con las observaciones realizadas, la distribución de probabilidad muestra que tan sólo un 5% de los estuarios destacan por asociarse a ríos con aportes fluviales

de gran magnitud, con más de 200 m³/s de caudal medio anual, umbral a partir del cual se produce una disminución en la pendiente de la curva. Los caudales más frecuentes son de menos de 50 m³/s (Figura 3.13).

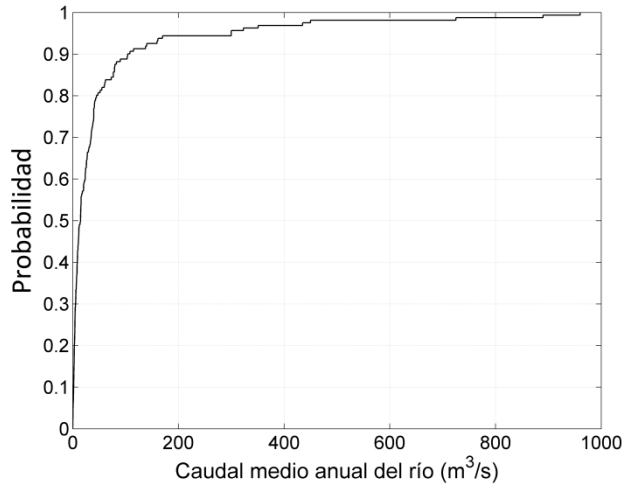


Figura 3.13. Función de distribución empírica de la probabilidad del caudal medio anual del río (m³/s).

3.3.1.3. Indicadores morfológicos

Área del estuario

El área del estuario es muy variable a lo largo de toda la costa del Nordeste Atlántico europeo y no guarda relación con la latitud (Figura 3.14). En general, los grandes ríos europeos anteriormente señalados se asocian también con estuarios de gran extensión en su desembocadura, excepto el Miño y el Adour. Un análisis global de la zona de estudio revela que la mayor parte de los estuarios son de reducido tamaño (<25 km²), y que sólo cinco muestran un área superior a 300 km² (Tajo, Gironda, Schelde & Westerschelde, Humber y Severn). Además, y con base en la función de distribución, se observa que a partir de superficies del estuario superiores a 150 km² se produce una disminución en la pendiente de la curva, considerándose condiciones extremas aquellos casos en los que se supera dicho valor (percentil del 90%) (Figura 3.15).

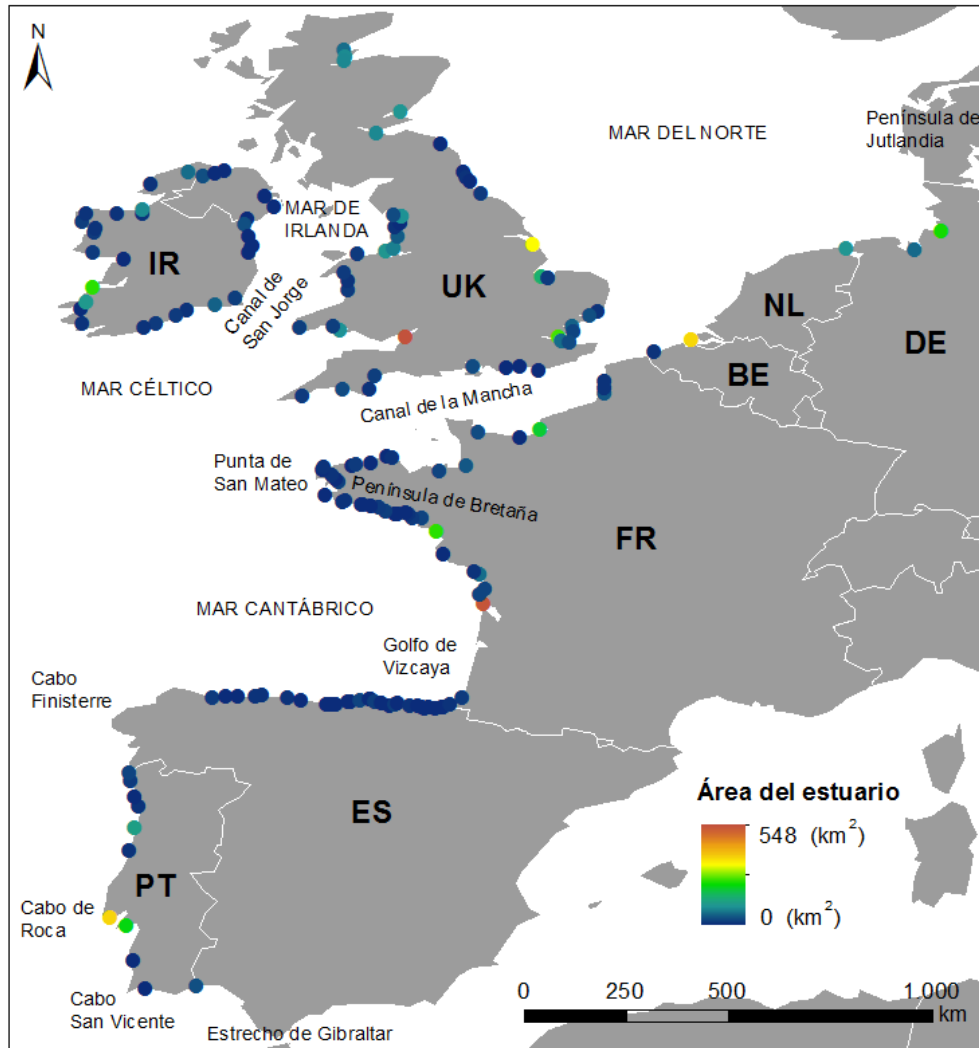


Figura 3.14. Área del estuario (km²) característico de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

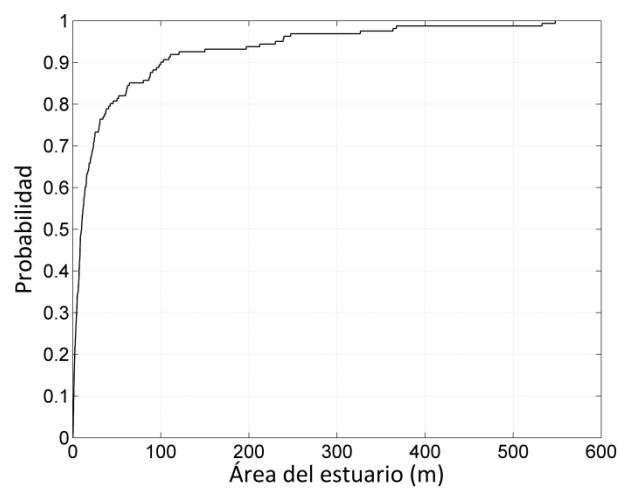


Figura 3.15. Función de distribución empírica de la probabilidad del área del estuario (km²).

Superficie intermareal

Independientemente del tamaño del estuario, la mayoría de ellos, aproximadamente el 70%, presentan más del 40% de su superficie ocupada por zonas intermareales (Figuras 3.16 y 3.17). Asimismo, los estuarios menos frecuentes son aquellos cuyo intermareal ocupa menos del 20% de su superficie. También mencionar que para esta variable no se reconoce ningún patrón claro de variabilidad espacial.

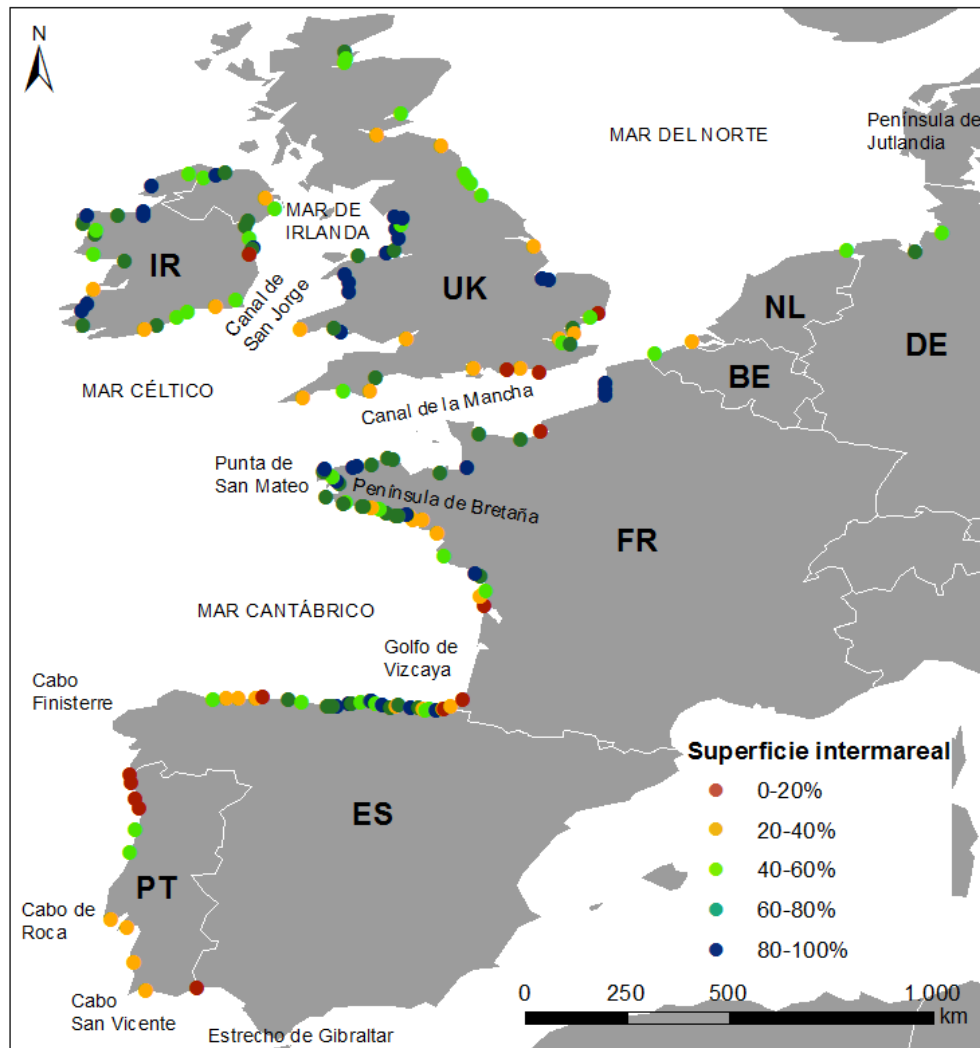


Figura 3.16. Proporción de superficie intermareal (%) característica de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

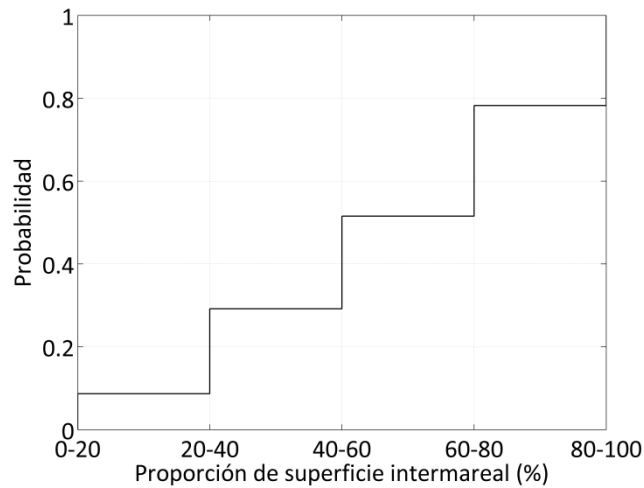


Figura 3.17. Función de distribución empírica de la probabilidad de la proporción de superficie intermareal (%).

Área de la cuenca de drenaje

Por último, el área de la cuenca de drenaje es, en casi todos los estuarios, relativamente bajo ($<6000 \text{ km}^2$) (Figura 3.18). Las mayores cuencas se asocian con los grandes ríos europeos, que, a su vez, forman grandes estuarios en su desembocadura, concretamente el Elba y el Wesser en Alemania, el Garona, la Gironda y el Sena en Francia, el Duero y el Tajo en Portugal y el Guadiana en España. Por lo tanto, sólo unos pocos estuarios destacan por las enormes dimensiones de sus cuencas de drenaje, observándose un umbral en torno a 20000 km^2 que sólo es superado por aproximadamente el 5% de los estuarios incluidos en la zona de estudio (Figura 3.19).

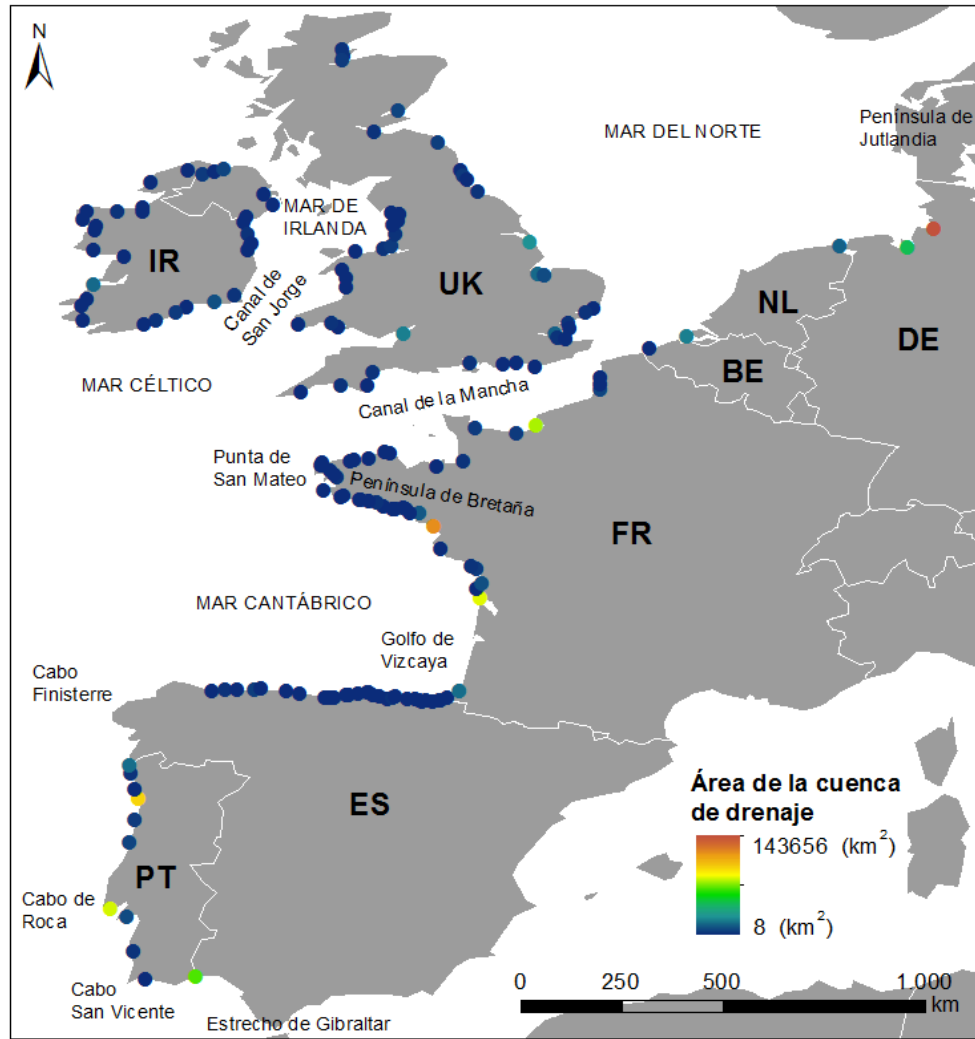


Figura 3.18. Área de la cuenca de drenaje (km^2) característico de cada estuario del Nordeste Atlántico europeo.

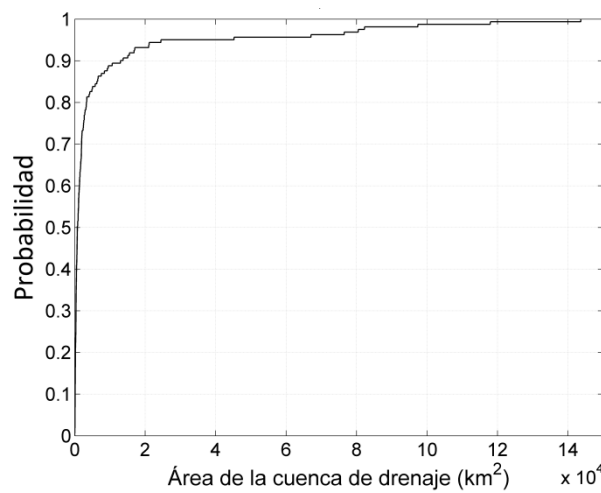


Figura 3.19. Función de distribución empírica de la probabilidad del área de la cuenca de drenaje (km^2).

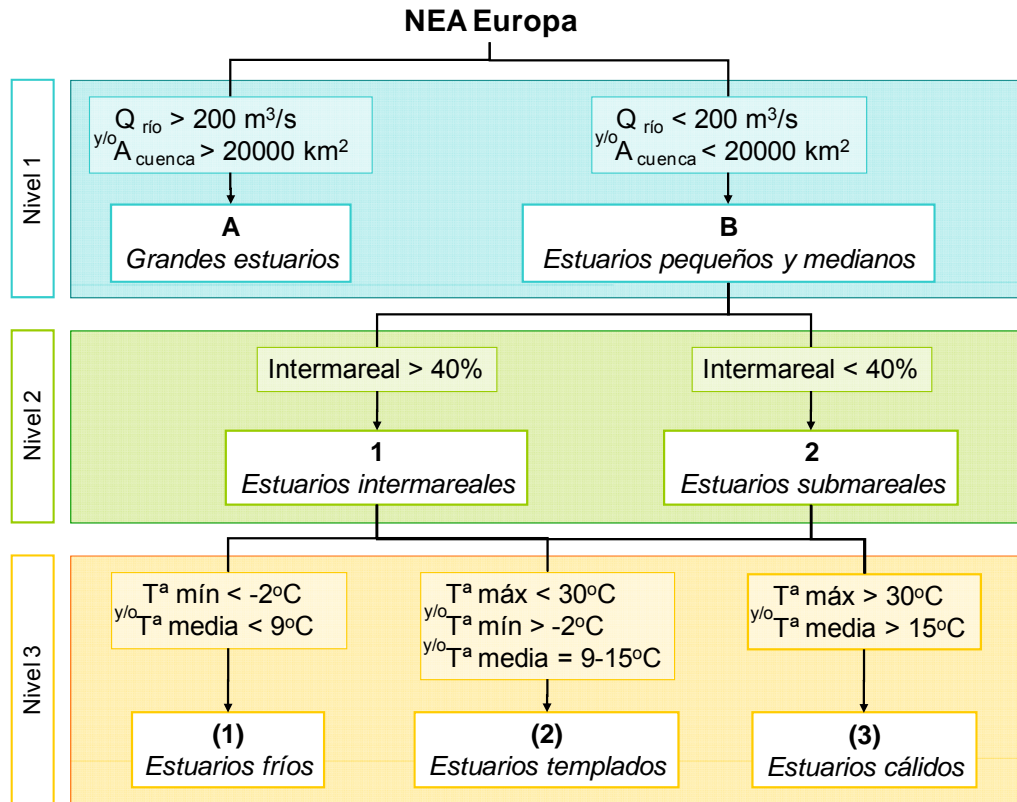
3.3.2. Clasificación de estuarios

Como resultado de aplicar los tres procedimientos en la zona de estudio, se han obtenido diferentes clasificaciones, cada una de ellas caracterizadas por un número de tipologías determinado y por unas características físico-químicas condicionadas por las variables ambientales consideradas y el tratamiento de los datos aplicado en cada caso.

3.3.2.1. Clasificación basada en un árbol de decisión

En la Figura 3.20 se muestra el árbol de decisión propuesto para la clasificación de los estuarios a tres niveles de detalle, especificando las variables incluidas en cada nivel y los correspondientes umbrales que definen las distintas tipologías:

- Nivel 1: se clasifican los estuarios según su tamaño (pequeño, mediano y grande) a partir del caudal medio anual del río y/o del área de la cuenca de drenaje y considerando unos umbrales de 200 m³/s y 20000 km², respectivamente.
- Nivel 2: los estuarios pequeños y medianos se dividen en dominados por áreas intermareales o submareales en función de la proporción de superficie intermareal que albergan y considerando un valor umbral del 40%.
- Nivel 3: se clasifican los estuarios intermareales y submareales en tres tipologías a partir de los valores medio, mínimo y/o máximo de temperatura del aire, cuyos umbrales se establecen en función de las temperaturas que pueden condicionar el desarrollo de las especies. Dentro de la categoría de climas fríos se incluyen los estuarios expuestos a temperaturas media y/o mínima inferiores a 9 y/o -2°C, respectivamente. Dentro de los estuarios de climas cálidos se incluyen aquellos situados en zonas con temperaturas media y/o máxima superiores a 15 y/o 30°C, respectivamente. El resto de estuarios se clasifican como de climas templados.



“Q río” es el caudal anual medio del río, “A cuenca” es el área de la cuenca de drenaje, “Intermareal” es la proporción de áreas intermareales con respecto a la superficie total del estuario, “T^a media, máx y mín” es la temperatura del aire media, máxima y mínima, respectivamente.

Figura 3.20. Sistema de clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo organizado jerárquicamente en tres niveles (árbol de decisión).

A partir de esta metodología jerárquica basada en un diagrama de árbol se identifican siete tipologías de estuario en el Nordeste Atlántico europeo, cada una de las cuales está representada al menos por dos estuarios. En la Tabla 2 del Anejo 1 se incluye la información detallada de los resultados de dicha clasificación (Figura 3.21).

- Tipología A: grandes estuarios europeos.

Se incluyen los grandes estuarios europeos caracterizados por un caudal medio anual del río superior a $200 \text{ m}^3/\text{s}$ y/o un área de la cuenca de drenaje superior a 20000 km^2 .

Están representados por 13 de los 161 estuarios (8%) (Guadiana, Tajo, Duero, Miño, Adour, Gironda, Loira, Sena, Schelde & Westerschelde, Weser, Elba, Humber y Severn) y se distribuyen a lo largo de toda la zona de estudio, excepto en la isla de Irlanda y en la región del norte de España, que se encuentra bajo la influencia de la Cordillera Cantábrica, situada a poca

distancia de la costa. Ambas zonas se caracterizan por ríos de corto recorrido desde la cabecera hasta su desembocadura

- Tipología B: estuarios medianos y pequeños.

Se incluyen los estuarios pequeños y medianos con un caudal medio anual del río y/o un área de la cuenca de drenaje inferior a 200 m³/s y 20000 km², respectivamente.

- Tipología B1: estuarios intermareales.

Son estuarios caracterizados por un intermareal que ocupa más del 40% de su superficie total. Dentro de esta tipología se engloban aproximadamente el 70% de los estuarios de la zona de estudio.

- Tipología B1(1): estuarios intermareales fríos.

Aproximadamente un 10% de los estuarios de la tipología B1 se asocian con los climas fríos del Reino Unido, concretamente el norte y la costa del mar de Irlanda.

- Tipología B1(2): estuarios intermareales templados.

La mayor parte de los estuarios de la tipología B1 (57%) se localizan en zonas templadas desde el norte de España hasta Alemania, Irlanda y centro y sur de Reino Unido.

- Tipología B1(3): estuarios intermareales cálidos.

Tan sólo dos estuarios (Mondego y ría de Aveiro) pertenecientes a la tipología B1 se localizan en zonas cálidas, concretamente en el centro de Portugal, por encima del Cabo de Roca

- Tipología B2: estuarios submareales.

Son estuarios caracterizados por un intermareal que ocupa menos del 40% de su superficie total. Dentro de esta tipología se engloban aproximadamente el 30% de los estuarios que se distribuyen de forma dispersa por toda la costa europea, aunque se observa una tendencia a concentrarse en el sur y sureste de la Península Ibérica. Asimismo, en la franja costera desde la punta de San Mateo hasta la Península de Jutlandia no se ha identificado ningún estuario perteneciente a esta tipología.

- Tipología B2(1): estuarios submareales fríos.

Sólo dos estuarios (Tweed y Forth) se localizan en zonas frías de la costa este del norte de Reino Unido.

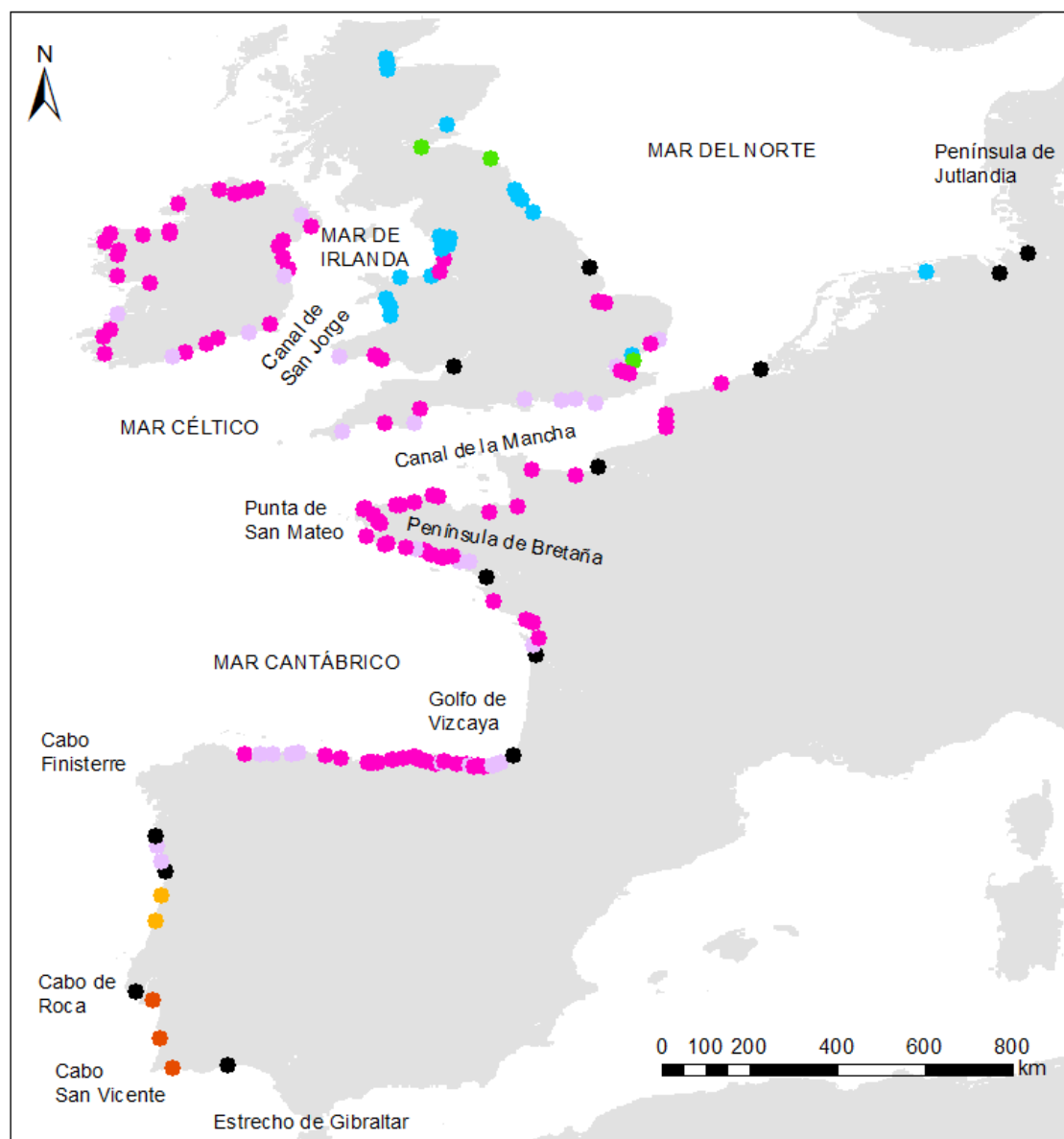
- Tipología B2(2): estuarios submareales templados.

La mayor parte de los estuarios de la tipología B2 son típicos de zonas templadas que abarcan un amplio territorio desde el norte de Portugal hasta la punta de San Mateo, el sur de Reino Unido y la isla de Irlanda.

- Tipología B2(3): estuarios submareales cálidos.

Tres estuarios (Sado, Mira y Arade) se encuentran en zonas cálidas del sur de Portugal.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se observa que la distribución de las tipologías correspondientes a los niveles 1 y 2 no responde a un patrón latitudinal a lo largo del Nordeste Atlántico europeo ya que se establecen con base en características hidrológicas y morfológicas de los estuarios (Figuras 3.20 y 3.21). En cambio, las tipologías de estuario obtenidas en el nivel 3 muestran una distribución espacial en función de un gradiente latitudinal que responde a la variación de la temperatura del aire. Según este gradiente, la costa desde el estrecho de Gibraltar hasta el norte de Portugal se clasifica como perteneciente a una zona cálida y el norte de Reino Unido así como su costa en el mar de Irlanda se clasifica como una zona fría. El resto del territorio se considera una zona templada.



Grande	Pequeño		
	Intermareal	Submareal	
• A	• B1(1)	• B2(1)	Frío Templado Cálido
	• B1(2)	• B2(2)	
	• B1(3)	• B2(3)	

Figura 3.21. Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo según la metodología basada en el criterio de experto.

3.3.2.2. Clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica

En la Tabla 3.5 se muestran los resultados del análisis de correlación que ponen de manifiesto que las variables área de la cuenca y caudal del río están altamente correlacionadas entre sí (0.88), al igual que la temperatura media del aire con las temperaturas mínima y máxima (0.86). Por ello, se excluyeron dichas variables de los análisis posteriores.

	Área de la cuenca	Caudal del río	Área del estuario	Carrera de marea	Área intermareal	Tª media del aire	Tª mínima del aire	Tª máxima del aire
Caudal del río	0,88							
Área del estuario	0,59	0,48						
Carrera de marea	-0,08	-0,13	0,06					
Área intermareal	-0,35	-0,27	-0,09	0,26				
Tª media del aire	-0,08	-0,10	-0,23	0,11	-0,22			
Tª mínima del aire	-0,25	-0,23	-0,32	0,01	-0,09	0,86		
Tª máxima del aire	0,11	0,07	-0,12	0,10	-0,29	0,86	0,54	
Altura de ola	-0,27	-0,17	-0,24	-0,27	0,01	0,38	0,59	0,09

Tabla 3.5. Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables ambientales. En negrita se señalan las correlaciones superiores a 0.80.

La clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica permitió discriminar entre estuarios que respondían tanto a factores latitudinales como a características propias del estuario como unidad independiente.

El análisis clúster llevado a cabo con las variables seleccionadas dio como resultado un dendrograma en el que se identifican tres grandes disminuciones de la distancia de enlace (>3 unidades), que reflejan un cambio importante en la homogeneidad interna de los grupos, antes de alcanzar un máximo de 10 grupos (Figuras 3.22 y 3.23). Concretamente, dichos incrementos se producen al identificarse 3 (a), 5 (b) y 7 (c) grupos a unas distancias euclídeas de 18, 13 y 10, respectivamente.

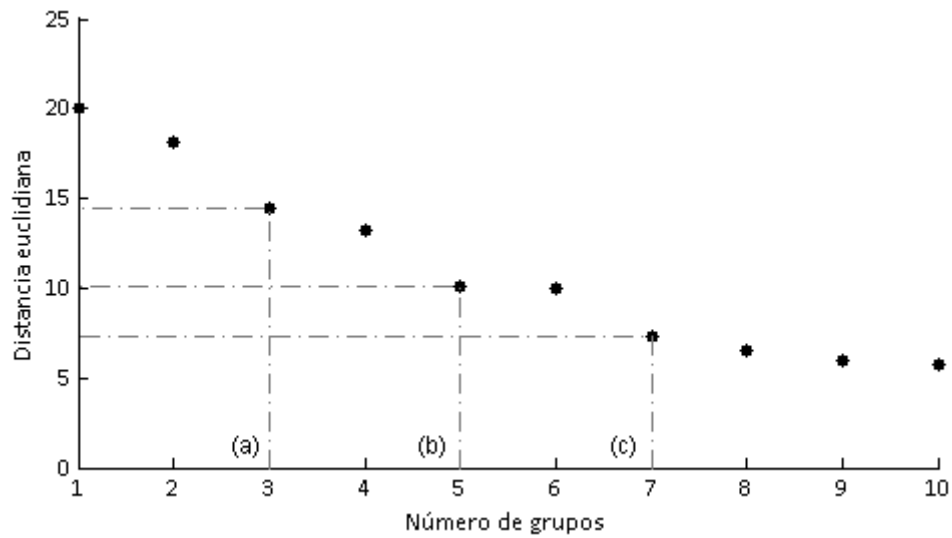


Figura 3.22. Distancia euclidiana entre grupos al aumentar jerárquicamente su número hasta un máximo de 10 con el análisis cluster.

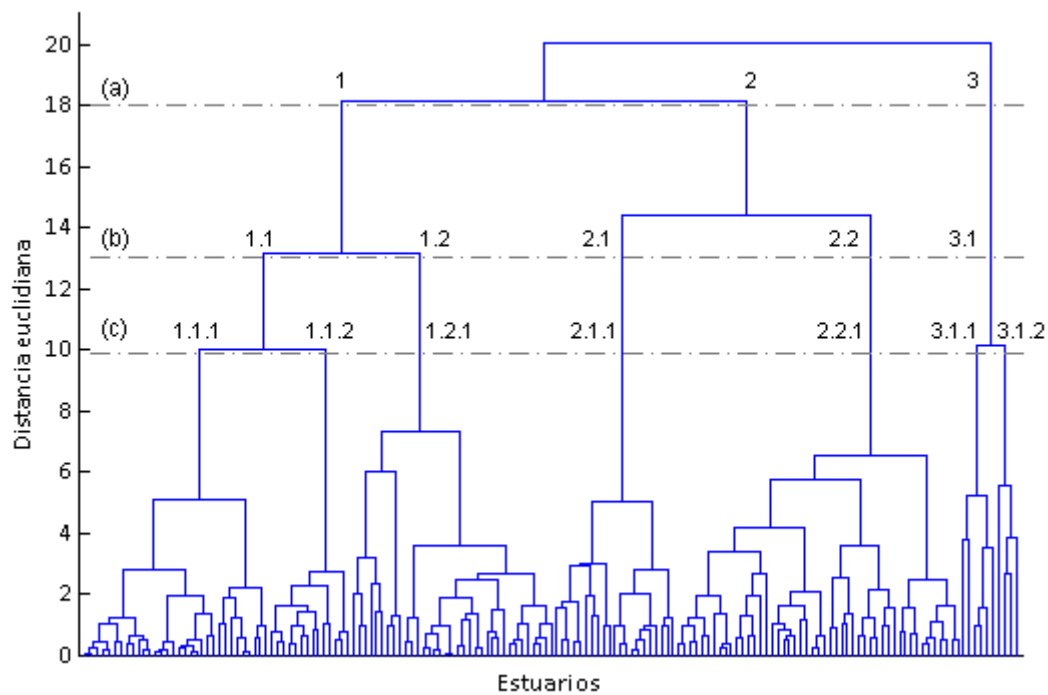


Figura 3.23. Dendrograma del análisis clúster de clasificación de los 161 estuarios del Nordeste Atlántico Europeo en 3, 5, 7 y 9 grupos considerando una distancia de agrupación de 18, 13 y 10 unidades, respectivamente.

En dicho dendrograma es de destacar, en primer lugar, la existencia de tres grandes grupos claramente diferenciados (Figuras 3.23 y 3.24 - a), que se subdividen al disminuir la distancia euclídea y aumentar la homogeneidad intragrupal (Figuras 3.23 y 3.24 – b, c):

- Grupo 1: abarca toda la costa oeste de Europa abierta al océano Atlántico (la Península Ibérica, el Golfo de Vizcaya y la costa oeste de Irlanda). Para una distancia euclídea menor (b), este grupo se subdivide en dos siguiendo un patrón latitudinal: por un lado, la costa oeste de Irlanda y, por otro lado, la costa sur y oeste de la Península Ibérica, con una zona de transición en el Golfo de Vizcaya donde se encuentran estuarios de ambos tipos. Al disminuir más la distancia euclídea (c) aparece una nueva tipología exclusiva del Golfo de Vizcaya que se localiza preferentemente en la Península de la Bretaña Francesa y en el este de la costa Cantábrica, de tal forma que Irlanda queda separada como un grupo independiente.
- Grupo 2: abarca toda la costa del Nordeste de Europa bañada por los mares situados más al norte (Mar del Norte, Canal de la Mancha, Mar de Irlanda y Mar Céltico). Para una distancia euclídea menor (b), este grupo se subdivide en 2, de tal forma que los estuarios localizados en zonas costeras protegidas y expuestas a fuertes carreras de marea (costa este del mar de Irlanda y costa sur del Canal de la Mancha) constituyen un grupo diferente.
- Grupo 3: engloba los grandes estuarios europeos independientemente de su localización espacial, como son el Tajo en Portugal, la Gironda, el Loira y el Sena en Francia, el Westerschelde en Bélgica y Holanda, el Elba en Alemania, el Humber, el Severn y el Támesis en Reino Unido y el Shannon en Irlanda. Para una distancia euclídea menor (c) esta tipología se subdivide en dos en función de las dimensiones del estuario, separándose los estuarios grandes de los muy grandes (la Gironda, el Loira, el Sena y el Elba).

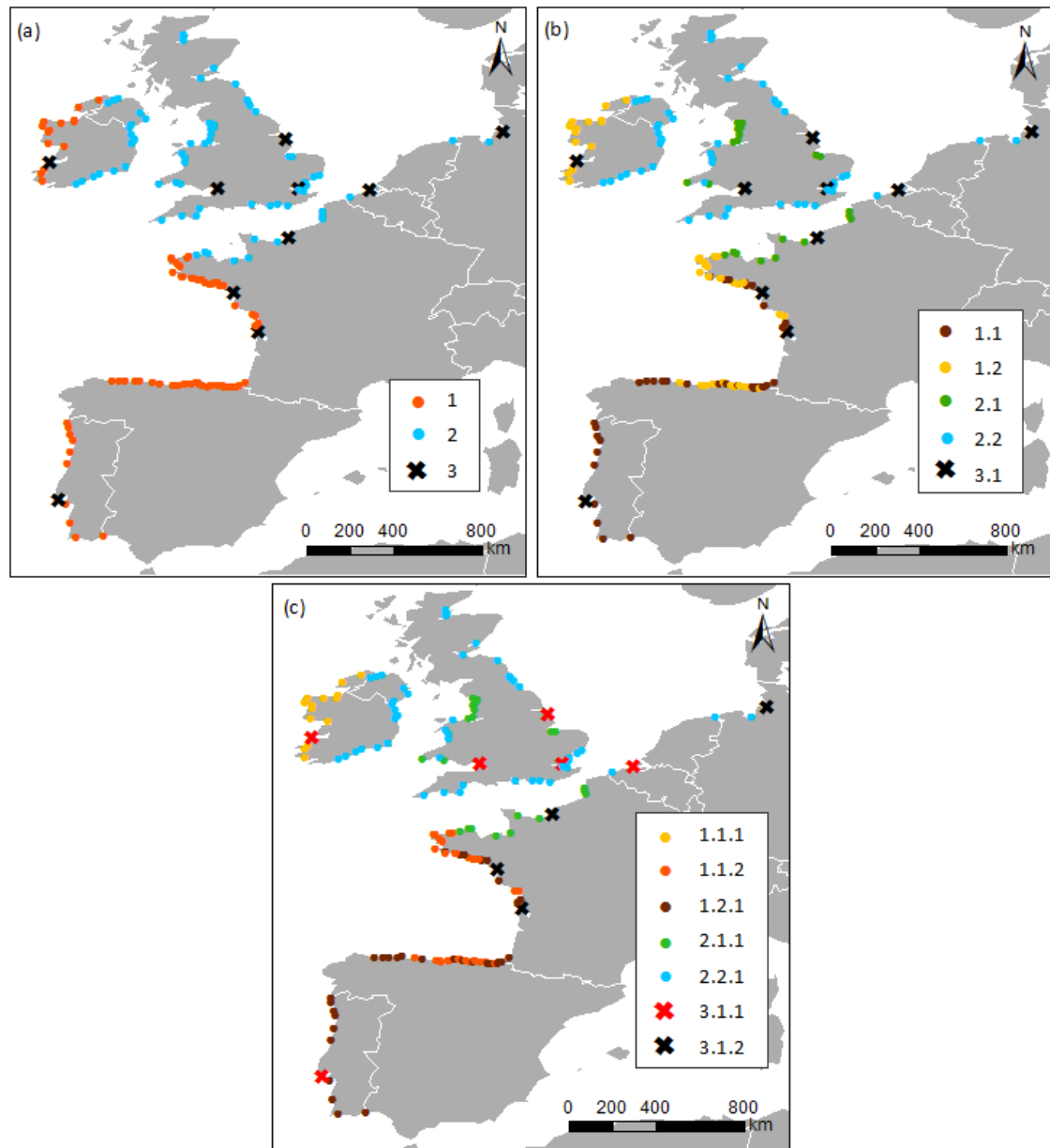


Figura 3.24. Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo según la metodología basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica.

3.3.2.3. Clasificación basada en redes neuronales

El número óptimo de unidades de mapas del análisis SOM que permitió representar adecuadamente la variabilidad física de los estuarios se estableció en 63 unidades de mapa, distribuidas en 9 filas y 7 columnas, de acuerdo con los menores errores de cuantificación (0.196) y topográficos (0.012) (Tabla 3.6).

Tamaño del mapa	54	55	56	60	63	64	65	66	70
Error de Cuantificación	0.206	0.207	0.199	0.202	0.196	0.190	0.192	0.195	0.192
Error Topográfico	0.011	0.007	0.028	0.017	0.012	0.030	0.034	0.015	0.014

Tabla 3.6. Error de cuantificación y error topográfico para diferentes tamaños del mapa SOM.

En la Figura 3.25 se observan los patrones de variación de las características físicas de los estuarios en relación con los grupos o unidades de mapa obtenidos con el análisis SOM. En el caso del caudal fluvial y el área del estuario, se observa un marcado gradiente en el cual sólo tres unidades de mapa se asocian con valores elevados de ambas variables (esquina inferior izquierda). Dichas unidades de mapa coinciden con una carrera de marea dentro de la media y una reducida superficie intermareal, temperatura media y altura de ola significativa y presentan una alta probabilidad de ocurrencia en la zona de estudio. Otra variable que se caracteriza por presentar un fuerte gradiente en un reducido número de grupos es la carrera de marea. Carreras de más de 6 metros se concentran en siete unidades de mapa (esquina superior izquierda), en las cuales también se observa una alta probabilidad de ocurrencia de estuarios dominados por amplias extensiones intermareales. Esta última variable, a diferencia de las anteriores, se caracteriza por un suave gradiente entre las unidades de mapa próximas, con valores elevados en las celdas de la parte superior que van disminuyendo progresivamente hacia la parte inferior. De forma análoga, la altura de ola significativa también muestra un gradiente suave de derecha a izquierda, alcanzándose los valores más elevados en las celdas de la esquina superior derecha, donde coincide con valores bajos de la temperatura del aire, de la carrera de marea, del caudal del río y del área del estuario.

Por otro lado, es importante destacar que no todas las combinaciones de las variables físicas establecidas en las celdas o centroides del SOM están representadas por estuarios de la zona de estudio (celdas en blanco en el mapa de probabilidades o frecuencias de estuario de la Figura 3.25). Asimismo, en dicho mapa también puede observarse que existen varias celdas en las que la probabilidad de ocurrencia de los estuarios es muy alta y en las que los centroides correspondientes se asocian con características físicas de los mismos muy diferentes. Esto es consecuencia de la gran diversidad de estuarios existente en Europa. Entre las características más frecuentes se incluyen:

- 1) Estuarios de pequeño tamaño en los que dominan las áreas intermareales, están sujetos a amplias carreras de marea, reciben un bajo aporte fluvial bajo y se encuentran en zonas templadas-frías y poco expuestas al oleaje.

- 2) Estuarios expuestos a pequeñas carreras de marea y a un fuerte oleaje que se localizan en zonas relativamente frías.
- 3) Estuarios de zonas cálidas expuestos a niveles medios de oleaje, pequeñas carreras de marea y con reducidas áreas intermareales.

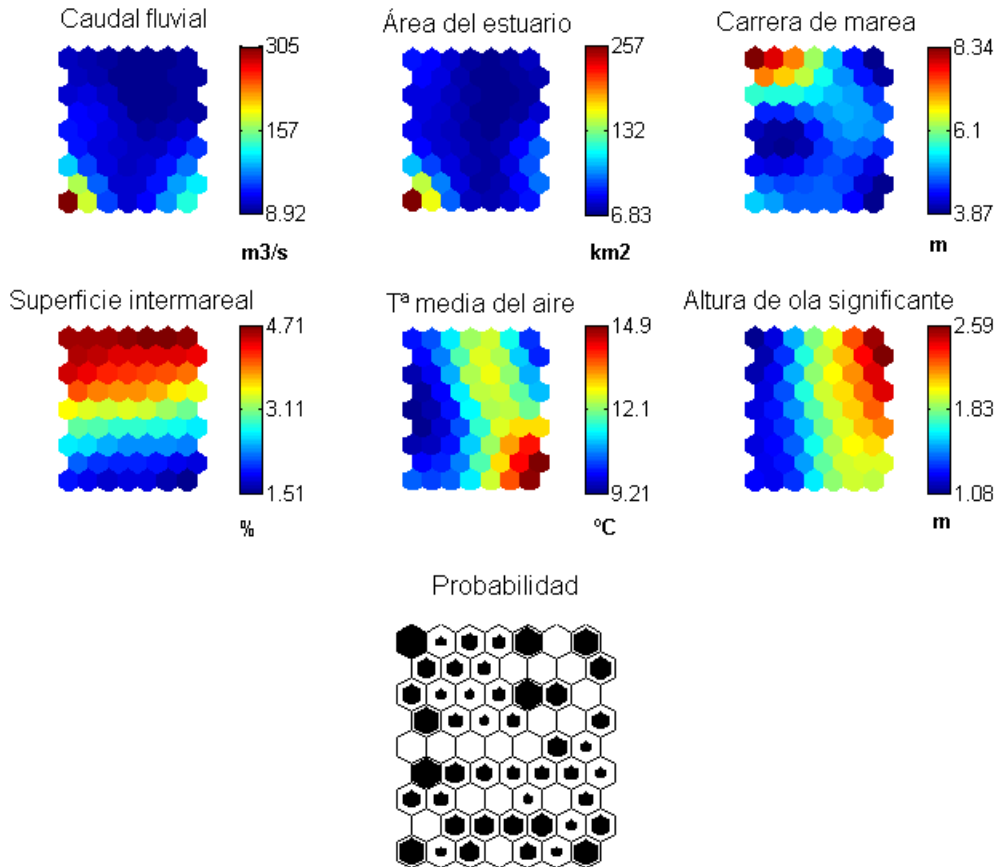


Figura 3.25. Características ambientales de los 63 grupos de ordenación obtenidos con el análisis SOM y densidad de estuarios presente en cada uno de ellos (probabilidad de presencia).

Los resultados del SOM se clasificaron con el análisis k-medias en cinco grupos que permitieron reflejar los patrones de variabilidad ambiental anteriormente descritos, de acuerdo con los resultados obtenidos con los índices de Davies-Boulin y Dunn (Tabla 3.7).

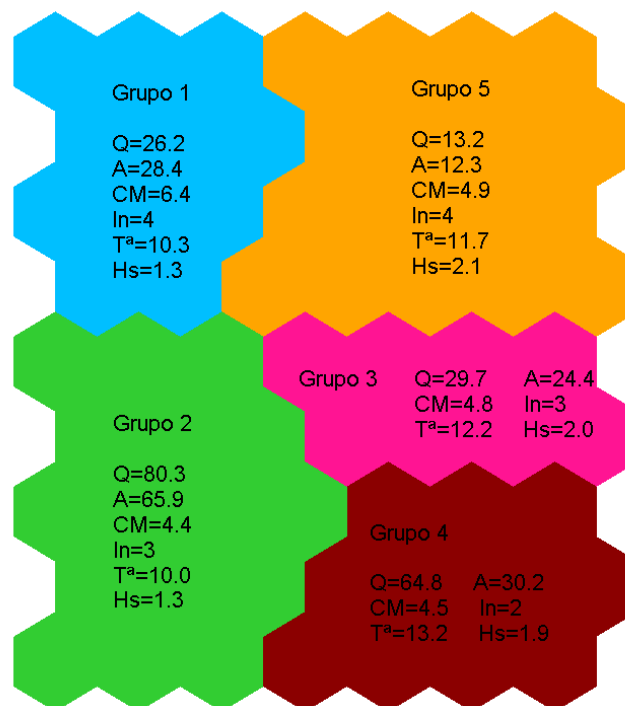
Nº de grupos	2	3	4	5	6	7
Índice de Davies-Boulin	1.173	0.957	0.842	0.799	0.901	0.783
Índice de Dunn	0.038	0.024	0.025	0.025	0.009	0.010

Tabla 3.7. Valores del índice de Davies-Boulin y del índice de Dunn para diferente número de grupos del K-medias.

Cada grupo alberga estuarios con características físicas diferentes y con una distribución espacial específica (Figuras 3.26 y 3.27):

- **Grupo 1:** estuarios de tamaño medio que se encuentran bajo la influencia de carreras de marea extremadamente altas que condicionan la existencia de amplias zonas intermareales. Dichos estuarios reciben aportes de agua dulce medios y se localizan en zonas relativamente frías y protegidas frente al oleaje. De hecho, se localizan preferentemente en las costas bañadas por el mar de Irlanda y el Canal de la Mancha, aunque también aparece en zonas del Mar del Norte. En torno a un 25% de los estuarios clasificados pertenecen a esta tipología.
- **Grupo 2:** estuarios de gran tamaño formados en la desembocadura de los ríos más caudalosos (e.g., Loria, Garona o Elba). Tienden a localizarse en zonas de clima frío, protegidas y expuestas a carreras de marea medias. Esta tipología de estuario muestra una distribución similar a la de la tipología 1, pero con una mayor preferencia por las costas del Mar del Norte y del Mar Céltico. Asimismo, también se clasifican dentro de esta tipología aproximadamente un 25% de los estuarios.
- **Grupo 3:** estuarios de tamaño medio y con pequeños aportes fluviales, que están expuestos a una fuerte dinámica por oleaje y a carreras de marea altas que determinan la formación de extensas zonas intermareales. Estos estuarios son característicos de zonas de clima templado. Esta tipología se localiza en el Golgo de Vizcaya y puntualmente en la costa oeste de Irlanda. Tan sólo un 7% de los estuarios (12 estuarios) pertenecen a esta tipología, siendo por tanto la menos frecuente de las cinco.
- **Grupo 4:** estuarios de tamaño medio que reciben importantes aportes fluviales y que se localizan en zonas cálidas. En general, se encuentran expuestos a oleajes medios y están dominados por ambientes submareales. Dichas condiciones se encuentran en la costa este de la Península Ibérica, donde domina esta tipología de estuario. Sin embargo también aparece en el Golfo de Vizcaya. Un 17% de los estuarios se clasifican dentro de esta tipología.

- **Grupo 5:** pequeños estuarios con amplias extensiones intermareales que se forman en la desembocadura de pequeños ríos en tramos costeros expuestos a un fuerte oleaje. Se localizan en zonas relativamente templadas. La mayor parte de su superficie está ocupada por zonas intermareales. Estos estuarios se encuentran en la costa oeste de Irlanda y, en menor medida, en el Golfo de Vizcaya junto con estuarios de las tipologías 3 y 4. Esta tipología de estuario es relativamente frecuente en la zona de estudio ya que alberga en torno al 25% de los mismos.



“Q” = caudal anual medio del río (m^3/s), “A” = área del estuario (km^2), “CM” = carrera de marea (m), “In” = proporción de superficie intermareal con respecto a la superficie total del estuario intermareal (clases: 1) 0-20%, 2) 20-40%, 3) 40-60%, 4) 60-80%, 5) 80-100%), “Tª” = temperatura del aire media ($^{\circ}C$), “Hs” = altura de ola significativa (m).

Figura 3.26. Clasificación de los resultados del SOM en cinco grupos a través de la técnica k-medias y valores medios de las seis variables en cada grupo.

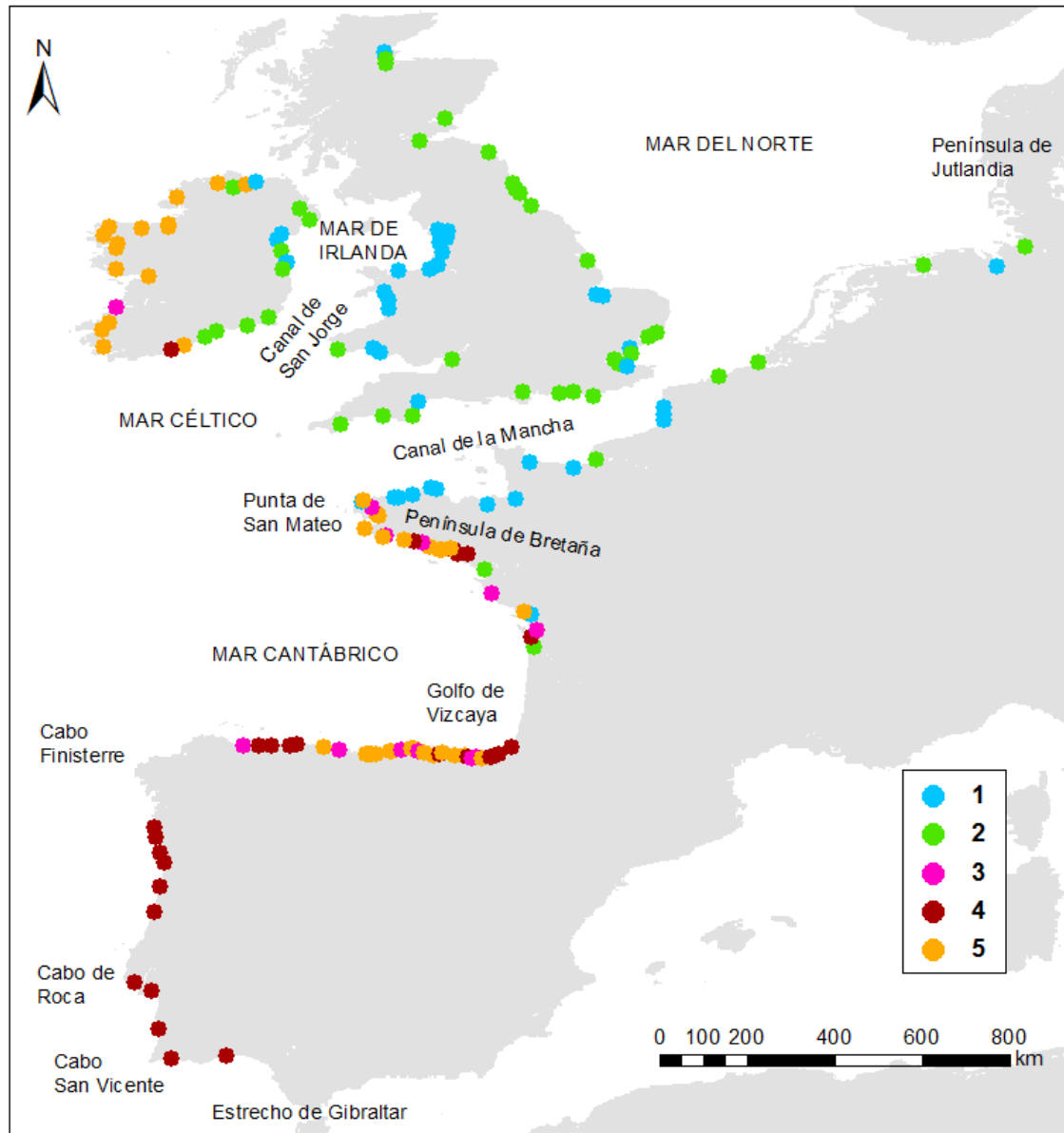


Figura 3.27. Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo en cinco tipologías según la metodología basada en redes neuronales.

3.3.3. Contraste biológico

3.3.3.1. Fauna piscícola

En general, la riqueza y la riqueza BT muestran un patrón similar de variación entre las tipologías obtenidas con cada sistema de clasificación y, además, permiten identificar tendencias comunes entre los diferentes sistemas de clasificación. A continuación se describen los patrones de riqueza asociados a las tipologías de estuario en función del sistema de clasificación (Figura 3.28):

- Clasificación basada en el árbol de decisión: las riquezas más bajas se han detectado en los estuarios localizados más al sur de la región (tipologías B1(3) y B2(3)). Asimismo, los valores más altos se asocian a los estuarios de la tipología B2(1), localizados en el norte de Gran Bretaña.
- Clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica: la tipología 2, asociada a la costa Nordeste de Europa, se caracteriza por un valor medio de riqueza más alto (1.78 especies/m²) que la tipología 1 (1.29 especies/m²), cuyos estuarios se encuentran en la costa oeste de Europa bañada por el océano Atlántico. Por tanto, estos resultados indican la existencia de dos grandes regiones dentro del Nordeste Atlántico europeo, aunque los grandes estuarios (tipología 3) se diferencian claramente de las otras dos tipologías al caracterizarse por un valor medio de la riqueza notablemente más alto (2.37 especies/m²). Asimismo, al aumentar el número de grupos de la clasificación se detectan nuevos patrones de variación. En el caso de la clasificación en 5 grupos, es de destacar que la tipología 2.1, que son estuarios sujetos a fuertes mareas en la costa del Canal de la Mancha y del Mar de Irlanda, muestra valores intermedios de riqueza (1.53 especies/m²) entre las dos grandes regiones anteriormente identificadas, aunque espacialmente se encuentre dentro de la del Nordeste (1.90 especies/m² en la tipología 2.2 característica de esta zona). Asimismo, cuando se identifican 7 grupos, las principales diferencias las marcan, por un lado, la tipología 1.1.2 (Golfo de Vizcaya y oeste de Irlanda), con valores bajos de riqueza (<1 especies/m²), y, por otro lado, las tipologías de grandes estuarios europeos (3.1.1 y 3.1.2) con las riquezas más elevadas (>2 especies/m²). El resto de tipologías se caracterizan por riquezas entre 1.3-1.9 especies/m². Dentro de la región de la costa oeste de Europa, se diferencian tres tipologías de estuario que responden a un gradiente latitudinal de riqueza que aumenta desde el centro y sur (0.95-1.29 especies/m²) hasta el norte en Irlanda (1.67 especies/m²). A este respecto, cabe destacar que si se analiza la riqueza registrada con un único tipo de red

(riqueza BT) se observa dicho gradiente pero al revés, es decir, que la riqueza se incrementa de norte a sur desde la tipología 1.1.1 (0.77 especies/m²) hasta la tipología 1.2.1 (1.29 especies/m²), con valores intermedios en la tipología 1.1.2 (0.95 especies/m²), localizada en zonas centrales (Golfo de Vizcaya).

- Clasificación basada en redes neuronales: las tipologías 3, 4 y 5, localizadas en la costa oeste de Europa y bañadas por el océano Atlántico, muestran valores medios de la riqueza más bajos y próximos entre sí que con las tipologías 1 y 2, las cuales, a su vez, se parecen entre sí y se localizan preferentemente en la costa del Mar de Irlanda, Canal de la Mancha y Mar del Norte. Además, las tres primeras tipologías se caracterizan por un aumento de la riqueza media desde latitudes más altas (1.14 y 1.19 especies/m² en las tipologías 3 y 5 respectivamente, que se sitúan en el Golfo de Vizcaya y costa oeste de Irlanda), hasta latitudes más bajas (1.45 especies/m² en la tipología 4, que se localiza en el Golfo de Vizcaya y domina en Portugal). Este mismo gradiente latitudinal, pero más gradual, se observa con los valores medios de la riqueza estimada con las capturas realizadas con un solo tipo de red de pesca (Riqueza BT). En resumen, se detecta una tendencia a subdividir el Nordeste Atlántico europeo en dos regiones claramente diferenciadas: por un lado, el oeste y sur de Europa y, por otro lado, el Nordeste. Además, dentro de la primera región se observa, a su vez, un gradiente latitudinal de la riqueza.

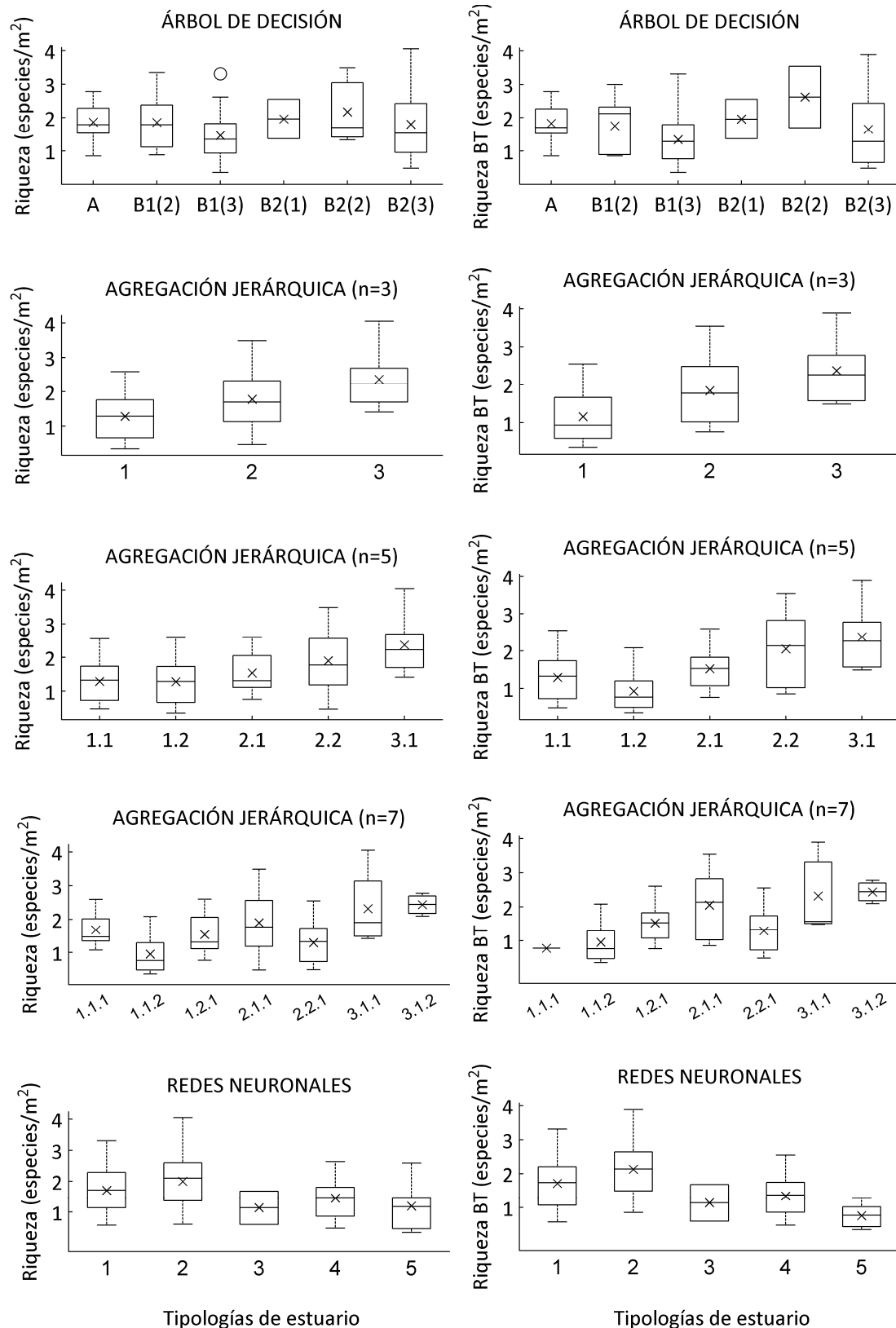


Figura 3.28. Diagrama de cajas con los valores de riqueza y riqueza BT (especies/m²) por tipología de estuario para cada sistema de clasificación. La marca central indica la mediana, los límites de las cajas son los percentiles del 25 y del 75, las barras son los valores extremos, los círculos son los *outliers* y la 'x' es la media.

De forma complementaria a la descripción biológica de las tipologías, en la Tabla 3.8 se presentan los valores de correlación entre la riqueza piscícola y las variables ambientales utilizadas para definir dichas tipologías. Las mayores correlaciones (+0.35 y +0.51 para cada una de las riquezas estimadas) son directas y se obtienen con la superficie del estuario. Asimismo, también se registraron correlaciones significativas entre la riqueza calculada con una única técnica de muestreo (Riqueza BT) y el área de la cuenca (+0.45), temperatura mínima del aire (-0.33) y oleaje (-0.44). Por lo tanto, además de la temperatura se han identificado variables no latitudinales estrechamente relacionadas con la riqueza de peces estuarinos.

	Riqueza	Riqueza BT
Área de la cuenca	0,22	0,45**
Caudal del río	0,13	0,27*
Área del estuario	0,35**	0,51**
Carrera de marea	0,08	0,12
Superficie intermareal	-0,18	-0,24
Tª media del aire	-0,07	-0,19
Tª mín. del aire	-0,19	-0,33**
Tª máx. del aire	0,005	-0,03
Altura de ola significante	-0,19	-0,44**

** La correlación es significativa al nivel 0.01.

* La correlación es significativa al nivel 0.05.

Tabla 3.8. Coeficiente de correlación de Spearman entre las variables ambientales y los valores de riqueza estandarizados por la superficie de muestreo.

Un análisis más detallado revela la existencia de diferencias significativas entre las tipologías de estuarios con base en los valores de riqueza, excepto en la clasificación establecida a partir del árbol de decisión (Tabla 3.9). En el caso de la clasificación basada en redes neuronales, las tipologías 2 y 5 son significativamente diferentes entre sí, aunque la prueba de rangos identifica sólo un subgrupo en el que se incluyen todas las tipologías. Por último, la clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica da lugar a tipologías significativamente diferentes. En el primer nivel de detalle (n=3 grupos) se obtiene que las tipologías 2 y 3 son significativamente diferentes de la 1, siendo dichas diferencias mayores con la 3 (grandes estuarios europeos). Estos resultados corroboran la hipótesis sobre la existencia de dos grandes regiones en el Nordeste Atlántico europeo, anteriormente descritas. En los siguientes niveles de detalle (n=5 y 7 grupos) se observa este mismo patrón sin detectarse diferencias significativas entre los subtipos identificados dentro de cada tipología.

Clasificación	Árbol de decisión	Agregación jerárquica			Redes neuronales
		n=3	n=5	n=7	
<u>Prueba ANOVA</u>					
<i>Riqueza</i>	1,11	6,49**	3,90**	3,06**	2,71*
<i>Riqueza BT</i>	1.12	7.09**	4.47**	2.85*	3.52*
<u>Prueba de TUKEY</u> ⁽¹⁾					
Por parejas	-	1 ≠ 2, 3	1.1, 1.2 ≠ 3.1	-	2 ≠ 5
Por rangos:	B1(3)	1	1.2	1.1.2	3
	B2(3)	2 2	1.1	1.2.1 1.2.1	5
	B1(2)	3	2.1 2.1	2.1.1 2.1.1	4
	A		2.2 2.2	1.1.1 1.1.1	1
	B2(1)		3.1	2.2.1 2.2.1	2
	B2(2)			3.1.1	
				3.1.2	

** La correlación es significativa al nivel 0.01.

* La correlación es significativa al nivel 0.05.

⁽¹⁾ Nivel de significación de 0,05. Subgrupos: tipologías de estuario ordenadas de menor a mayor según el valor medio de la riqueza.

Tabla 3.9. Test ANOVA (estadístico F) para identificar diferencias significativas entre las tipologías de estuario en función de la riqueza y riqueza BT y análisis *post-hoc* (prueba de Tukey por parejas y por rangos) con los datos de riqueza.

Si se atiende a la distribución de las comunidades de peces, puede observarse en la Figura 3.29 que éstas responden a un gradiente latitudinal definido por la temperatura media del aire (coeficiente de correlación de -0.83 con el primer eje del análisis MDS). Igualmente, se registran valores de correlación elevados con la temperatura mínima (-0.55) y máxima (-0.88) del aire. En cambio, con el resto de variables ambientales utilizadas para clasificar los estuarios no se han identificado correlaciones elevadas ya que, en todos los casos, eran menores que 0.3.

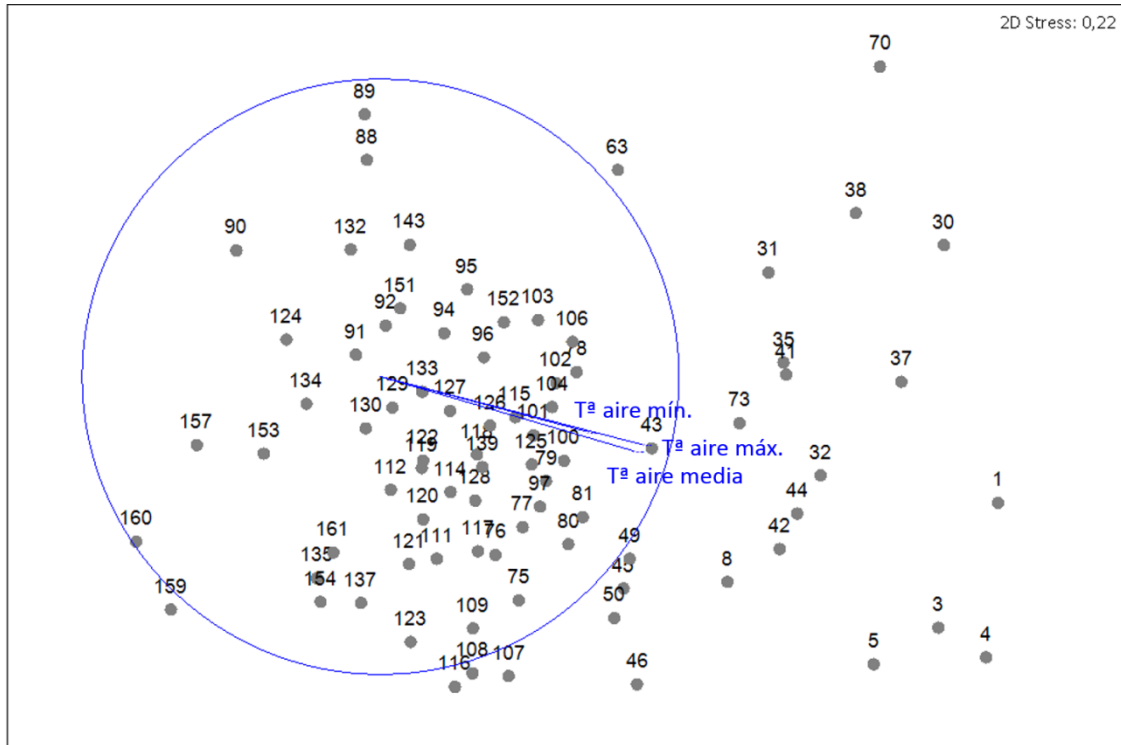


Figura 3.29. Ordenación MDS de los estuarios europeos (numeración según el Anejo 1 (Figura 1, Tabla 1)) en función de la composición específica de peces. Se representa la correlación de los ejes con las variables ambientales (>0.3).

En la Figura 3.30 se observa una baja correspondencia entre los resultados del análisis de ordenación y las tipologías establecidas con el procedimiento basado en un árbol de decisión. Los grandes estuarios (tipología A) y aquellos localizados en zonas cálidas del sur de Europa (tipologías B1(3) y B2(3)) aparecen dispersos en diferentes zonas del MDS y grupos del clúster.

En la Figura 3.31 se puede apreciar una ligera concordancia entre las tipologías establecidas con técnicas estadísticas de agregación jerárquica y la ordenación obtenida con los análisis MDS y clúster, pero sólo a gran escala. En general, las tipologías 1.1.2 y 1.2.1 (región del oeste de Europa) forman un grupo que se corresponde con unas comunidades de peces características, que se diferencia del resto de tipologías (noreste de Europa). Los grandes estuarios europeos (tipología 3.1.1 y 3.1.2), independientemente de su localización tienden a agruparse con estos últimos. A un mayor detalle ya no se observan patrones de ordenación relacionados con las tipologías. Es importante señalar que los estuarios de la tipología 1.1.1 pertenecientes a Irlanda se agrupan con los estuarios de la tipología 2.1.1 y 2.2.1, es decir, se agrupa con estuarios de latitudes similares a la suya.

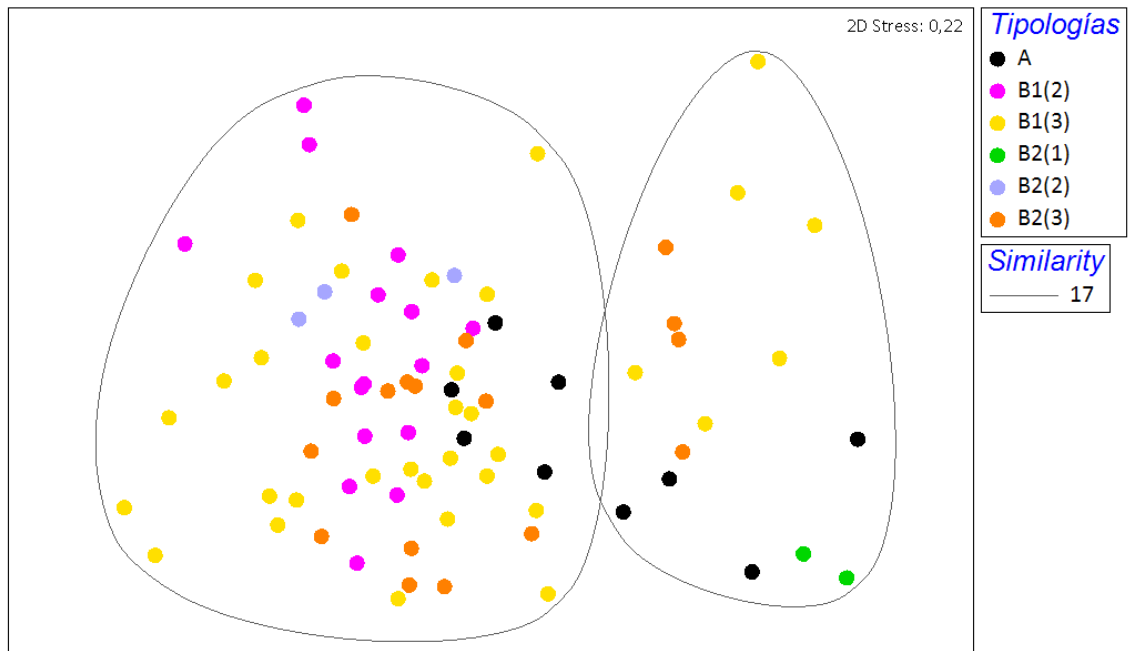


Figura 3.30. Ordenación MDS de los estuarios en función de la composición específica de peces. Se indican los grupos establecidos con una similaridad del 17%. Representación de las tipologías según la clasificación basada en un árbol de decisión.

Por último, las tipologías identificadas con el sistema basado en redes neuronales muestran un buen grado de ajuste al nivel de grandes regiones europeas (Figura 3.32). Las tipologías 1 y 2 (noreste de Europa) se concentran en la parte izquierda del MDS, la cual se asocia con bajas temperaturas medias, dentro de uno de los grupos identificados en el análisis clúster. A su vez, la tipología 4 tiende a localizarse mayoritariamente en otro grupo en la parte derecha del MDS, y las tipologías 3 y 5 (Golfo de Vizcaya y oeste de Irlanda) están dispersas en los diferentes grupos identificados con los análisis multivariantes.

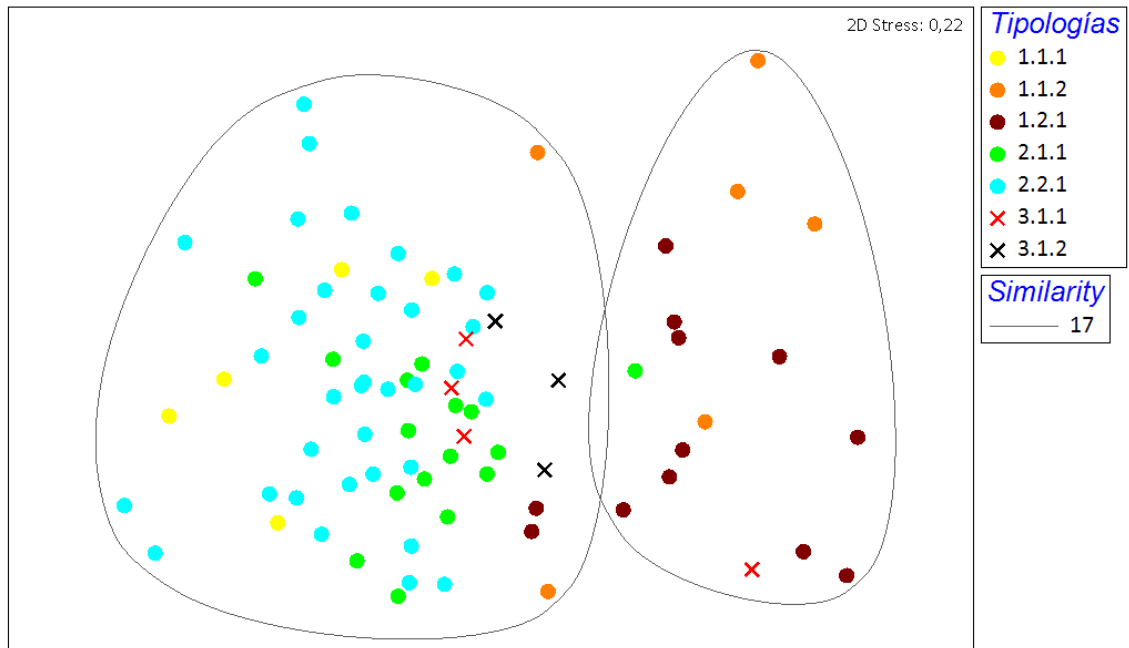


Figura 3.31 Ordenación MDS de los estuarios en función de la composición específica de peces. Se indican los grupos establecidos con una similaridad del 17%. Representación de las tipologías de estuario según la clasificación basada en técnicas estadísticas de agregación jerárquica (n=7 grupos).

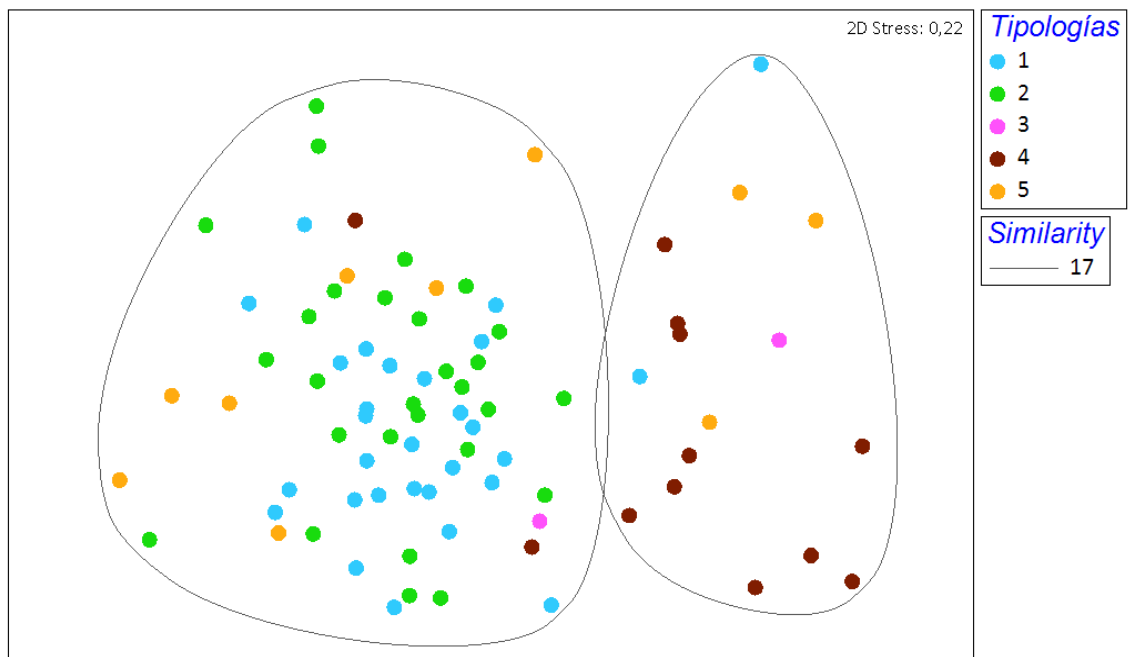


Figura 3.32. Ordenación MDS de los estuarios en función de la composición específica de peces. Se indican los grupos establecidos con una similaridad del 17%. Representación de las tipologías según la clasificación basada en redes neuronales.

3.3.3.2. Vegetación de marisma

La variación del coeficiente *kappa* al aumentar el número de grupos predictores muestra un patrón similar en todas las clasificaciones (100, 225 y 400 grupos), tanto con la vegetación de marisma como con el género *Spartina* (Figuras 3.33 y 3.34). Dicho patrón se caracteriza por una forma acampanada en la que se alcanza un único máximo, cuyo valor oscila entre 0.54 y 0.57 para la vegetación de marisma y entre 0.17 y 0.23 para el género *Spartina*. Estos valores se corresponden con un grado de ajuste del modelo entre moderado y bueno en el primer caso y entre bajo y muy bajo en el segundo. En términos generales, si se atribuye un número muy bajo o muy alto de grupos como predictores de la presencia de la vegetación, entonces la concordancia entre la predicción y la distribución real es muy baja, llegando incluso a alcanzarse valores de cero para el coeficiente *kappa*. La clasificación que mejores resultados aporta es aquella en la que se establecen un total de 400 grupos a partir de los datos de teledetección correspondientes a las bandas y a los índices conjuntamente. En el caso de la vegetación de marisma, el valor máximo del coeficiente *kappa* con dicha clasificación es de 0.57 (grado de ajuste bueno) y se alcanza asignando los 65 primeros grupos como predictores de la presencia de la vegetación. Cada uno de estos grupos se caracteriza por un porcentaje vegetado de su área superior al 30% y, en total, con esos 65 grupos seleccionados es posible explicar hasta un 63% de la distribución de la vegetación de marisma en los estuarios considerados para este estudio (Tabla 3.10). En el caso del género *Spartina*, el valor máximo del coeficiente *kappa* en dicha clasificación es de 0.23 (grado de ajuste bajo) y se alcanza asignando los 18 primeros grupos como predictores. Cada uno de estos grupos se caracteriza por un porcentaje vegetado de su área superior al 12.3% y, en total, los 18 grupos sólo permiten explicar un 38.4% de la distribución del género *Spartina* en los 11 estuarios analizados (Tabla 3.10).

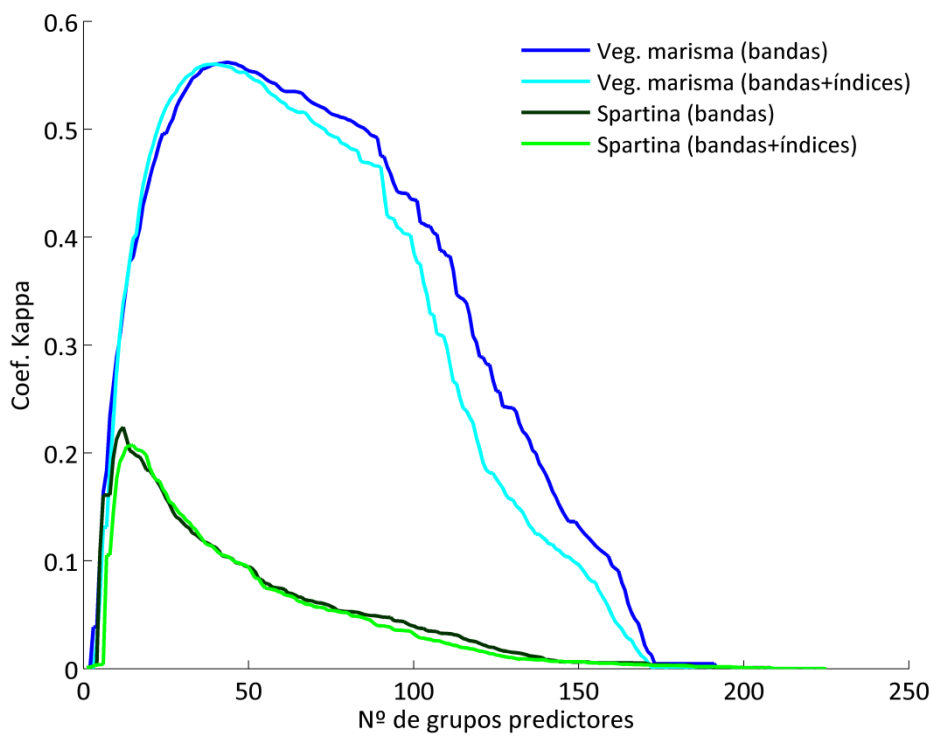
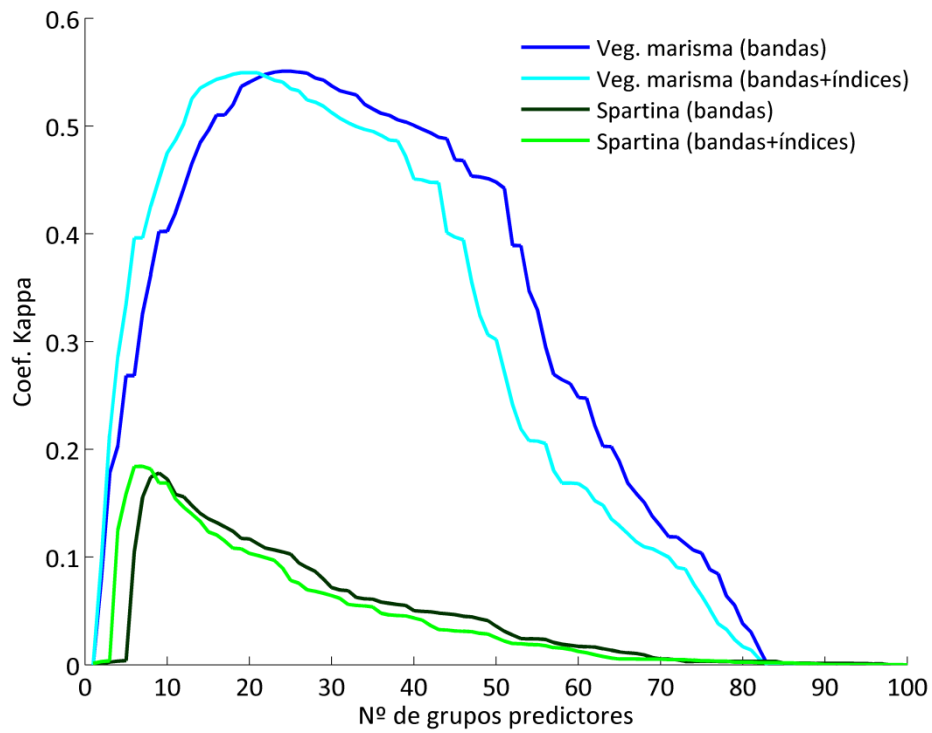


Figura 3.33. Coeficiente *kappa* para diferentes umbrales del número de grupos predictores de la presencia de la vegetación de marisma y del género *Spartina*. Clasificación de 100 (arriba) y 225 grupos (abajo).

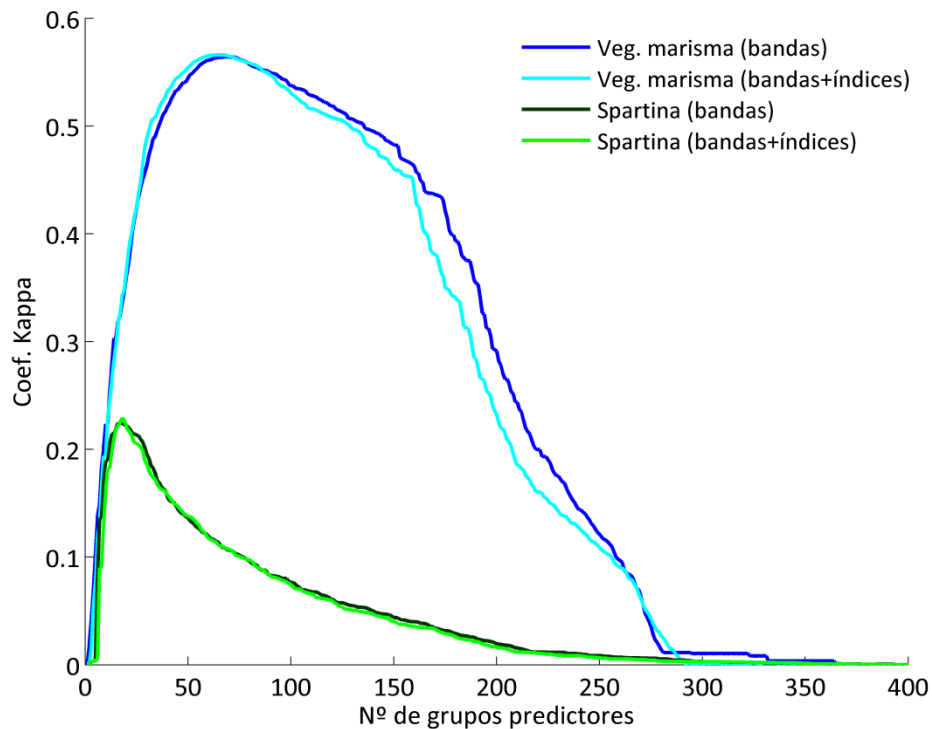


Figura 3.34. Coeficiente *kappa* para diferentes umbrales del número de grupos predictores de la presencia de la vegetación de marisma y del género *Spartina*. Clasificación de 400 grupos.

A partir de los dos modelos predictivos seleccionados para la vegetación de marisma y el género *Spartina* se obtuvo su distribución potencial en los 11 estuarios analizados (Figuras 3.35-3.45). De acuerdo con dichos modelos, en San Vicente de la Barquera (Figura 3.35) y las Marismas de Santoña (Figura 3.38) se predice una alta proporción de la superficie del estuario que está colonizada por *Spartina*. Sin embargo, los datos cartográficos revelan que en ambos casos se está sobreestimando, en gran medida, la distribución de dicho género. Una gran parte de la superficie donde se predice la presencia de *Spartina* son zonas colonizadas por otras especies fotosintéticas, ya sean algas, fanerógamas marinas (*Nanozostera noltii*), etc. En general, los mejores ajustes se observan en los grandes estuarios, como son el Schelde-Westerschelde (Figura 3.39), Eems-Dollard (Figura 3.40), Wesser (Figura 3.41) y Elbe (Figura 3.42), donde se desarrollan grandes praderas en relación con la resolución espacial de las imágenes de satélite (30x30 metros). Asimismo, se detecta un mejor ajuste de los modelos predictivos en el caso de la vegetación de marisma que en el de *Spartina*.

GRUPO	% veg. grupo	% veg. acum.	GRUPO	% veg. grupo	% veg. acum.	GRUPO	% veg. grupo	% veg. acum.
Vegetación de marisma								
200	100	0.0	236	64.5	29.2	226	42.9	50.2
22	100	0.0	267	64.3	30.4	327	42.6	50.9
142	92.6	0.9	331	63.7	31.3	103	40.8	51.5
335	89.4	3.0	286	63.6	32.8	23	40.2	52.0
326	88.1	4.3	356	62.7	34.0	309	39.9	52.7
367	87.8	6.8	398	62.3	36.0	171	39.9	53.7
115	87.8	7.7	238	60.8	38.0	165	39.3	54.2
325	87.3	9.9	391	58.5	39.1	324	38.2	55.2
160	86.8	11.8	274	57.1	40.2	221	38.1	56.0
33	85.7	11.8	333	56.7	41.3	48	37.6	56.5
204	85.6	14.3	314	54.5	41.9	370	37.0	57.1
55	85.4	15.5	49	50.0	41.9	361	36.6	57.5
389	79.4	16.9	230	47.2	42.8	38	35.5	58.4
374	78.9	18.1	247	47.2	43.9	386	35.5	59.0
316	77.5	19.4	166	46.8	44.8	97	33.7	60.0
222	76.7	21.0	189	46.3	45.2	185	33.3	60.0
279	76.2	21.8	300	45.7	46.0	302	33.3	61.1
19	76.1	23.1	82	45.6	47.3	379	33.0	61.4
265	75.5	23.6	293	45.5	47.7	241	32.4	61.7
364	72.0	25.2	295	45.5	48.3	340	32.0	62.6
182	70.7	26.8	77	44.7	49.2	206	31.9	62.9
114	68.4	28.1	129	43.9	50.2			
Género <i>Spartina</i>								
200	100	0.1	374	30.3	6.2	166	16.1	22.1
22	100	0.1	1	25	6.2	574	15.5	25.6
33	71.4	0.2	55	23.2	10.1	171	14.8	30.2
49	50.0	0.2	236	19.3	14.4	399	14.1	32.3
226	42.9	0.2	386	17.6	18.1	92	13.9	35.5
185	33.3	0.3	76	16.7	18.2	356	12.3	38.4

Tabla 3.10. Caracterización de los 65 y 18 grupos identificados como predictores de la vegetación de marisma y del género *Spartina*, respectivamente, a partir de la clasificación de 400 grupos obtenida con los datos de satélite de las bandas y los índices derivados: proporción de observaciones de presencia dentro de cada grupo y proporción acumulada de las observaciones de presencia registradas en toda la zona de estudio.

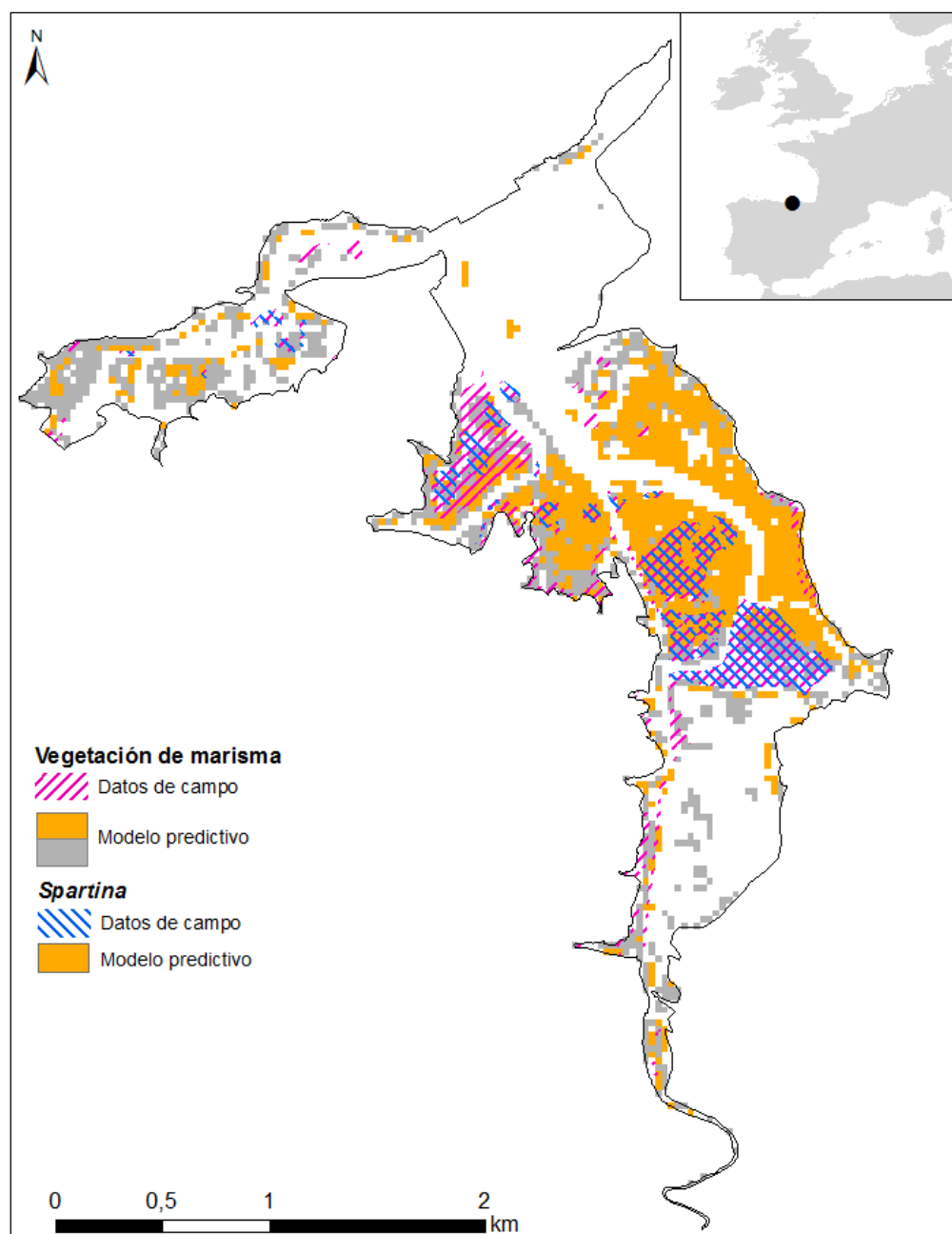


Figura 3.35. Estuario de San Vicente de la Barquera (ES)

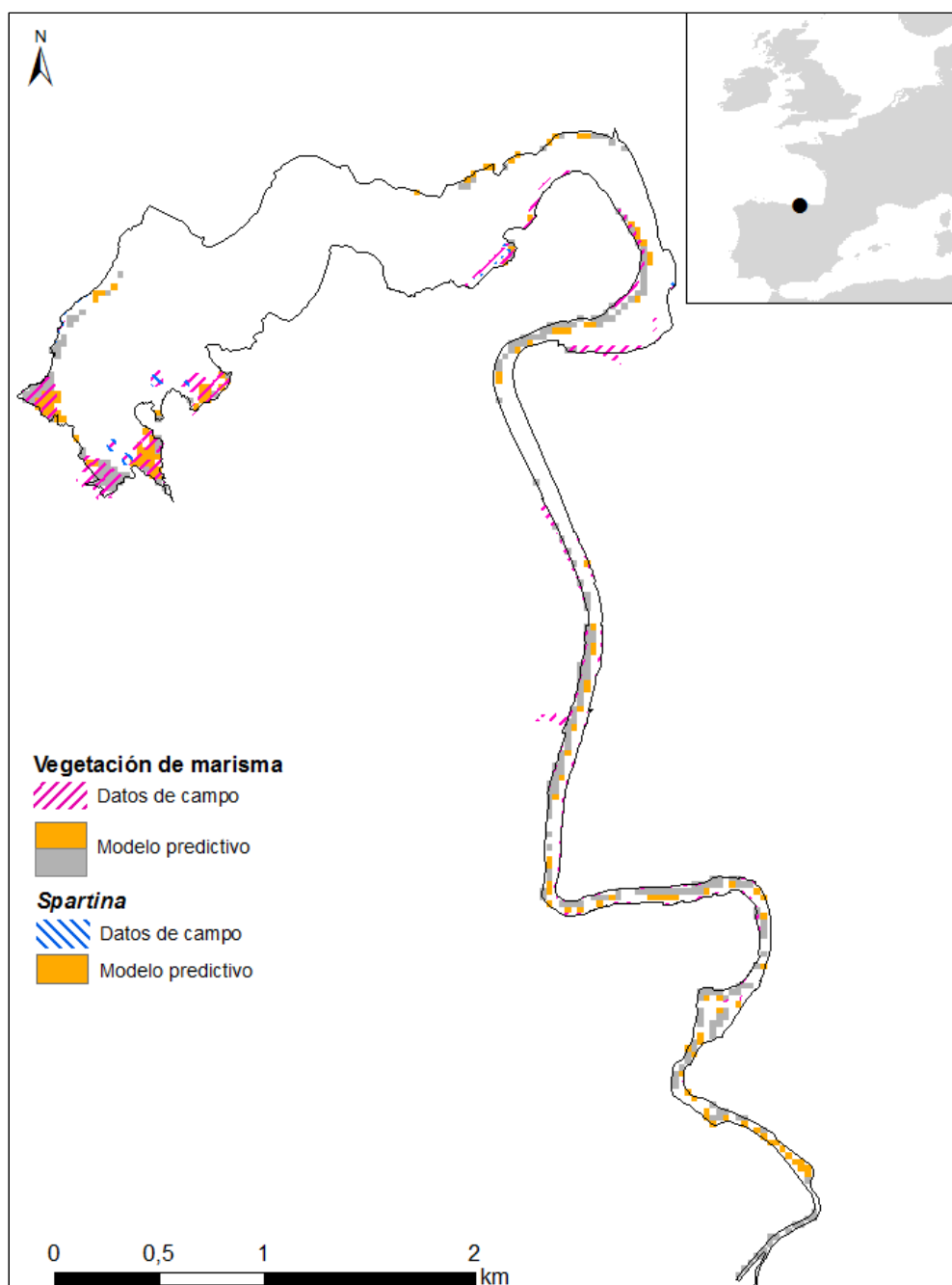


Figura 3.36. Ría de Mogro (ES)

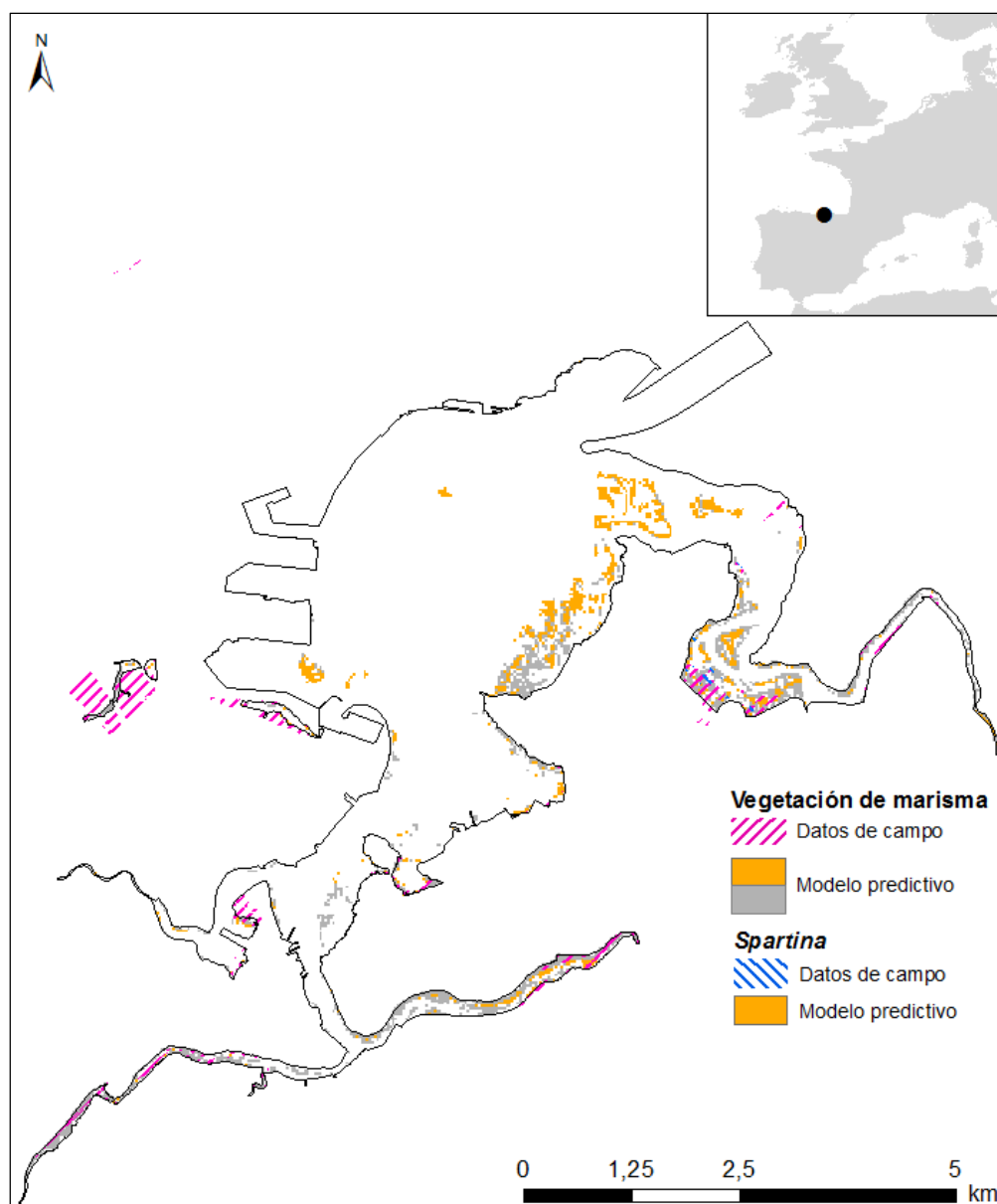


Figura 3.37. Bahía de Santander (ES)

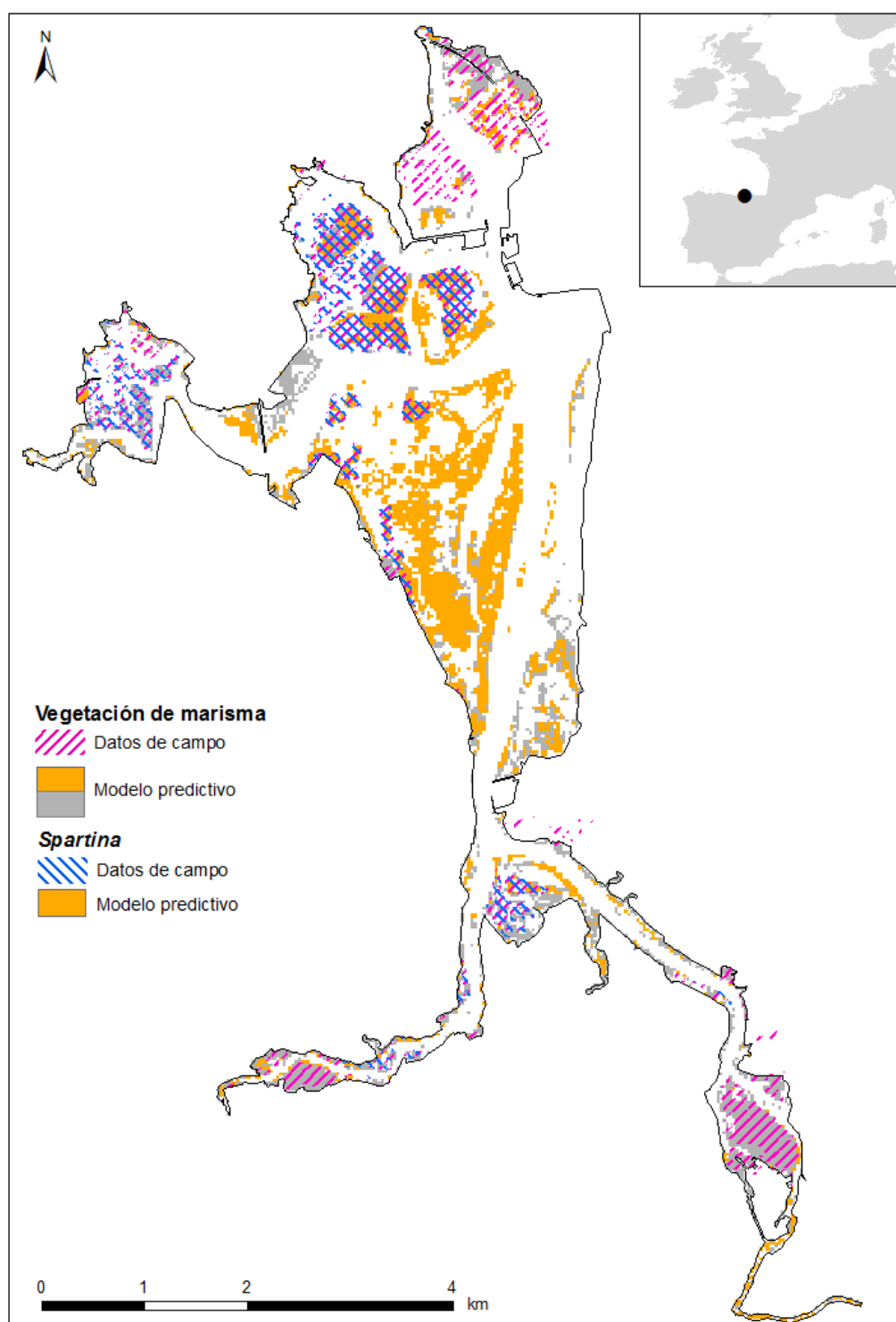


Figura 3.38. Marismas de Santoña (ES)

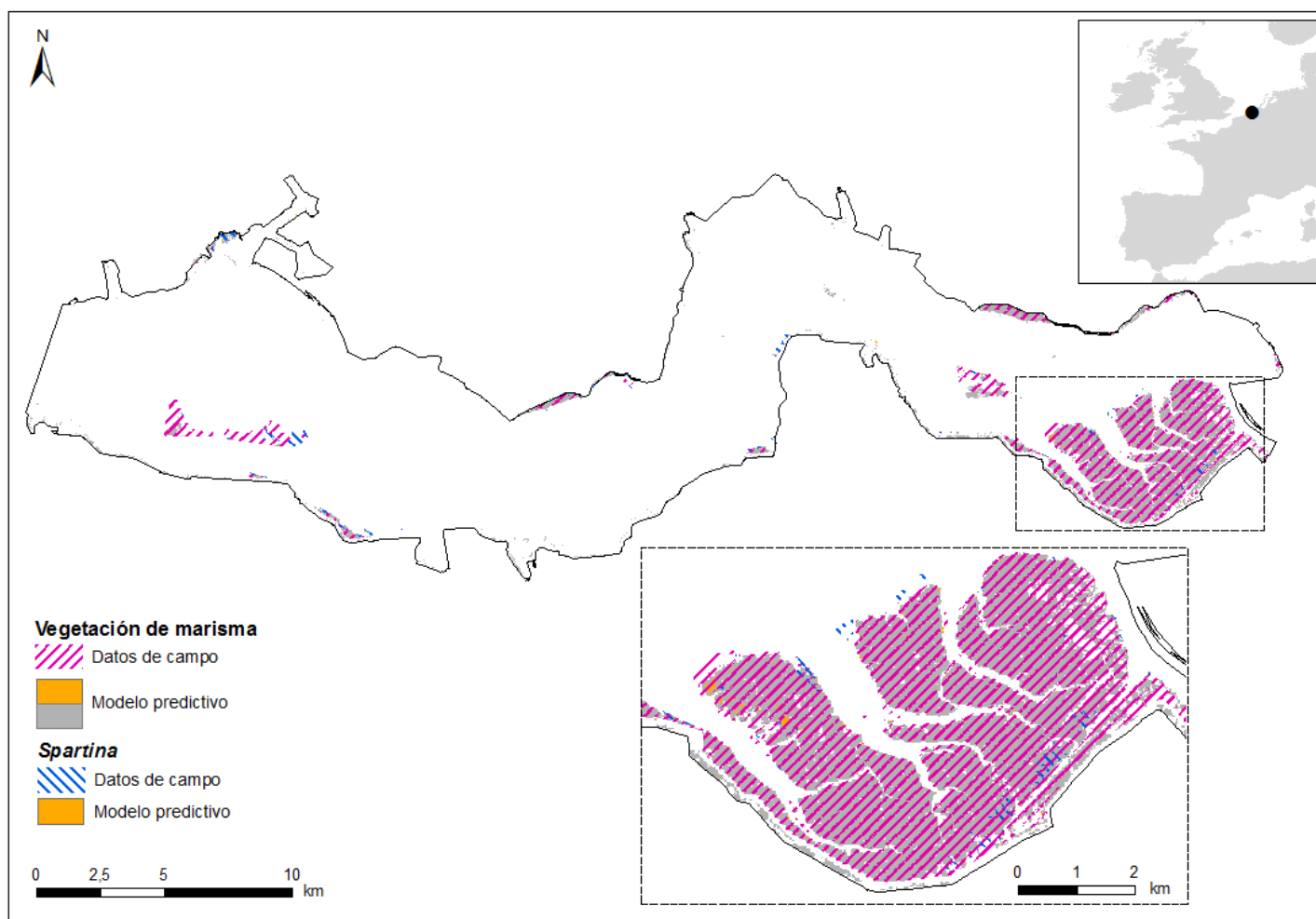


Figura 3.39. Estuario Schelde-Westerschelde (BE y NL)

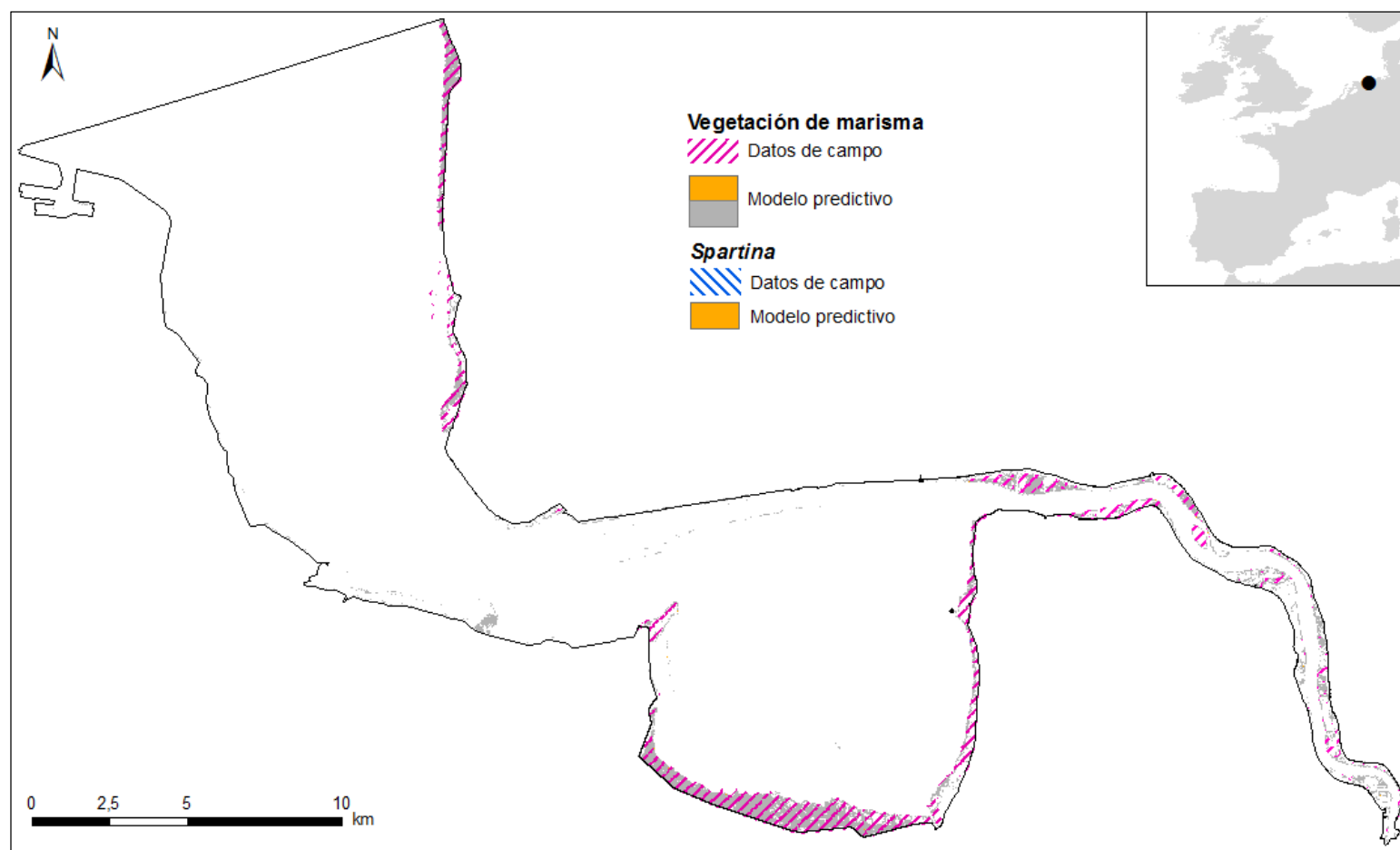


Figura 3.40. Estuario Eems-Dollard (NL)

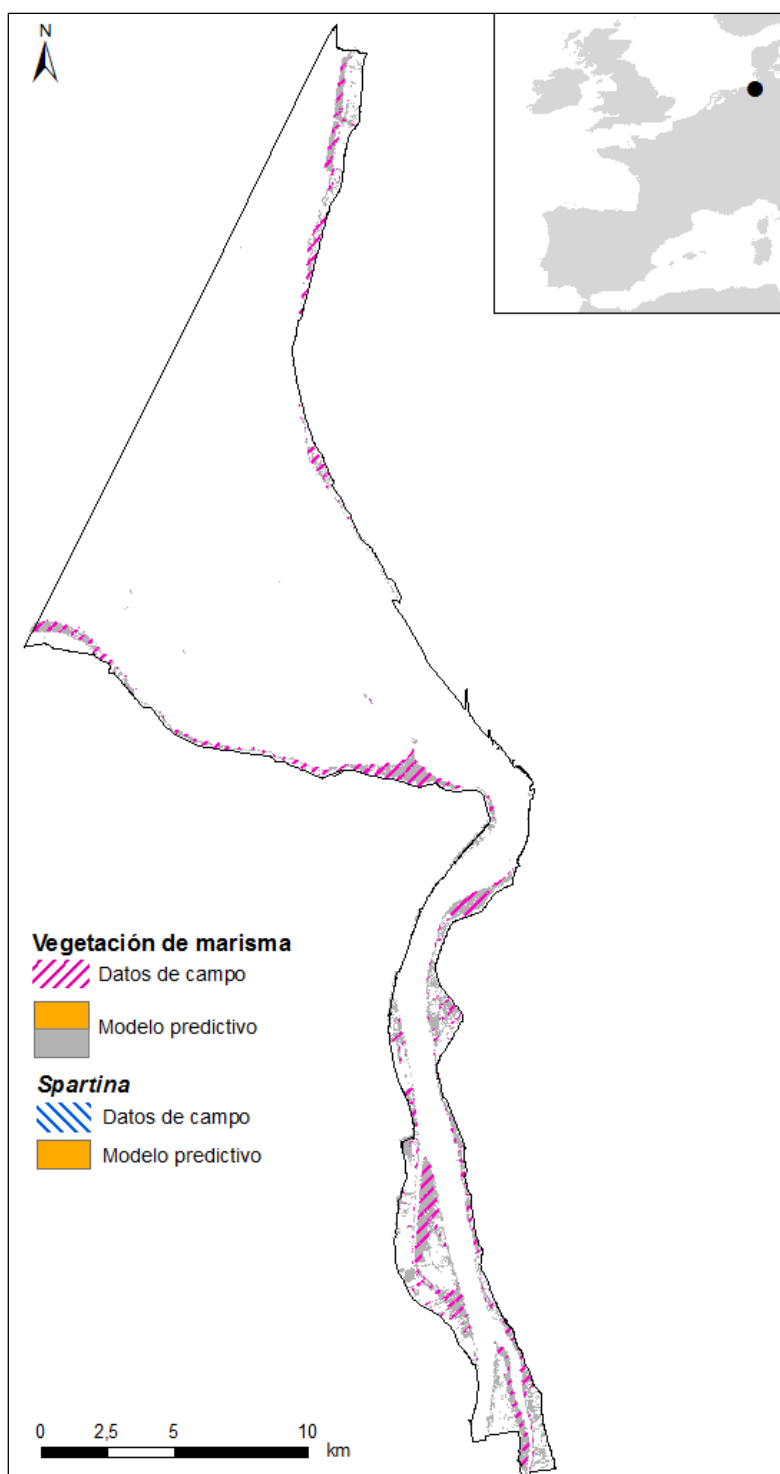


Figura 3.41. Estuario Weser (DE)

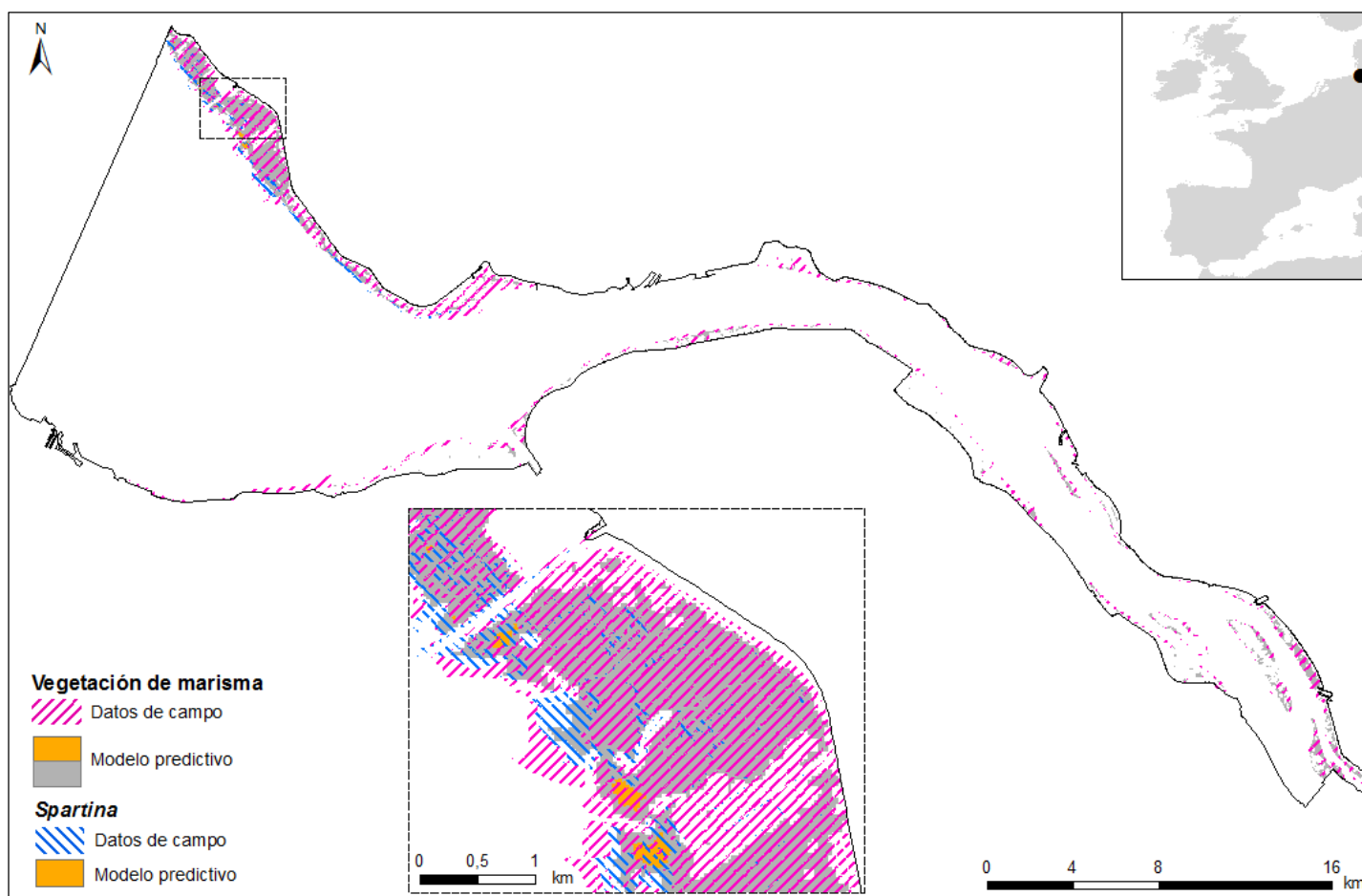


Figura 3.42. Estuario del Elba (DE)

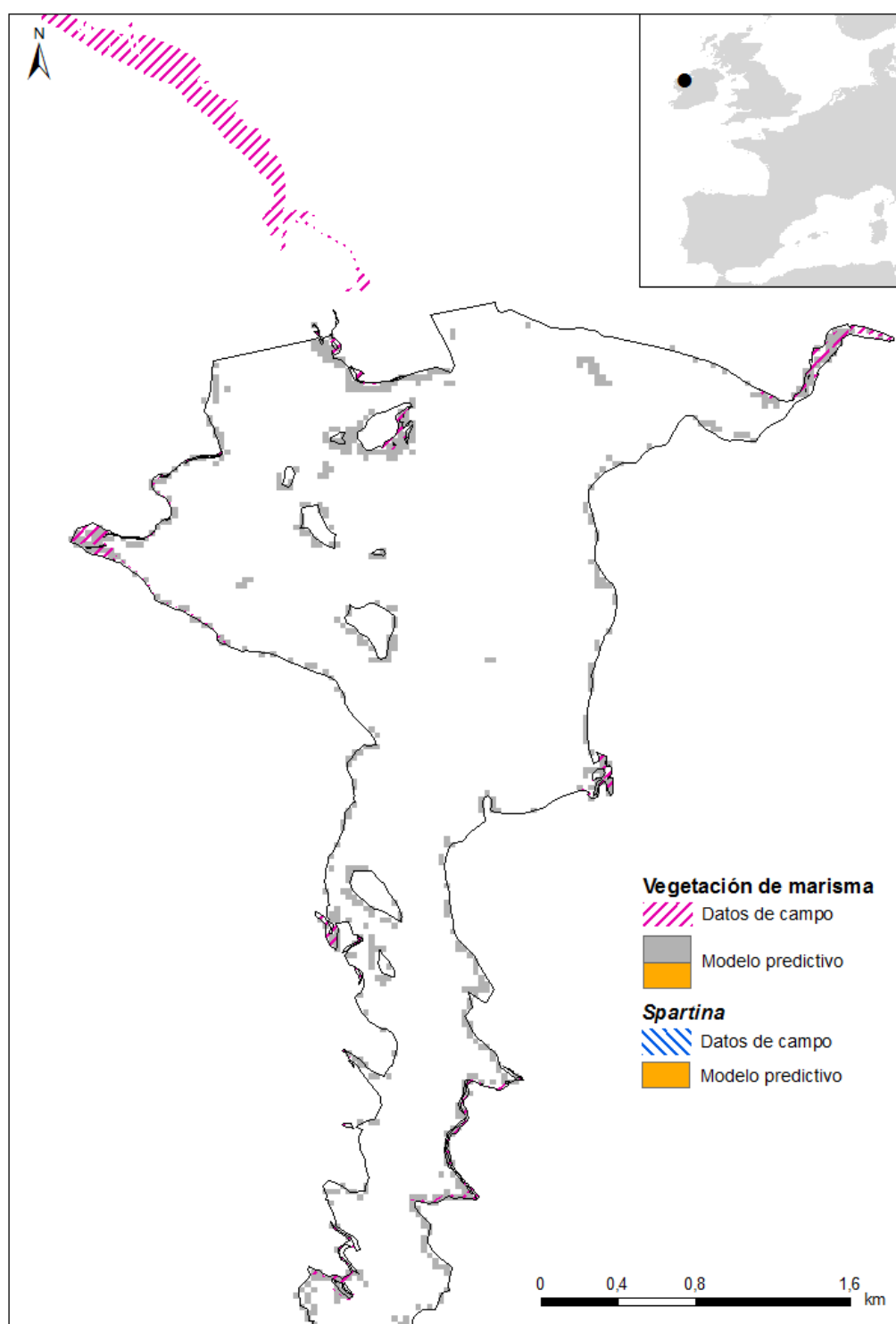


Figura 3.43. Estuario Moy (IR)

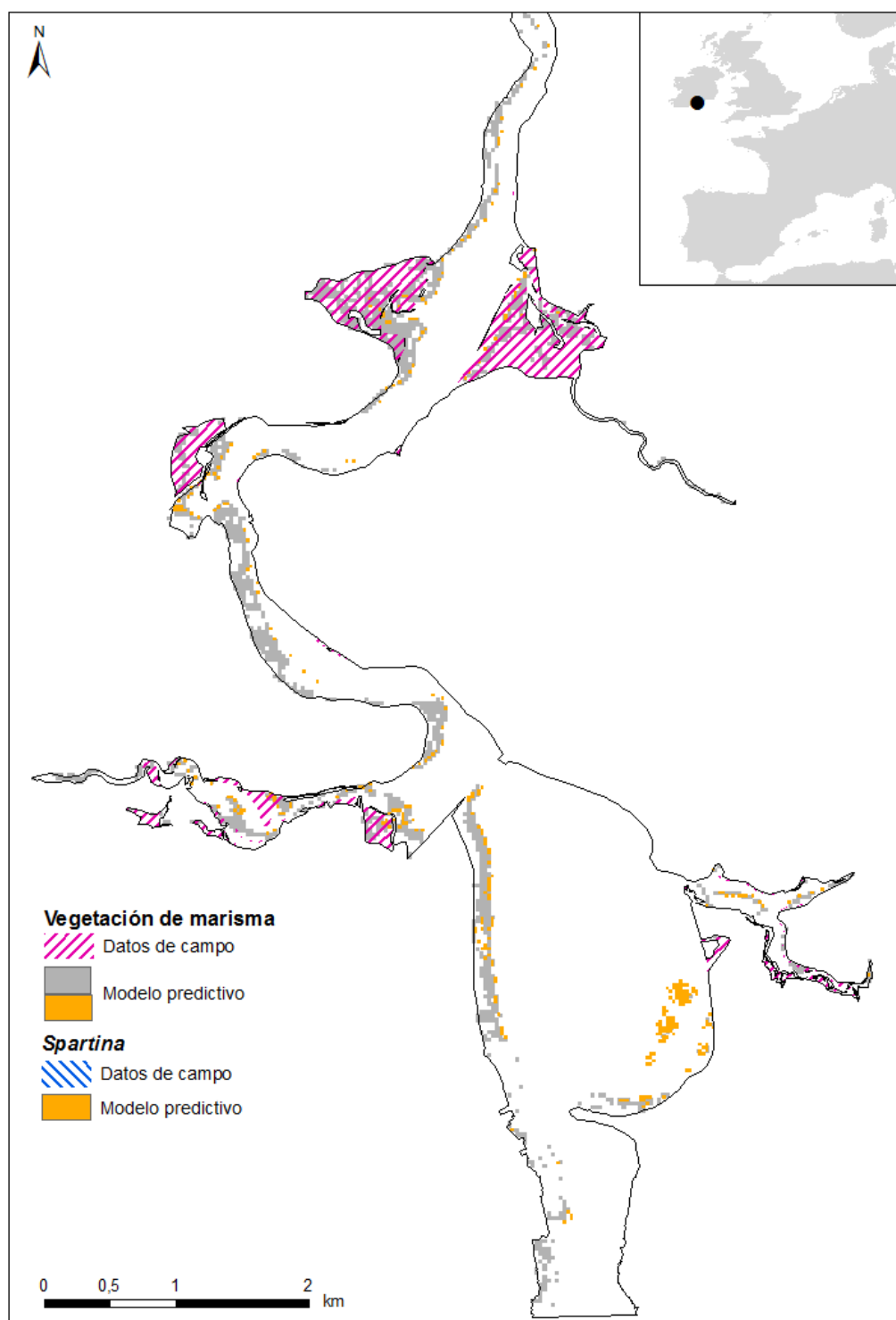


Figura 3.44. Estuario Munster (IR)

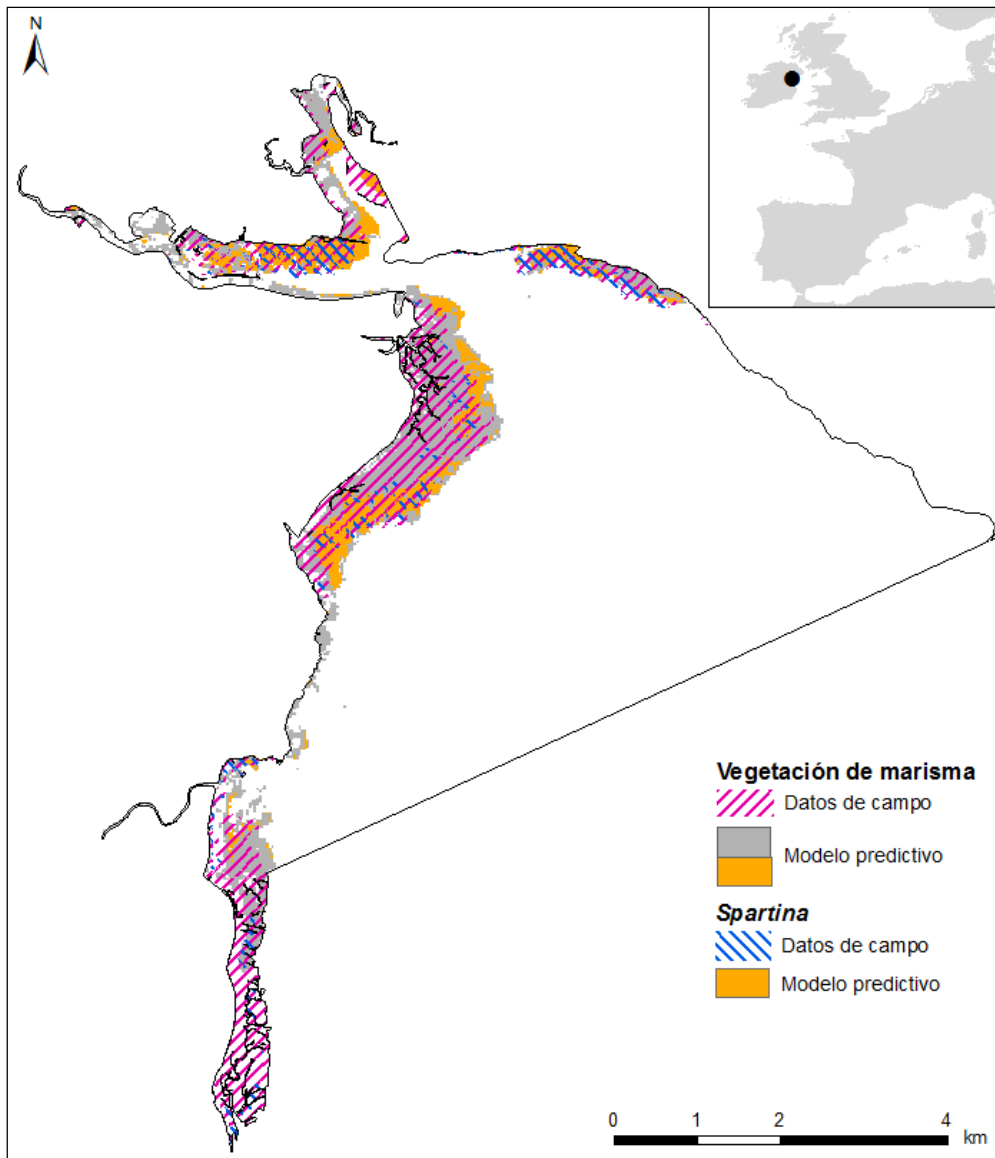


Figura 3.45. Dundalk Bay (IR)

En términos generales, la capacidad predictiva de los modelos establecidos no se consideró apropiada para caracterizar la distribución de la vegetación de marisma a lo largo del Nordeste Atlántico europeo, especialmente a nivel de género. Por lo tanto, no fue posible validar las tipologías ecológicas en función de la distribución de la vegetación de marisma.

3.4. Discusión

Los sistemas de clasificación desarrollados, especialmente los basados en técnicas estadísticas, son capaces de discriminar entre diferentes tipologías de estuario que responden a patrones biogeográficos relacionados con la latitud y a la variabilidad de las propiedades morfológicas e hidrológicas propias de cada uno de ellos. Además, dichas tipologías también se asocian con diferentes características biológicas de la fauna piscícola, lo cual corrobora la potencialidad de estas metodologías para identificar tipologías ecológicas. En cuanto a los modelos predictivos desarrollados para caracterizar la vegetación de marisma de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo, es importante destacar que a pesar de la validez de las técnicas de teledetección para alcanzar dicho objetivo, no ha sido posible obtener un modelo con un grado de ajuste lo suficientemente alto, sobre todo a nivel de especie, como para obtener información biológica de detalle que permitiese validar dichas tipologías (Isacch *et al.*, 2006; Silvestry y Marani, 2004; Xie *et al.*, 2008). Los datos de partida, tanto los de campo como los de satélite, se han identificado como las principales limitaciones encontradas a lo largo del proceso de construcción de estos modelos de detalle. No obstante, los resultados obtenidos constituyen una primera aproximación para el desarrollo de modelos más precisos, robustos y específicos, que partan de las fortalezas y debilidades identificadas con el procedimiento utilizado y que apliquen herramientas adicionales, como son las librerías espectrales (Hurd *et al.*, 2005). En definitiva, se requiere un mayor esfuerzo de investigación para identificar, con técnicas de teledetección, las comunidades y especies de vegetación que colonizan los ambientes intermareales caracterizados por altos niveles de humedad y fragmentación de las comunidades, frente a los cuales son sensibles los sensores de los satélites.

Tanto la distribución de las tipologías de estuario como la de la fauna piscícola indican la existencia de dos grandes regiones dentro del Nordeste Atlántico europeo: 1) Región A, que abarca toda la costa del Nordeste de Europa (norte de Francia, Bélgica, Holanda, Alemania y Reino Unido); 2) Región B, que abarca toda la costa del sur y oeste (oeste de Irlanda y Francia, Península de la Bretaña francesa y Península Ibérica) (Figura 3.46) (Tabla 2 del Anejo 1). La división entre ambas regiones, cuyo límite se localiza en el entorno de la Bretaña francesa, converge con los límites establecidos en múltiples clasificaciones de los sistemas costeros, desde una escala mundial (Spalding *et al.*, 2007; Watling y Gerken, 1998) hasta regional (regiones OSPAR (ICES, 2009)). La región B se caracteriza, en términos generales, por una mayor exposición al oleaje, por temperaturas más altas, aunque no en todos los casos (*e.g.*, Irlanda), y por albergar una mayor proporción de estuarios de pequeño tamaño, que se concentran en el norte de España, la Península de la Bretaña francesa e Irlanda. Estas características, especialmente el tamaño del estuario, condicionan una menor riqueza piscícola en

esta región en comparación con la región A. Dicho patrón contradice la ampliamente aceptada teoría que sostiene que la riqueza, diversidad y abundancia de las especies disminuye al incrementarse la latitud (regla de Rapoport) (Attrill *et al.*, 2001; Clarke, 1992; Gaston y Williams, 1996). Esto se explica, en parte, porque el gradiente latitudinal existente a lo largo de la zona de estudio es relativamente pequeño. A esto hay que añadirle una amplia diversidad en la morfología e hidrología de los estuarios, siendo ambos factores condicionantes de la composición global de especies y riqueza total que albergan. Por último, en el caso concreto de los peces, es necesario tener en cuenta la amplitud de la plataforma continental, que varía entre las dos regiones identificadas y que está estrechamente relacionada con el ciclo de vida de las especies (Nicolas *et al.*, 2010). Generalmente, la plataforma es más ancha en la región más rica, la región A. A modo de síntesis, se concluye que, a la escala espacial del Nordeste Atlántico europeo, las características hidrológicas y morfológicas de los estuarios modifican significativamente los patrones biogeográficos clásicamente descritos en todos los grandes ecosistemas terrestres y acuáticos.

Un análisis más detallado de ambas regiones permite reconocer la existencia de un gradiente latitudinal dentro de la región B, a lo largo del cual se pueden reconocer hasta 3 subregiones (Figura 3.46). Sin embargo, hay que tener en cuenta que los límites entre dichas subregiones son relativos y difusos ya que de forma natural no existen. De hecho, la subregión B.2, localizada en una zona intermedia (Golfo de Vizcaya) entre las otras dos subregiones es más bien una zona de transición que alberga tipologías presentes en ambos extremos del gradiente. El límite entre las subregiones B.1 y B.2 coincide con límites entre diferentes ecorregiones identificadas por otras clasificaciones marinas (Bailey, 1995; Large Marine Ecosystems (EEA, 2006)) o, incluso, terrestres (Directiva Hábitat). En cambio, el límite entre las subregiones B.2 y B.3 no se ha reconocido en ninguna de las clasificaciones revisadas, siendo la que más se aproxima la propuesta en el sistema biogeográfico de la IUCN (Kelleher *et al.*, 1995). Esto se explica porque en otras clasificaciones la subregión B.3, es decir, la costa oeste de Irlanda, se asemeja más a zonas costeras localizadas en su misma latitud (Reino Unido) que al Golfo de Vizcaya. Sin embargo, al tratarse de estuarios este patrón cambia, ya que sus características morfológicas (*e.g.*, pequeño tamaño) e hidrológicas (*e.g.*, ríos cortos y relativamente torrenciales) los asemeja más, en términos físicos y biológicos, a los situados en el Golfo de Vizcaya.

Por otro lado, la subregión B.1 es la zona donde más se acentúa el gradiente latitudinal del Nordeste Atlántico europeo y se detectan algunas especies subtropicales o mediterráneas en los estuarios localizados más al sur (Nicolas *et al.*, 2010). En el futuro se espera que este efecto se intensifique como consecuencia del cambio climático de acuerdo con los escenarios previstos. Otro aspecto de gran interés relacionado con el

gradiente latitudinal existente a lo largo de la región B, y con la correspondiente zonificación en subregiones, es que la zona oeste y sur de la Península Ibérica (subregión B.1) se asocia con una mayor proporción de estuarios grandes y, por tanto, potencialmente más ricos (Figura 3.46). Por lo tanto, dicho gradiente, que se refleja en las tipologías físicas y en la distribución de los peces, no es puramente latitudinal sino que es resultado de la combinación de características latitudinales, hidrológicas y morfológicas de los estuarios.

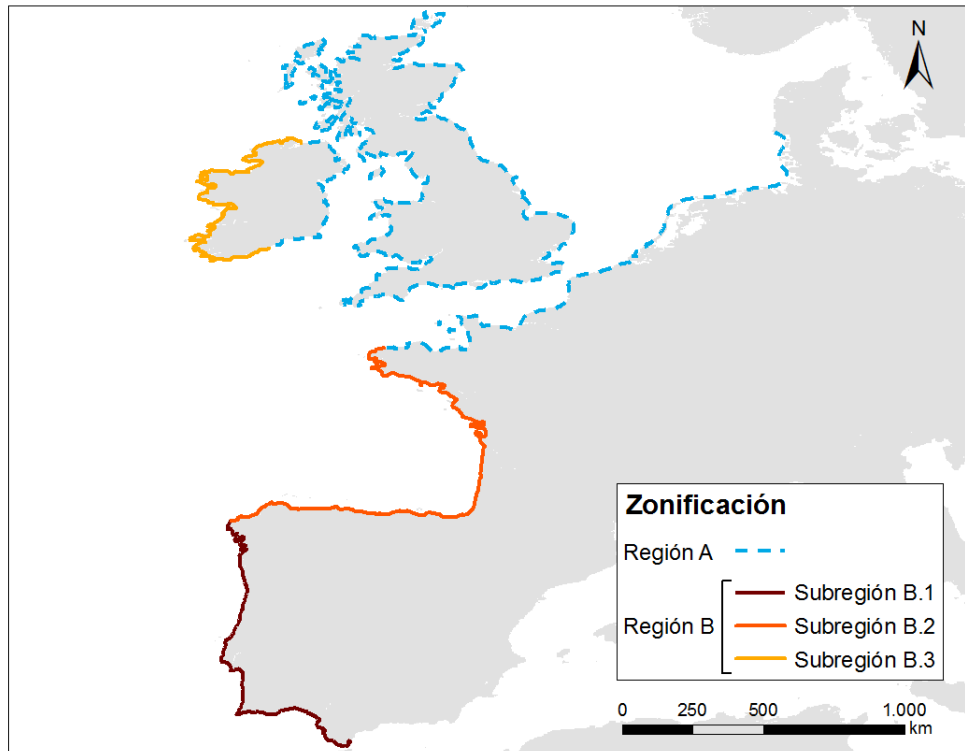


Figura 3.46. Regiones y subregiones del Nordeste Atlántico europeo y localización de los estuarios.

Dentro de cada región hay, a su vez, una amplia diversidad de tipologías ecológicas de estuario que no responden a una división clásica en subregiones, ya que no muestran continuidad espacial. En este sentido cabe señalar que las dos clasificaciones basadas en técnicas estadísticas que identifican cinco grupos muestran resultados similares. No obstante, la agregación jerárquica aporta una ventaja adicional con respecto a la basada en redes neuronales y es su capacidad para modificar el detalle de la clasificación y adaptarla a los requerimientos del estudio. Pero incrementar el número de grupos de la clasificación tiene ciertas limitaciones como consecuencia de las variables abióticas incluidas en la metodología. Éstas están seleccionadas para caracterizar los estuarios, y los correspondientes patrones ecológicos, a una

determinada escala espacial que es el Nordeste Atlántico europeo. Por lo tanto, un incremento en el número de tipologías identificadas da lugar a un cambio de escala espacial para el cual dichas variables no son representativas. En dichos casos, es necesario establecer un procedimiento que incorpore una caracterización abiótica específica y que refleje la variabilidad espacial existente a una escala local (Hume *et al.*, 2007; Galván *et al.*, 2010). Otra importante diferencia entre las dos clasificaciones estadísticas aplicadas hace referencia a la capacidad de esta última para reconocer las particularidades asociadas a los grandes estuarios europeos, cuyas enormes dimensiones permiten el asentamiento de un gran número de especies y comunidades. Esto se explica por su potencialidad para albergar un mayor número de biotopos con la extensión suficiente como para permitir su completo desarrollo y el de la biota asociada.

Un aspecto importante a resaltar es la capacidad de ambos sistemas de clasificación estadísticos para identificar, por un lado, tipologías de estuario y, por otro lado, regiones y/o subregiones que agrupan dichas tipologías. A partir de los resultados de la validación biológica se puso de manifiesto el significado y las diferencias fundamentales entre estas dos aproximaciones. Mientras que las regiones se caracterizan por diferencias en la composición de especies, las tipologías lo hacen por diferencias en cuanto a descriptores globales de las comunidades que los colonizan (*e.g.*, riqueza total). Con base en esta observación, se postula la necesidad de contrastar las tipologías y las regiones con los rasgos biológicos de las especies que componen la biota de cada estuario (*e.g.*, grupos tróficos o grupos biológicos) (Díaz y Cabido, 2001; Elliott y Dewailly, 1995; McGill *et al.*, 2006). Dichos análisis (*Biological Trait Analysis*) podrían revelar nuevos patrones ecológicos o ratificar los ya identificados en función de las clasificaciones realizadas (Bremner *et al.*, 2006; Hewitt *et al.*, 2008; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000). De esta forma, es posible laminar la influencia de la latitud en la sustitución de especies de norte a sur, permitiendo así reconocer y caracterizar tipologías de estuario con los patrones ecológicos subyacentes a las regiones.

En cuanto a la idoneidad de la regionalización y tipificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo establecida, cabe destacar que el contraste biológico es el que, en última instancia, permite interpretar adecuadamente las relaciones entre la distribución de la biota y su ambiente físico y ajustar los límites entre las regiones y subregiones. Una potencial aplicación de las tipologías ecológicas validadas es su uso como una herramienta con capacidad predictora de las condiciones biológicas a partir de las características físico-químicas del ambiente incluídas en el sistema de clasificación. De esta forma, se lograría incrementar no sólo el conocimiento sobre la ecología de los estuarios sino también la capacidad humana para la gestión y

conservación de estos ecosistemas, siendo ésta una aproximación fuertemente demandada por científicos y gestores de toda Europa. De hecho, dentro del contexto de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE) se están llevando a cabo actualmente ejercicios de intercalibración entre los Estados Miembros con el propósito de homogeneizar las métricas de valoración de la calidad biológica de los estuarios. Para ello, uno de los principales problemas al que se han enfrentado los expertos dentro de estos ejercicios de intercalibración es la falta de una clasificación europea que identifique aquellos estuarios que presentan características semejantes desde el punto de vista físico y biológico (Vincent *et al.*, 2002). En este sentido, la clasificación propuesta en este capítulo para el Nordeste Atlántico europeo resulta de gran utilidad estableciendo zonas y tipologías que albergan estuarios con unas características ecológicas equivalentes o comparables a dicha escala de detalle.

CAPÍTULO 4

CLASIFICACIÓN HIDRO-MORFOLÓGICA DE ESTUARIOS A ESCALA LOCAL

En este capítulo se enfoca la clasificación de los estuarios a una menor escala que la europea, de acuerdo con el segundo nivel del esquema jerárquico planteado en esta tesis y de tal forma que se incrementa el detalle de la clasificación con respecto a la realizada previamente. Por lo tanto, el objetivo general abordado en este apartado es desarrollar un sistema de clasificación de los estuarios en tipologías hidro-morfológicas representativas de la distribución de la biota bentónica a escala local dentro del Nordeste Atlántico europeo, entendiendo por ello una región o subregión de dicho ámbito geográfico. Dicho procedimiento metodológico fue planteado con base en la hipótesis de que las características hidrológicas y morfológicas de los estuarios, en tramos costeros de menos de decenas hasta cientos de kilómetros, son las responsables de las diferencias existentes en los patrones de distribución de la flora y fauna en dicho espacio. Sin embargo, esta aproximación plantea un importante desafío: la definición de qué propiedades hidrológicas y morfológicas del estuario son las que, en mayor medida, condicionan las características del sistema físico y, por tanto, la composición y diversidad biológica global del estuario (Hume *et al.*, 2007). Y no sólo eso, sino que también es preciso establecer cómo caracterizar e integrar dicha

información para lograr sintetizar toda la complejidad asociada a la hidro-morfología en un número limitado de tipologías ecológicas.

4.1. Ámbito de aplicación

El sistema de clasificación de los estuarios a escala local se ha desarrollado para su aplicación a los estuarios incluidos dentro de la subregión B.2 del Nordeste Atlántico europeo (Capítulo 3). Concretamente, para este estudio se han seleccionado un total de doce estuarios que abarcan una variabilidad suficientemente representativa de dicha subregión en términos físicos y biológicos, al tiempo que permiten identificar los patrones propios de estos ambientes. Dichos estuarios se localizan en la costa de Cantabria (norte de España), en el Golfo de Vizcaya (Figura 4.1): Tina Mayor, Tina Menor, San Vicente de la Barquera, Oyambre, San Martín de la Arena, Mogro, Bahía de Santander, Ajo, Joyel, Victoria, Marismas de Santoña y Oriñón.

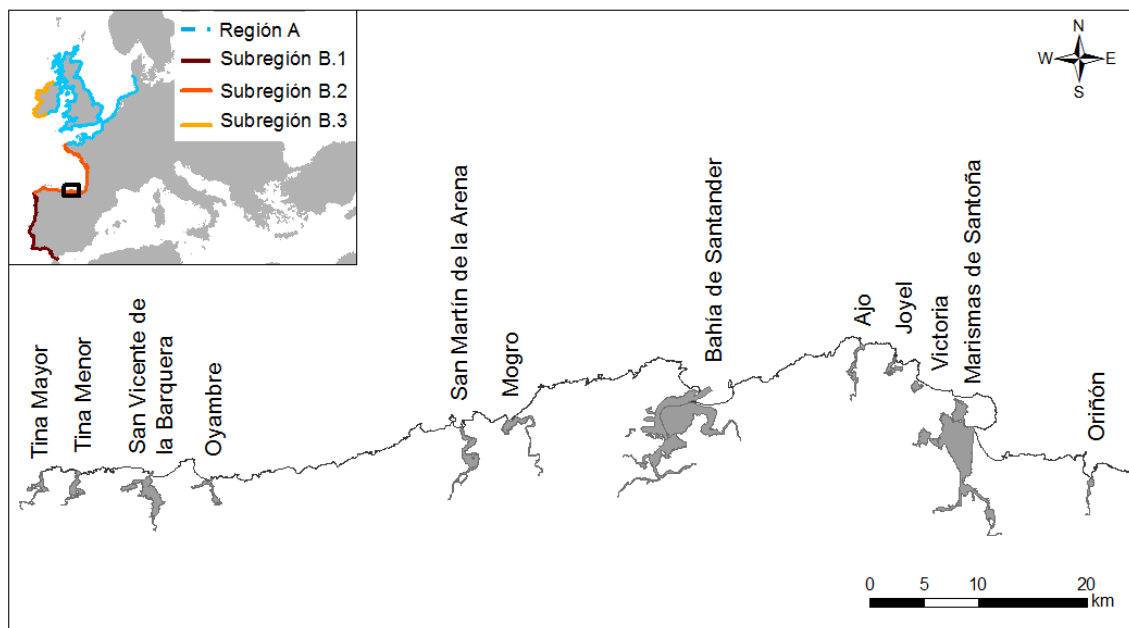


Figura 4.1. Estuarios localizados en Cantabria (Norte de España) e incluidos dentro de la subregión B.2 del Nordeste Atlántico europeo.

Una peculiaridad de esta región es la presencia de la Cordillera Cantábrica a muy poca distancia de la línea de costa, de tal forma que los numerosos ríos que discurren por estas cuencas tienen un corto recorrido, fuertes gradientes de altitud y regímenes hidrológicos irregulares (Arriola *et al.*, 2006). Dichos ríos son los que, en su

desembocadura, dan lugar a la mayor parte de los estuarios de Cantabria y condicionan importantes características físicas, químicas y biológicas de los mismos. Asimismo, la costa cantábrica está sujeta a un régimen mareal semidiurno y mesomareal y a un oleaje predominante del noroeste con una altura de ola significativa de 1 metro (valor medio anual) y un período de 8 a 12 segundos (Losada *et al.*, 1989).

Los doce estuarios seleccionados tienen una serie de características comunes debido a un mismo origen y a su exposición a una misma dinámica marina. Todos ellos son sistemas de pequeño tamaño, desde 50 hasta 2270 ha., y con grandes superficies intermareales, generalmente más del 50 % de la superficie total, a excepción de Victoria que es una laguna costera con reducidos espacios intermareales (Tabla 4.1). Asimismo, se caracterizan por una salinidad media superior a 10‰ excepto en Tina Mayor y por un tiempo de renovación bajo excepto en la laguna costera de Victoria. Asimismo, se trata de estuarios del tipo de valles fluviales encajados, mesomareales, someros y de mezcla completa, de acuerdo con los sistemas de clasificación clásicos (Marquínez *et al.*, 2003; Pritchard, 1967; Simmons, 1955).

Nombre	Tipo *	Área intermareal (%)	Salinidad media anual (‰)	Tiempo de renovación (días)
Tina Mayor (TM)	Estuario	67	4.95	0.61
Tina Menor (TN)	Estuario	79	10.91	2.64
San Vicente (SV)	Estuario	79	32.37	1.75
Oyambre (OY)	Estuario	90	27.19	89.24
San Martín (SB)	Estuario	91	12.19	5.75
Mogro (MO)	Estuario	63	25.52	4.36
B. Santander (BS)	Estuario	67	28.75	68.13
Ajo (AJ)	Estuario	70	22.13	3.43
Joyel (JO)	Estuario	92	30.75	10.1
Victoria (VI)	Laguna Costera	<1	12.55	>200
M. Santoña (MS)	Estuario	57	29.08	27.93
Oriñón (OR)	Estuario	82	18.37	4.93

* Tipos geomorfológicos (Boyd *et al.*, 1992; Dalrympe *et al.*, 1992; Harris *et al.*, 2002).

Tabla 4.1. Características de los estuarios de Cantabria

Las actividades humanas vinculadas a las zonas costeras generan múltiples presiones que alteran estos ecosistemas estuarinos a diferentes niveles, desde sus propiedades

físico-químicas hasta su biología (Halpern *et al.*, 2007; Halpern *et al.*, 2008; Borja *et al.*, 2008). En este sentido, es importante destacar la fuerte influencia antropogénica a la que se encuentran sometidos los estuarios cantábricos, al igual que ocurre en el resto de la costa europea. En esta zona se han identificado las modificaciones hidromorfológicas y los vertidos urbanos e industriales como las causas principales de la degradación de los mismos (GESHA, 2005a). Entre los estuarios más expuestos a diferentes tipos de presiones de origen humano están la ría de San Martín de la Arena y la Bahía de Santander y, en lo que respecta a las alteraciones hidro-morfológicas específicamente, el estuario de Oyambre.

La ría de San Martín de la Arena ha recibido y recibe vertidos industriales y mineros y, como consecuencia de esto, en la actualidad es uno de los estuarios más contaminados del norte de España (Irabien *et al.*, 2008). Se detecta la presencia de altas concentraciones de metales pesados y contaminantes orgánicos, además de presentar un régimen hidrodinámico alterado como consecuencia de la presencia de diques y rellenos. La Bahía de Santander se caracteriza por albergar un puerto comercial, localizado en su margen izquierda. La intensa actividad del puerto, los vertidos industriales y urbanos a lo largo del tiempo y los terrenos rellenados son las principales causas de la alteración de las propiedades y funcionamiento del ecosistema. Por último, en el estuario de Oyambre la única afección significativa es la existencia de estructuras antrópicas que restringen el flujo de agua en, aproximadamente, el 80% de la superficie estuarina (GESHA, 2005a). Asimismo, la especie invasora *Baccharis halimifolia* ha colonizado una gran superficie del estuario, aproximadamente el 35%, lo cual ha sido favorecido por las condiciones generadas como consecuencia de la restricción del flujo mareal hacia las partes internas del estuario (Frau *et al.*, 2014). Se trata de una planta generalista cuyas características le permiten invadir eficientemente espacios estuarinos con influencia salina y desarrollar un matorral monoespecífico alto y denso (Campos *et al.*, 2004; Westman *et al.*, 1975), que da lugar a una pérdida de biodiversidad por desplazamiento o exclusión de la flora autóctona y simplificación de las comunidades invadidas (Sanz Elorza *et al.*, 2004).

4.2. Metodología

4.2.1. Sistema de clasificación

A esta escala de trabajo, se utilizó una metodología de clasificación basada en la combinación de cuatro indicadores, dos de tipo hidrológico y dos de carácter morfológico, mediante un diagrama de árbol dicotómico (Figura 4.2). De este modo, el

sistema de clasificación puede ser capaz de discriminar hasta 13 tipologías de estuario diferentes, en función de los umbrales aplicados para cada indicador. Dichos umbrales recogen la variabilidad de interacciones potenciales que determinan aspectos físicos de estos sistemas de gran relevancia ecológica, como son la salinidad, la superficie intermareal y la estratificación de las aguas (Hume *et al.*, 2007).

4.2.1.1. Indicadores hidrológicos

Las dinámicas fluvial y mareal dentro del estuario condicionan la distribución de los organismos así como el funcionamiento ecológico del sistema. La importancia relativa de una y otra dentro del estuario determinan la hidrodinámica y, por lo tanto, también procesos físicos estuarinos tan importantes para la biota como son las condiciones de mezcla/estratificación, la circulación de las aguas, el tiempo de residencia, la extensión de las áreas intermareales, la profundidad de las áreas submareales y la sedimentación.

Para caracterizar la hidrología del estuario se seleccionaron tres de las variables propuestas por Hume *et al.* (2007):

1. Prisma de marea (TP), calculada como la diferencia de volumen de agua entre pleamar y bajamar en una marea viva mensual (percentil del 90% de la función de distribución de las carreras de marea astronómica en la zona de estudio).
2. Volumen del estuario (V) en la pleamar de una marea viva mensual.

En función de los datos disponibles para cada estuario, se emplearon dos aproximaciones para el cálculo de ambas variables (TP y V):

- A) Aplicación del modelo hidrodinámico bidimensional H2D, desarrollado por el Instituto de Hidráulica Ambiental de Cantabria (Universidad de Cantabria) (GESHA, 2001), para obtener la variación en el nivel del agua entre pleamar y bajamar.

Dicho modelo H2D resuelve las ecuaciones generales del movimiento, también conocidas como las ecuaciones de Navier-Stokes, reducidas a su forma bidimensional:

- Ecuación de continuidad que representa la ley de conservación de la masa de fluido (Ecuación 4.1):

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial(UH)}{\partial x} + \frac{\partial(VH)}{\partial y} = 0 \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

- Ecuaciones de cantidad de movimiento del fluido (Ecuaciones 4.2 y 4.3):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + g \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{gH}{2\rho_0} \frac{\partial \rho_0}{\partial x} + g \frac{U\sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} =$$

(Ecuación 4.2)

$$= \frac{C_a \rho_a W^2 \cos \psi}{\rho H} + \varepsilon \left[\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right] + f_c V$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + g \frac{\partial \eta}{\partial y} + \frac{gH}{2\rho_0} \frac{\partial \rho_0}{\partial y} + g \frac{V\sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} =$$

(Ecuación 4.3)

$$= \frac{C_a \rho_a W^2 \sin \psi}{\rho H} + \varepsilon \left[\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right] - f_c U$$

donde:

U = velocidad del fluido en dirección x

V = velocidad del fluido en dirección y

t = tiempo

x = coordenada horizontal

y = coordenada vertical

H = h + η

h = profundidad respecto del nivel medio

η = altura de la superficie libre

g = aceleración de la gravedad

C = coeficiente de rozamiento de Chézy (m^{1/2}/s)

ρ₀ = densidad media de la columna de agua

Ca = coeficiente de arrastre del viento (-)

ρ_a = densidad del aire (t/m³)

ψ = ángulo entre la dirección del viento y el eje x (grados sexagesimales)

ε = coeficiente de viscosidad turbulenta

W = velocidad del viento a 10m por encima de la superficie del mar (m/s)

f_c = es un término de la aceleración de Coriolis (f_c = 2Ωsinφ; Ω = 7.29x10⁻⁵ s⁻¹ (velocidad angular de la Tierra); φ = latitud).

El modelo H2D resuelve las ecuaciones 2.1, 2.2 y 2.3 empleando como condición de contorno la batimetría del área de estudio representada por una malla rectangular en cuyos contornos se especifica la onda de marea y el caudal del río deseado. El modelo considera el llenado y secado de cada celda. El coeficiente de fricción de Chézy (C) y el coeficiente de viscosidad turbulenta (ϵ) son los parámetros de calibración del modelo.

- B) Aplicación de Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI) para delimitar polígonos con una profundidad relativamente homogénea dentro del estuario y estimada mediante el uso de ortofotos en combinación con datos batimétricos. En cada polígono se calculó el área y la altura de la columna de agua en pleamar y bajamar.
3. Volumen de agua aportada por el río en medio ciclo de marea (R), calculada como el producto del caudal medio interanual del río, medido en la estación de aforo más cercana a cada estuario durante el período 1970-2003, por el tiempo que duraba medio ciclo de marea (aproximadamente 6 horas) (GESHA, 2005b).

Con base en los trabajos desarrollados por Hume *et al.* (2007) y a partir de las tres variables seleccionadas, se desarrollaron dos índices que permitieron caracterizar la hidrología de los diferentes estuarios: Índice Mareal y Balance de Agua.

- A) El **Índice Mareal** (TI, Tidal Index) (Ecuación 4.4) se calcula como el cociente entre el prisma de marea (TP) y el volumen del estuario (V).

$$TI = TP/V \quad (Ecuación 4.4)$$

Este índice permite estimar la dominancia de áreas intermareales o submareales en el estuario, así como identificar las lagunas costeras (Tabla 4.2). El valor del mismo oscila entre 0 y 1, de tal forma que en función de dicho valor se han reconocido hasta tres tipos de estuarios:

- Estuarios someros con amplias zonas intermareales ($TI=0.25-1$) en los que el prisma de marea representa al menos un 25% del volumen del estuario.
- Estuarios profundos con amplias zonas submareales ($TI<0.25$).

- Lagunas costeras ($TI \approx 0$) en los que apenas penetra la marea en el estuario, al menos diariamente, y, por esta razón, una de sus principales características es que presentan áreas intermareales muy reducidas o inexistentes de forma permanente o semi-permanente. Se trata de estuarios intermitentes o con canales de conexión con el mar muy restringidos.

B) Por otro lado, el **Balance de Agua** (Water Balance, WB) (Ecuación 4.5) se calcula como el cociente entre el volumen fluvial que entra al estuario durante medio ciclo de marea (R, River Inflow) y el prisma de marea (TP).

$$WB = R/TP \quad (\text{Ecuación 4.5})$$

Este índice permite valorar la importancia relativa de las dinámicas fluvial y mareal, de acuerdo con los umbrales establecidos por Simmons (1955), mediante los que se diferencian tres tipologías de estuario a lo largo de un gradiente continuo: estratificados ($WB > 1$); parcialmente mezclados (WB en torno a 0.25); completamente mezclados ($WB < 0.1$).

En función del valor de este índice, y modificando los umbrales establecidos por Simmons (1955), se han diferenciado dos tipologías de estuario:

- Estuarios dominados por la dinámica fluvial ($WB > 0.2$), en los que el volumen de agua aportada por el río comienza a ser significativo con respecto al volumen mareal, lo cual permite un cierto grado de estratificación al disminuir la mezcla mareal.
- Estuarios dominados por la dinámica mareal ($WB < 0.2$), en los que el volumen del río no es significativo con respecto al volumen mareal y, por tanto, la mezcla de las aguas es total.

La combinación de ambos índices genera cinco posibles tipologías de estuario (Figura 4.2, Tabla 4.2):

1. Lagunas costeras (CL, Coastal Lagoon).
2. Estuarios someros fluviales, con predominancia de las áreas intermareales y de la dinámica fluvial (IR, Intertidal River).

3. Estuarios someros mareales, con predominancia de las áreas intermareales y de la dinámica mareal (IT, Intertidal Marine).
4. Estuarios profundos fluviales, con predominancia de las áreas submareales y de la dinámica fluvial (SR, Subtidal River).
5. Estuarios profundos mareales, con predominancia de las áreas submareales y de la dinámica mareal (ST, Subtidal Marine).

		WB	
		> 0.2	< 0.2
F	≈ 0	CL	
	> 0.25	IR	IT
	< 0.25	SR	ST

Tabla 4.2. Clasificación hidrológica a la escala de estuario. TI (Índice Mareal), WB (Balance de agua), CL (Laguna Costera), IR (Somero fluvial), IT (Somero mareal), SR (Profundo fluvial), ST (Profundo mareal).

4.2.1.2. Indicadores morfológicos

La morfología de los estuarios condiciona la circulación del agua, que a su vez tiene una relación directa con la ecología de los mismos. La morfología, junto con la hidrodinámica, condicionan los procesos de transporte y mezcla, que tienen una influencia determinante sobre los estuarios en cuanto a factores como la salinidad, turbidez, áreas intermareales y grado de estratificación (Hume *et al.*, 2007). Además, la morfología del estuario se relaciona con su origen y geomorfología (Marquínez *et al.*, 2003), lo cual influye sobre las características biológicas del estuario.

Para caracterizar la morfología del estuario se seleccionaron tres de las variables morfológicas propuestas por Hume *et al.* (2007):

- Área del estuario (A).
- Perímetro del estuario (P).
- ‘Thalweg’ del estuario (T), calculado como la longitud de la línea que une los puntos de mayor profundidad a lo largo del brazo principal del estuario usando ortofotos y datos batimétricos.

Para el cálculo de dichas variables se emplearon Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI) y la delimitación de los estuarios establecida para el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE) (GESHA, 2005a) (Tabla 4.1).

Con base en los trabajos desarrollados por Hume *et al.* (2007) y a partir de las tres variables seleccionadas, se desarrollaron dos índices que permiten caracterizar la morfología de los diferentes estuarios: Índice de Elongación del Estuario e Índice de Complejidad del Estuario.

- A) El **índice de elongación del estuario** (TWEI, Transitional Water Elongation Index) (Ecuación 4.6) se calcula como el cociente entre el 'thalweg' (T) y el perímetro del mismo (P).

$$TWEI = T/P \quad (Ecuación 4.6)$$

Este índice permite valorar el grado de elongación del estuario y varía entre 0, que se corresponde con un estuario no alargado, y 0.5, que se corresponde con un estuario alargado. Teniendo en cuenta que este índice adquiriría un valor de 0.25 en un cuadrado, se estableció un valor de 0.3 como umbral para diferenciar entre (Tabla 4.3):

- Estuarios alargados (TWEI > 0.3).
- Estuarios no alargados (TWEI < 0.3).

- B) El **índice de complejidad del estuario** (TWCI, Transitional Water Complexity Index) (Ecuación 4.7) se calcula como el cociente entre el perímetro de una circunferencia de área igual a la del estuario (A) y el perímetro del estuario (P).

$$TWCI = 2\pi^{1/2}A^{1/2}/P \quad (Ecuación 4.7)$$

Este índice permite valorar el grado de complejidad morfológica de los estuarios clasificados como no alargados, según el índice TWEI anteriormente descrito. El valor de corte que determina las diferentes tipologías se estableció en 0.3, de acuerdo con el umbral propuesto por Hume *et al.* (2007) (Tabla 4.3):

- Estuario redondeados (TWCI>0.3).
- Estuarios complejos (TWCI<0.3), que se caracterizan por morfologías irregulares con múltiples brazos.

La combinación de ambos índices genera tres posibles tipologías de estuario (Figura 4.2, Tabla 4.3):

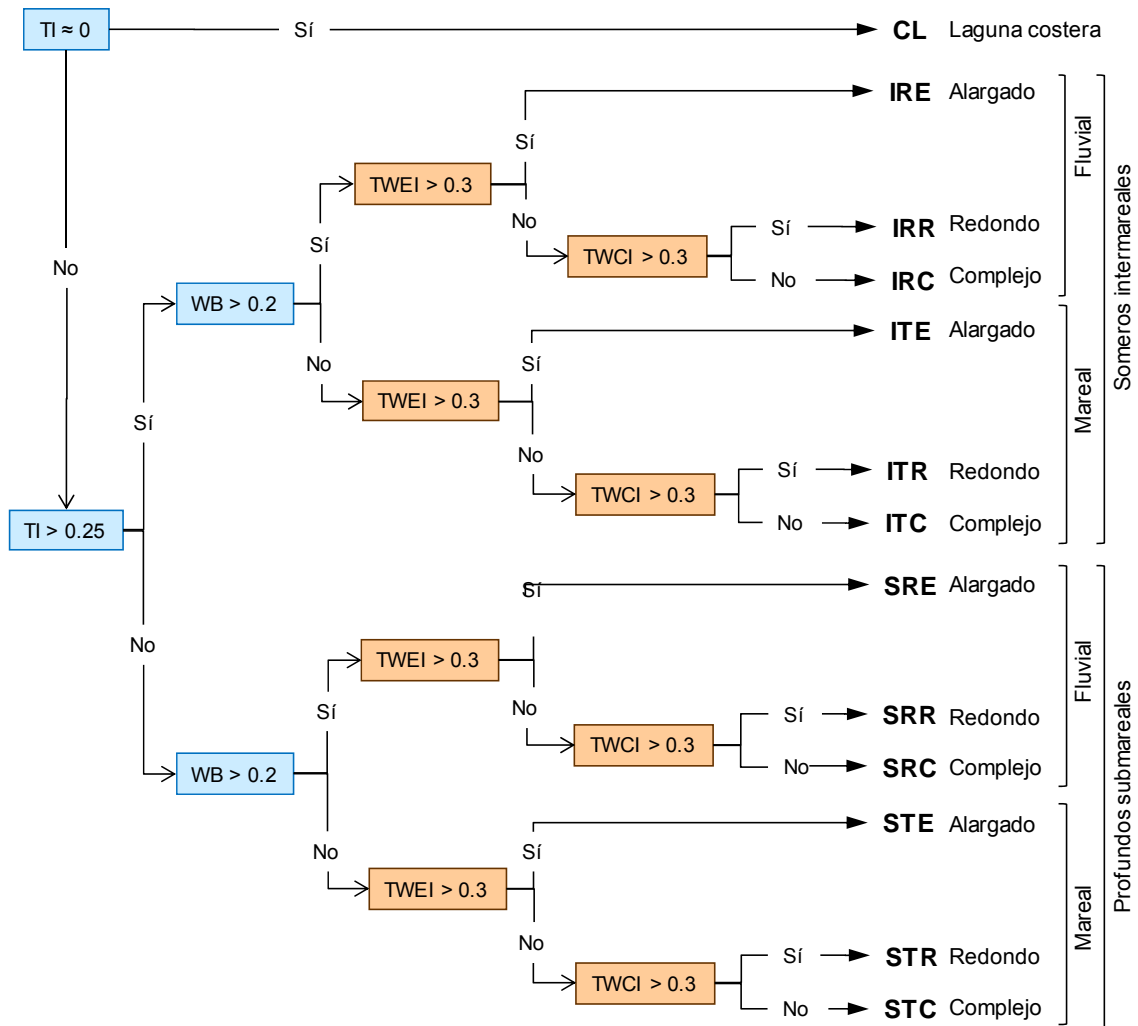
1. Alargados (E, Elongated).
2. Redondeados (R, Rounded).
3. Complejos (C, Complex).

		TWCI	
		> 0.3	< 0.3
TWEI	> 0.3	E	
	< 0.3	R	C

Tabla 4.3. Clasificación morfológica a la escala de estuario. TWEI (Índice de Elongación del Estuario), TWCI (Índice de Complejidad del Estuario), E (Alargado), R (Redondeado), C (Complejo).

4.2.1.3. Clasificación hidro-morfológica

La integración sucesiva de los dos indicadores hidrológicos y luego de los dos morfológicos da lugar a un sistema de clasificación dicotómico basado en los correspondientes umbrales establecidos (Figura 4.2). El primer indicador hidrológico (TI) diferencia las lagunas costeras del resto de estuarios tanto someros como profundos. Asimismo, el segundo indicador (WB) clasifica los dos últimos tipos de estuario en fluviales y mareales, cada uno ellos subdividido, a su vez, en 3 tipologías de acuerdo con sus característica morfológicas.



Indicadores hidrológicos: TI=índice mareal; WB=balance de agua.

Indicadores morfológicos: TWEI=índice de elongación; TWCI=índice de complejidad.

Tipologías de estuarios: CL (laguna costera); I/S (dominado por áreas intermareales (somero)/submareales (profundo)); R/T (dominado por el río (fluvial)/dominado por la marea (mareal)); E/R/C (elargado/redondeado/complejo).

Figura 4.2. Sistema de clasificación de los estuarios en tipologías hidromorfológicas.

4.2.2. Validación biológica

La validación biológica de las tipologías hidro-morfológicas se realizó con los macroinvertebrados bentónicos de fondo blando y la vegetación (vegetación de marisma, fanerógamas marinas y macroalgas) que colonizan los ambientes intermareales de los estuarios incluidos dentro de la zona de estudio.

Datos de partida

La información sobre la distribución de los macroinvertebrados bentónicos (>1 mm) se obtuvo a partir de muestras recolectadas en 44-60 estaciones distribuidas por los 12 estuarios de Cantabria en verano de 2005, 2006 y 2007 (IH Cantabria, 2012b). Para cada estación se calculó el valor medio de la abundancia de las diferentes especies identificadas en las dos réplicas recogidas en cada punto de muestreo (50x50x15 cm). Por otro lado, en el caso de la vegetación se empleó la cartografía de los tipos de vegetación realizada en 2005 a una escala 1:5000 en todos los estuarios objeto de este estudio (GESHA, 2005c). Para ello, se recogió información sobre la distribución espacial (extensión) de las especies de macroalgas, vegetación de marisma y fanerógamas marinas que colonizaban las áreas intermareales de los estuarios (Tabla 4 del Anejo 2).

Tratamiento de los datos

En primer lugar, se analizaron los parámetros descriptivos de las comunidades de vegetación y macroinvertebrados, así como el grado de desarrollo de las plantas superiores que colonizan el intermareal (*i.e.*, vegetación de marisma y fanerógamas marinas), en función de las tipologías hidro-morfológicas.

Dichos análisis se llevaron a cabo, en el caso de la vegetación a partir de una matriz con la superficie ponderada por la cobertura de las especies nativas y, en el caso de los macroinvertebrados, a partir de una matriz con la densidad media anual de cada especie en cada estuario, que permitió estimar el valor medio y la desviación estándar en el período de tiempo considerado de los siguientes parámetros:

- Riqueza específica (número de especies por estuario).
- Diversidad de Shannon-Wiener (Pielou, 1975).
- Índice de rarefacción de Sanders (calculado como el número esperado de especies en 50 individuos, ES(50)) (Sanders, 1968)

Además, se estimó la proporción de superficie ocupada por las plantas superiores nativas y la especie invasora *B. halimifolia* con respecto al área intermareal total del estuario, definido como el espacio entre el nivel medio de las bajamareas en las mareas más vivas y el nivel máximo alcanzado en pleamar. Finalmente, se relacionaron, a través de representaciones gráficas, los parámetros descriptivos calculados en ambos casos y la proporción de ocupación vegetal con las tipologías de estuario.

De forma complementaria, también se llevaron a cabo análisis estadísticos univariantes para probar si las diferencias biológicas observadas entre las tipologías, en

términos de riqueza, diversidad y rarefacción de los macroinvertebrados bentónicos, eran estadísticamente significativas y, en caso de ser así, identificar cuáles marcaban dichas diferencias. Para ello, se aplicó un análisis paramétrico de la varianza (ANOVA) y un contraste *post hoc*, a través de la prueba de comparación múltiple y de rangos HSD de Tukey (Diferencia Honestamente Significativa) (Sokal y Rohlf, 2003), sobre los datos sin transformar de la diversidad y rarefacción y transformados con el logaritmo decimal (\log_{10}) en el caso de la riqueza, para cumplir los requisitos de normalidad y homocedasticidad.

En un segundo paso del proceso de validación, se evaluó la capacidad de las tipologías hidro-morfológicas para explicar los patrones de distribución de las comunidades bentónicas nativas del estuario. Para ello, se llevaron a cabo un conjunto de análisis multivariantes que, en el caso de los macroinvertebrados, se basaron en una matriz con la abundancia media interanual de cada especie en cada estuario (Tabla 1 del Anejo 2). *Hydrobia ulvae* fue eliminada de la matriz debido al elevado rango de variabilidad de su abundancia entre años, estuarios y estaciones (diferencias de un orden de magnitud o más). En el caso de la vegetación, dichos análisis se realizaron a partir de los datos de extensión de diferentes especies de vegetación nativa (vegetación superior y macroalgas) con respecto a la superficie total del estuario (proporción). Concretamente, se aplicó un análisis jerárquico de conglomerados (CLUSTER), basado en el promedio entre grupos, sobre la matriz de similaridad (índice de Bray-Curtis (1957)) construida a partir de dichos datos transformados con la raíz cuarta.

Finalmente, se trataron de detectar diferencias entre estuarios en cuanto a la composición de especies, así como identificar los taxones más representativos de cada tipología. Para ello, se utilizó, en el caso de los macroinvertebrados, la matriz previamente calculada con la densidad media anual de las especies en cada estuario y, en el caso de la vegetación, la matriz descrita para los anteriores análisis multivariantes. A partir de estas matrices se aplicó una prueba multivariante no paramétrica de similaridad (ANOSIM), con los datos procesados siguiendo el mismo protocolo que en los análisis anteriores, para comparar aquellas tipologías representadas por más de un estuario. Asimismo, en el caso de los macroinvertebrados se llevó a cabo un análisis del porcentaje de similitudes (SIMPER), con los datos brutos (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 2001), y en el caso de la vegetación se identificaron los taxones que representaban al menos el 90% de la superficie total vegetada.

En los análisis estadísticos descritos no se tuvo en cuenta el estuario de Oyambre debido a las importantes alteraciones hidrodinámicas y biológicas que presentaba (más de un 35% de su superficie estaba colonizada por la especie no nativa *B.*

halimifolia con una cobertura espacial de más del 80% (Frau *et al.*, 2014)), las cuales modificaban la composición específica de flora y fauna y disminuían potencialmente los valores globales de riqueza, diversidad y rarefacción en el estuario, alejándolo de las condiciones de referencia (estuario prístino o no degradado por la acción humana). Asimismo, en los análisis llevados a cabo con los datos de macroinvertebrados bentónicos tampoco se tuvo en cuenta el estuario de San Martín de la Arena debido a su alto grado de contaminación y presión de origen antrópico, que afectaba tanto a los valores de riqueza y diversidad como a la composición y densidad de las especies características de macroinvertebrados bentónicos. Por otro lado, para la estimación de la superficie intermareal en San Vicente de la Barquera no se tuvo en cuenta una zona intermareal de 67.38 ha. de terrenos parcialmente rellenados y replantados con *Eucalyptus globulus*.

Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo a través del programa PRIMER v6 (Clarke y Gorley, 2006), excepto el análisis de la varianza (ANOVA) y el test de Tukey que se realizaron con el programa IBM SPSS Statistics 21.

4.3. Resultados

La aplicación de la metodología descrita anteriormente en los 12 estuarios de Cantabria permitió su caracterización hidro-morfológica así como su clasificación en tipologías ecológicas.

4.3.1. Caracterización de las variables hidro-morfológicas

Para el cálculo del prisma de marea (PM) y del volumen del estuario (V) se consideró, en todos los estuarios, una carrera de marea de 4 metros. Dicha carrera de marea se estimó a partir de la función de distribución de las carreras de marea astronómica de una serie temporal de 161 años simulada con las componentes armónicas extraídas de los registros del mareógrafo de Santander (Figura 4.3).

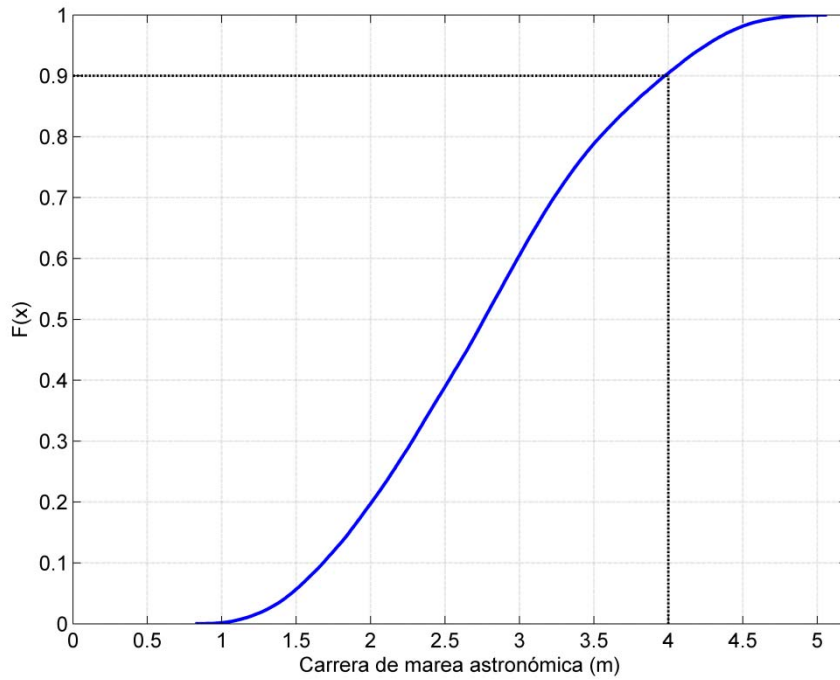


Figura 4.3. Función de distribución de la carrera de marea astronómica en la zona de estudio.

En la Tabla 4.4 se muestran los valores de las variables morfológicas (área, perímetro y ‘thalweg’) e hidrológicas (prisma de marea, volumen del estuario y volumen fluvial) calculados para cada estuario. De acuerdo con los resultados obtenidos, los estuarios de mayor extensión son la Bahía de Santander y las Marismas de Santoña, cuya superficie y perímetro son notablemente más elevados que en el resto, al igual que el prisma de marea y el volumen del estuario. Asimismo, las mayores longitudes estimadas para el ‘thalweg’ se obtuvieron en las Marismas de Santoña, Bahía de Santander y ría de Mogro (Tabla 4.4, Figura 4.4). Por otro lado, el caudal del río mostraba un patrón de variabilidad entre los estuarios diferente al obtenido a partir de la morfología, siendo los ríos más caudalosos el Deva, que desemboca en Tina Mayor, y el Saja-Besaya, que desemboca en la ría de San Martín de la Arena. En cambio, los estuarios de Joyel y Victoria no reciben aportes de agua dulce significativos de ningún río o arroyo y en Oyambre el volumen de agua fluvial proporcionado por el río Turbio es muy bajo ($<0.5 \text{ m}^3/\text{s}$).

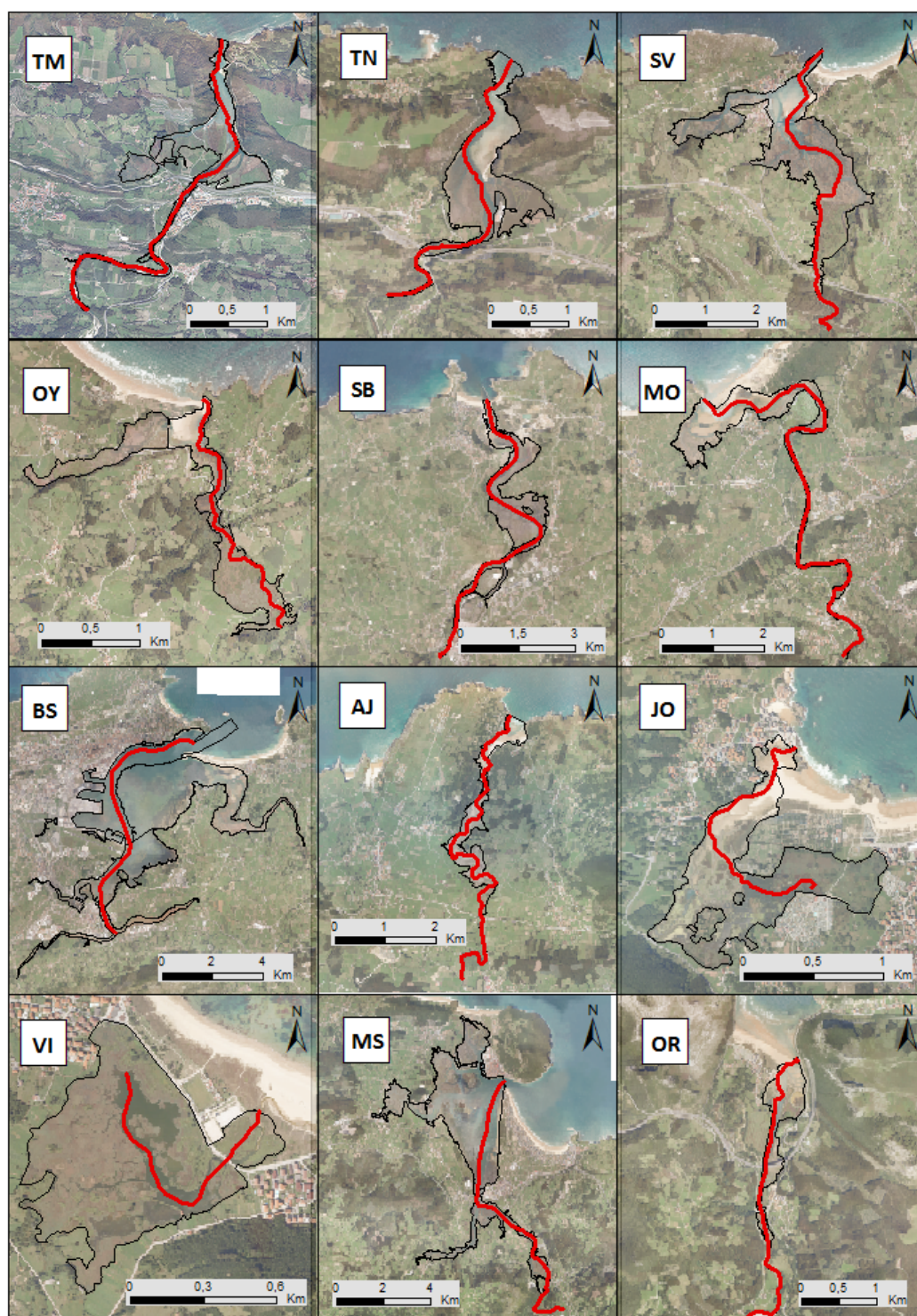


Figura 4.4. Thalweg característico de los estuarios de Cantabria.

Nombre	Área (km ²)	Perímetro (km)	Thalweg (km) ⁽¹⁾	Prisma marea (hm ³)	Volumen (hm ³)	Caudal del río (m ³ .s ⁻¹)	Volumen fluvial (m ³)
Tina Mayor (TM)	1.2	17.2	5.7	2.01	3.02	33.4	721440
Tina Menor (TN)	1.5	15.6	4.8	2.74	4.58	11.3	244080
San Vicente (SV)	4.3	27.3	7.4	7.21	13.00	1.3	28080
Oyambre (OY)	1.0	13.6	3.1	0.92	1.14	<0.5	<10800
San Martín (SB)	3.4	30.3	9.5	8.09	13.40	24.2	522720
Mogro (MO)	2.2	26.8	10.6	2.80	5.57	16.0	345600
B. Santander (BS)	22.7	95.6	10.8	68.43	133.31	8.2	177120
Ajo (AJ)	1.3	17.8	8.1	0.82	1.12	1.5	32400
Joyel (JO)	0.9	9.7	2.1	0.18	0.26	0	0
Victoria (VI)	0.5	4.8	1.2	≈ 0	0.05	0	0
M. Santoña (MS)	18.7	76.7	13.3	52.38	66.59	16.0	345600
Orión (OR)	0.6	9.4	4.2	0.65	1.00	3.7	79920

⁽¹⁾ Thalweg: longitud de la línea que une los puntos de mayor profundidad a lo largo del brazo principal del estuario.

Tabla 4.4. Caracterización hidrológica y morfológica de las masas de agua de transición de Cantabria.

4.3.2. Clasificación de los estuarios

El valor de los índices utilizados para valorar la hidrodinámica del estuario (TI y WB) se presentan en la Tabla 4.5. De acuerdo con dichos resultados, los estuarios de Cantabria se agrupan en tres de las cinco tipologías posibles: laguna costera (CL), somero fluvial (IR) y somero mareal (IT) (Figura 4.5-a). El estuario de Victoria es el único estuario de Cantabria clasificado como no mareal; se trata de una laguna costera caracterizada por una estrecha conexión con el mar en momentos puntuales. Su clasificación como laguna costera (Tipología Hidrológica=CL) se debe principalmente al índice mareal (TI), que, a diferencia del resto de estuarios que se caracterizan por superficies intermareales de más del 50% del área total, alcanza un valor de 0, ya que presenta una superficie intermareal muy reducida. Por el contrario, los estuarios de Oyambre, Ajo y Marismas de Santoña alcanzan los valores más elevados de este índice (entre 0.73 y 0.81), lo cual se relaciona con amplias extensiones intermareales. En el caso específico de Oyambre, con el mayor valor del índice mareal en la zona de estudio

($TI=0.81$), es de destacar que se trata de un estuario maduro con un alto nivel de colmatación y con amplias áreas colonizadas por vegetación de marisma.

Por otro lado, en todos los estuarios domina la dinámica mareal sobre la fluvial, a excepción de Victoria, que es una laguna costera, y de Tina Mayor, que se clasifica como un estuario dominado por la dinámica fluvial ($WB=0.36$, Tipología Hidrológica=IR) Tabla 4.5. El río Deva, que forma el estuario de Tina Mayor en su desembocadura, es un río que presenta altos caudales, lo cual supone un importante aporte de agua dulce en relación al aporte de agua marina. Otros estuarios con importantes aportes fluviales son Mogro y Oriñón, en los que desembocaban los ríos Pas y Agüera, respectivamente. Ambos estuarios se caracterizan por valores relativamente altos del índice de balance de agua ($WB=0.12$), aunque inferiores al umbral establecido de 0.2.

De acuerdo con los índices $TWEI$ y $TWCI$, los estuarios se agrupan en tres clases en función de su morfología: alargado (E), complejo (C) y redondeado (R) (Tabla 4.5; Figura 4.5-b). Seis de los doce estuarios cántabros encajan dentro de la clase correspondiente a los estuarios alargados (Tina Mayor, Tina Menor, Suances, Mogro, Ajo y Oriñón). Los seis estuarios restantes son estuarios no alargados ($TWEI < 0.3$), que, a su vez, se subdividen en estuarios con morfologías redondeadas (Joyel y Victoria) y en estuarios con morfologías más complejas (San Vicente de la Barquera, Oyambre, Bahía de Santander y Marismas de Santoña). Los estuarios con el índice de elongación más bajo son la Bahía de Santander y las Marismas de Santoña ($TWEI$ de 0.11 y 0.17, respectivamente), los cuales, además, se caracterizan por el valor más bajo del índice de complejidad ($TWCI$ de 0.18 y 0.20 respectivamente). Por lo tanto, se puede afirmar que ambos estuarios son característicos de la tipología de morfología compleja. San Vicente de la Barquera y de Oyambre también se consideran de morfología compleja, aunque el valor del índice de complejidad ($TWCI$) es notablemente más alto, de 0.27 y 0.26, respectivamente.

Al combinar ambas clasificaciones, con base en la hidrología y en la morfología, se obtiene la clasificación final de los estuarios de Cantabria (Tabla 4.5, Figura 4.5-c). Concretamente, se identifican cinco tipologías:

- Laguna costera de morfología redondeada (CLR): la laguna de Victoria.
- Estuarios someros con predominancia de las áreas intermareales:
 - Dominancia de la dinámica mareal: dentro de esta tipología hidrológica se incluyen la mayoría de los estuarios, los cuales se diferencian según su morfología:

- Morfología alargada: estuarios de Tina Menor, San Martín, Mogro, Ajo y Oriñón.
- Morfología compleja: estuarios de las Marismas de San Vicente de la Barquera, Oyambre, Bahía de Santander y Marismas de Santoña.
- Morfología redondeada: estuario de Joyel.
- Dominancia de la dinámica fluvial: el estuario de Tina Mayor es el único representante de esta tipología y tiene morfología alargada.

En la zona de estudio no se ha clasificado ningún estuario dentro de las tipologías de estuarios profundos en los que predominan las áreas submareales.

Estuario	TI	WB	Tipología Hidrológica	TWEI	TWCI	Tipología Morfológica
Tina Mayor (TM)	0.67	0.36	IR	0.33	-	E
Tina Menor (TN)	0.60	0.09	IT	0.31	-	E
San Vicente (SV)	0.55	0.00	IT	0.27	0.27	C
Oyambre (OY)	0.81	0	IT	0.23	0.26	C
San Martín (SB)	0.60	0.07	IT	0.31	-	E
Mogro (MO)	0.50	0.12	IT	0.40	-	E
B. de Santander (BS)	0.51	0.00	IT	0.11	0.18	C
Ajo (AJ)	0.73	0.04	IT	0.46	-	E
Joyel (JO)	0.67	0	IT	0.22	0.35	R
Victoria (VI)	0.00	-	CL	0.25	0.52	R
M. de Santoña (MS)	0.79	0.01	IT	0.17	0.20	C
Oriñón (OR)	0.64	0.12	IT	0.45	-	E

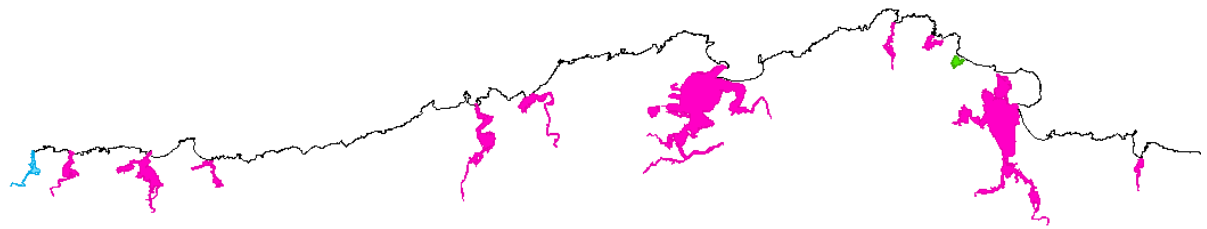
Índices hidrológicos: TI (índice mareal) y WB (balance de agua). Tipologías hidrológicas: IR (somero fluvial), IT (somero mareal) y CL (Laguna Costera).

Índices morfológicos: TWEI (índice de elongación del estuario) y TWCI (índice de complejidad del estuario). Tipologías Morfológicas: E (Alargado), C (Complejo) y R (Redondeado).

Tabla 4.5. Valores de los índices utilizados para establecer las tipologías hidrológica y morfológica.



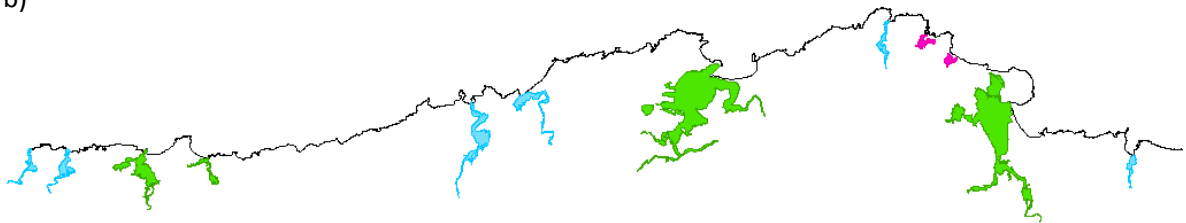
a)



Tipologías Hidrológicas

- Somero mareal (IT)
- Somero fluvial (IR)
- Laguna costera (CL)

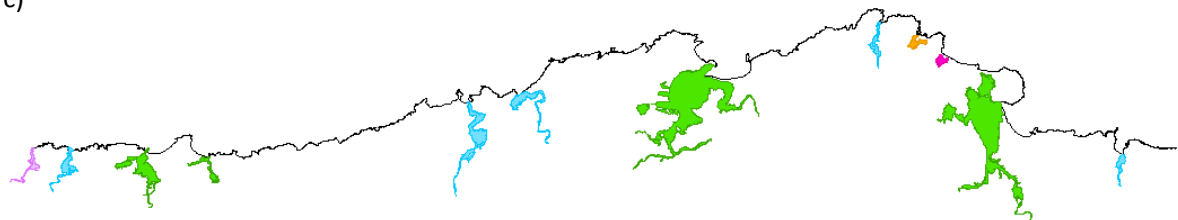
b)



Tipologías Morfológicas

- Alargado (E)
- Circular (R)
- Complejo (C)

c)



Tipologías

- CLR
- IRE
- ITC
- ITE
- ITR

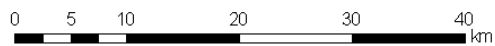


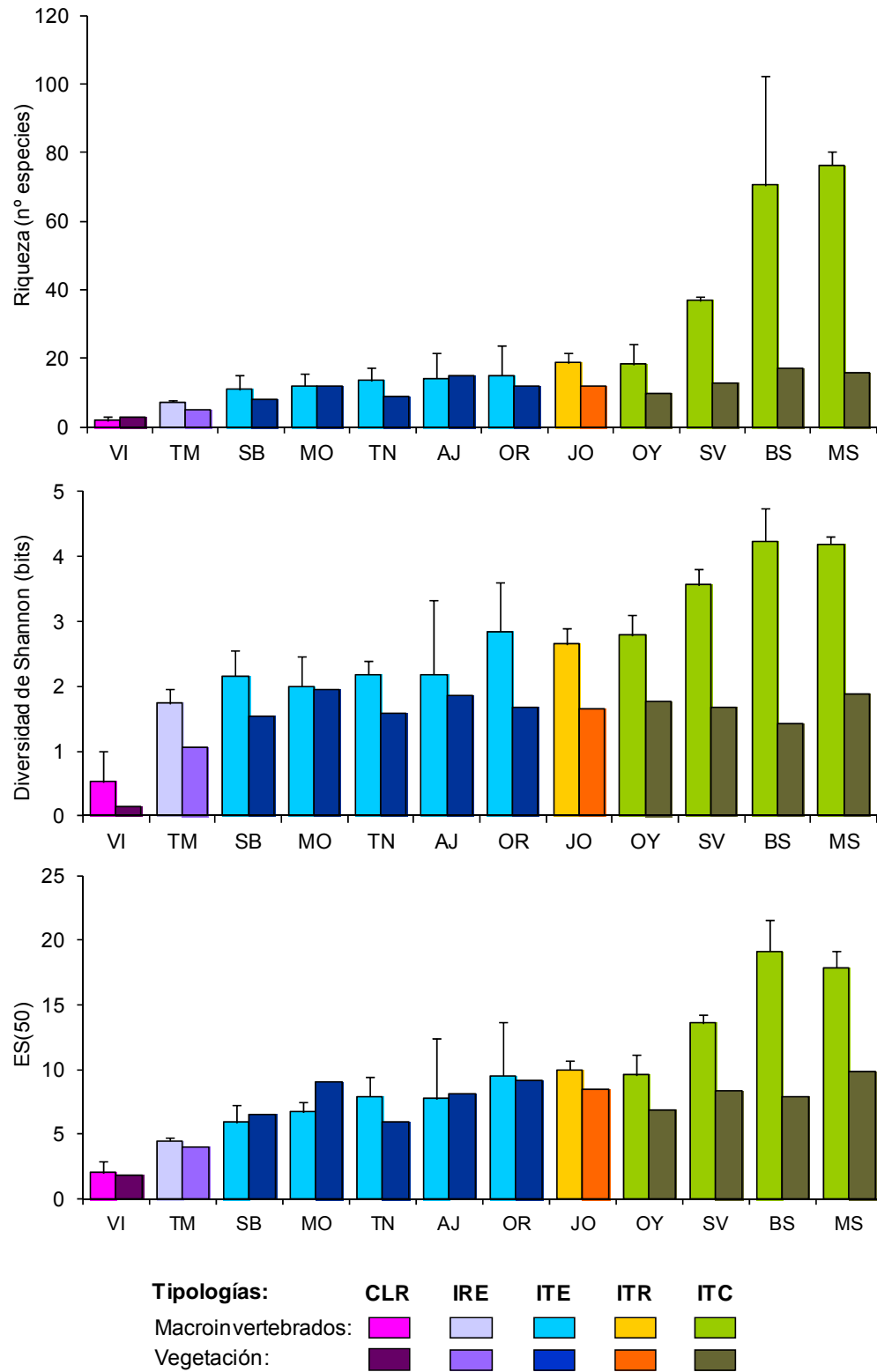
Figura 4.5. Clasificación de los estuarios de Cantabria en: a) tipologías hidrológicas (IT: somero mareal, IR: somero fluvial, CL: laguna costera); b) tipologías morfológicas (E: alargado, R: redondeado, C: complejo); c) tipologías hidromorfológicas (CLR: laguna costera redondeada, IRE: somero fluvial alargado, ITC: somero mareal complejo, ITE: somero mareal alargado, ITR: somero mareal redondeado).

4.3.3. Validación biológica

Parámetros descriptivos

En la Figura 4.6 se observa que la riqueza, diversidad y rarefacción característica de cada estuario varía en función de las tipologías hidro-morfológicas, tanto en el caso de los macroinvertebrados bentónicos como de la vegetación. La laguna costera de Victoria (tipología CLR) presenta los valores más bajos de los tres índices biológicos, ya que se caracteriza por albergar una composición de especies muy pobre y con una riqueza máxima de macroinvertebrados y de vegetación de 3 taxones en ambos casos. Asimismo, Tina Mayor, que es el único estuario dominado por la dinámica fluvial (tipología IRE), presenta también valores bajos de riqueza, diversidad y rarefacción en comparación con el resto de tipologías. En este caso, la riqueza máxima registrada, ligeramente superior a la de Victoria, es de 8 especies de macroinvertebrados y 5 de vegetación. Por el contrario, los valores más altos relativos a los macroinvertebrados se alcanzan en los estuarios dominados por la dinámica mareal y con una morfología compleja (tipología ITC), y valores intermedios en los estuarios con morfologías sencillas (tipología ITE e ITR), aunque con respecto a la tipología ITR no se han podido obtener conclusiones suficientemente robustas ya que sólo está representado por el estuario de Joyel. En el caso de la vegetación no se detectan patrones claros de riqueza, diversidad y rarefacción entre las tipologías ITE, ITR e ITC.

Como excepción a este patrón general cabe destacar el estuario de Oyambre, perteneciente a la tipología de morfología compleja (tipología ITC), donde se detectan valores de riqueza de macroinvertebrados (15-25 especies) y vegetación (10 especies), así como de la diversidad y rarefacción de macroinvertebrados notablemente inferiores a los restantes estuarios de la tipología (Figura 4.6). De hecho, este estuario muestra valores de los tres índices más similares a los de morfología alargada (tipología ITE). También se observa que Ajo, perteneciente a la tipología ITE, no responde a este patrón en el caso de la vegetación, ya que se identifican un total de 15 especies en comparación con las 8-12 especies registradas en los estuarios de su misma tipología. A este respecto, cabe señalar que en este estuario se detecta la presencia de *Suaeda* spp., especie con unos requerimientos ambientales muy restringidos dentro de las marismas que, incluso en los estuarios de morfología compleja, es muy poco frecuente.



Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

Figura 4.6. Valor medio y desviación estándar de riqueza, diversidad y rarefacción (ES(50)) de macroinvertebrados y vegetación en los estuarios de diferentes tipologías hidro-morfológicas.

Los resultados del ANOVA (Tabla 4.6) muestran que las diferencias entre las tipologías son mayores que las diferencias dentro de una misma tipología en el caso de los tres índices considerados (riqueza, diversidad y rarefacción). De forma más concreta, el análisis *post-hoc* pone de manifiesto que no existen diferencias significativas entre las tipologías IRE, ITE e ITR. Sin embargo, las diferencias observadas entre los valores de los tres índices analizados en los estuarios de la tipología ITC frente a los del resto son, en todos los casos, significativas. Esa misma tendencia se registra en el caso de las diferencias entre la tipología CLR y el resto, salvo excepciones puntuales (*e.g.*, CLR e IRE no son significativamente diferentes según la diversidad y rarefacción).

		$\log_{10} S$	H	ES(50)
ANOVA	F	46.54	27.05	28.36
	p	3.1×10^{-11}	9.2×10^{-9}	5.7×10^{-9}
Prueba de Tukey (p)	CLR-IRE	<0.01*	0.09	0.76
	CLR-ITE	<0.01*	<0.01*	0.01*
	CLR-ITC	<0.01*	<0.01*	<0.01*
	CLR-ITR	<0.01*	<0.01*	<0.01*
	IRE-ITE	0.27	0.54	0.26
	IRE-ITC	<0.01*	<0.01*	<0.01*
	IRE-ITR	0.07	0.29	0.10
	ITE-ITC	<0.01*	<0.01*	<0.01*
	ITE-ITR	0.61	0.86	0.75
	ITC-ITR	<0.01*	0.01*	<0.01*

* Diferencias significativas a un nivel de confianza del 95%.

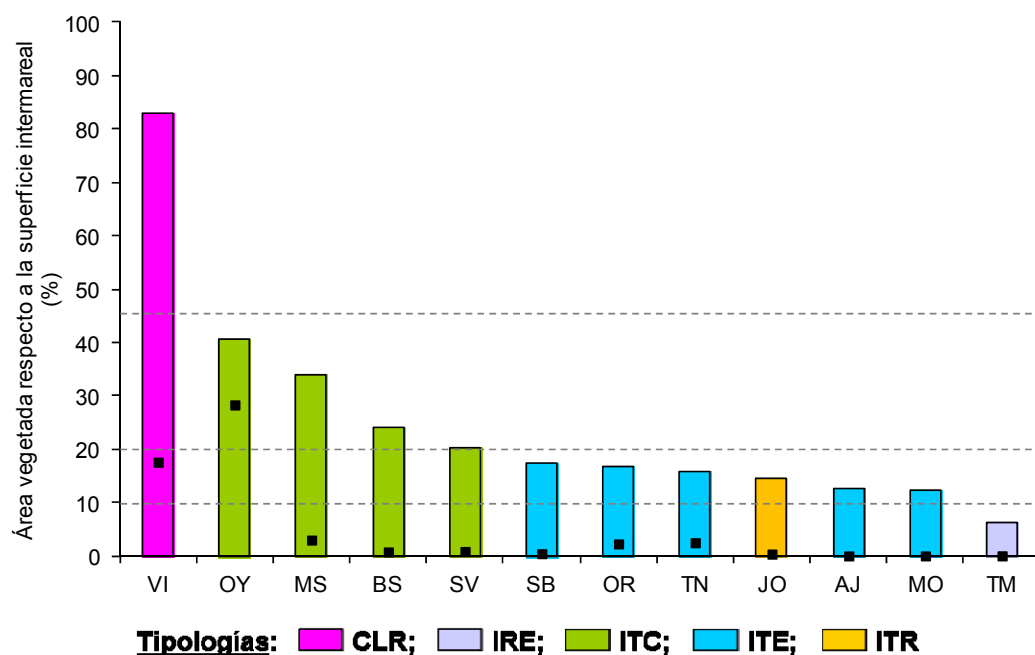
Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

Tabla 4.6. Test ANOVA y *post-hoc* (Tukey) para los índices de riqueza (S), diversidad (H) y rarefacción (ES(50)) de acuerdo con las tipologías hidro-morfológicas de estuario.

Por otro lado, se observa que el porcentaje de la superficie intermareal del estuario que está colonizada por vegetación de marisma y fanerógamas marinas intermareales varía ostensiblemente entre estuarios pertenecientes a distintas tipologías (Figura 4.7). La laguna costera de Victoria, aunque se caracteriza por un intermareal exiguo (<1% de la superficie total del estuario) es de destacar que la mayor parte de él (>80% de la superficie intermareal) se encuentra vegetado, ya que la restricción en la carrera de marea típica de estos ecosistemas da lugar a un intermareal con unas condiciones ambientales más estables. Por otro lado, el estuario dominado por la dinámica fluvial (Tina Mayor, tipología IRE) presenta valores muy bajos de intermareal vegetado (6%).

En posiciones intermedias se sitúan el resto de tipologías identificadas, todas ellas pertenecientes a estuarios dominados por la dinámica mareal.

Los estuarios de morfología alargada (tipología ITE) presentan entre el 10 y el 20% del intermareal colonizado por vegetación, mientras que los estuarios de morfología compleja (tipología ITC) alcanzan valores entre el 20 y el 45%, siendo las Marismas de Santoña y Oyambre los estuarios con una mayor proporción de área vegetada (41%) (Figura 4.7). Asimismo, Joyel, de morfología redondeada (tipología ITR), presenta en torno a un 14% de su superficie intermareal ocupada por vegetación, encontrándose dicho valor en el rango característico de los estuarios de morfología alargada (tipología ITE). En este caso, es posible que esté subestimada la superficie intermareal vegetada con respecto a las condiciones 'prístinas', lo cual podría asociarse a las alteraciones hidromorfológicas que presenta. Por último, cabe señalar que el estuario de Oyambre, caracterizado por una alta proporción de superficie intermareal vegetada, presenta aproximadamente un 30% de su superficie intermareal colonizada por la especie no nativa *B. halimifolia*, a diferencia del resto de estuarios donde esta especie coloniza menos de un 3% del intermareal, excepto en Victoria que coloniza un 17.6% de su reducido intermareal.



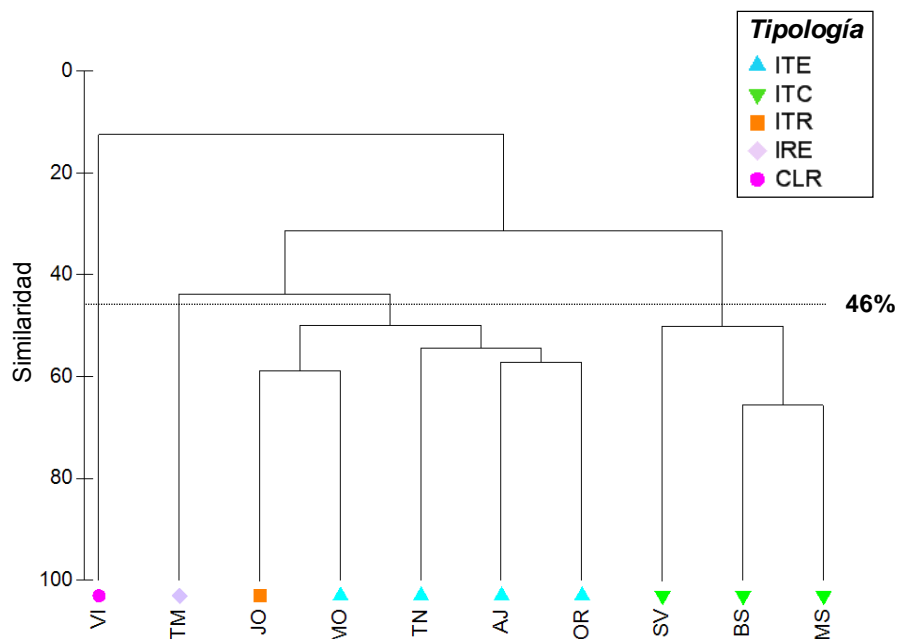
Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

Figura 4.7. Proporción de la superficie intermareal del estuario que se encuentra ocupada por vegetación nativa (barras) y por *B. halimifolia* (cuadrado negro) en relación con las tipologías hidromorfológicas.

Composición y estructura de los macroinvertebrados bentónicos

Los análisis multivariantes ratifican la concordancia general entre las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos que colonizan el intermareal de los estuarios y las tipologías hidro-morfológicas. No obstante, también se identifican algunas excepciones.

El análisis CLUSTER discrimina tres grandes grupos independientes (Figura 4.8): (1) la laguna costera de Victoria; (2) estuarios de morfología compleja (San Vicente, Bahía de Santander y Marismas de Santoña); (3) estuarios de morfología alargada (tipología ITE) y redondeada (tipología ITR) y el único estuario dominado por la dinámica fluvial (tipología IRE), Tina Mayor. Este último se separa del resto del grupo con una similaridad en torno al 46%. De acuerdo con los resultados, las diferencias ecológicas entre estuarios redondeados (ITR) y alargados (ITE) parecen ser escasas, aunque hay que tener en cuenta que Joyel es el único representante de su tipología y, por tanto, no hay otros estuarios semejantes con los que pueda mostrar similitudes más altas que con los de la tipología ITE.



Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

Figura 4.8. Análisis CLUSTER en función de la composición de macroinvertebrados bentónicos intermareales del estuario.

Los resultados de la prueba ANOSIM ratifican que las tipologías ITC e ITE, con morfología compleja y alargada respectivamente, son significativamente diferentes entre sí para un nivel de confianza del 95% ($R=0.8$; $\text{sig.}=0.0001$). El resto de tipologías no se pudieron comparar porque todas ellas están representadas por un único estuario en la zona de estudio.

Por otro lado, los resultados del análisis SIMPER evidencian, al igual que otros análisis llevados a cabo anteriormente, que los estuarios de morfología compleja (tipología ITC) se caracterizan por una alta diversidad biológica y la presencia de sólo unas pocas especies dominantes (Tabla 4.7). La similaridad dentro del grupo es relativamente alta (43.1%). Cinco taxones de macroinvertebrados contribuyen a la similaridad más de un 5% y sólo cuatro de ellos alcanzan densidades relativamente altas (>25 indiv./m²), concretamente las especies *L. lacteus*, *N. hombergii*, *M. palmata* y *S. plana*. Asimismo, el 90% de la similaridad total es explicada por 14 taxones diferentes, entre los que se incluyen especies de macroinvertebrados como *N. hombergii*, *A. alba* y *A. tenuis*, características de las comunidades de *Abra alba* y *Abra tenuis*.

A diferencia de los estuarios de morfología compleja (tipología ITC), los de morfología alargada (tipología ITE) y los dominados por el río (tipología IRE) también muestran una similaridad dentro del grupo alta (33.6% y 54.8%, respectivamente), aunque cabe señalar que en la tipología IRE sólo se dispone de información sobre un único estuario (Tina Mayor) en diferentes años, lo cual probablemente incrementa la similaridad global dentro de la tipología así como la homogeneidad en la contribución de las especies. Además, y redundando en los resultados obtenidos con los indicadores de diversidad (Figura 4.6), ambas tipologías se caracterizan por una menor diversidad de taxones característicos representados por las especies *C. carinata*, *H. diversicolor* y *S. plana*, que son típicas de la asociación de *Scrobicularia plana* (Tabla 4.7). Dichas especies alcanzan las densidades más altas en la tipología IRE en comparación con el resto de tipologías. Asimismo, en las dos tipologías consideradas, *C. carinata* es la especie con menor densidad poblacional, siendo esta diferencia más acusada en la tipología IRE. Por otro lado, ambas tipologías también se diferencian por la homogeneidad en la contribución de las tres especies mencionadas, obteniéndose valores de Sim./SD menores que 1.2 en la tipología ITE y valores mayores que 3.0 en la tipología IRE.

En el caso de los estuarios de morfología redondeada (tipología ITR) se requieren seis especies de macroinvertebrados para explicar el 90% de la similaridad, lo cual indica una alta diversidad biológica (Tabla 4.7). Entre dichas especies se incluyen las características de las tipologías IRE e ITE (*C. carinata*, *H. diversicolor* y *S. plana*) pero con densidades más bajas excepto para *H. diversicolor* (69.1 indiv./m²). Por último, la tipología CLR se caracteriza por una fuerte dominancia de la familia *Chironomidae*, con

una contribución del 100% a la similaridad dentro del grupo y una densidad alta de 80 indiv./m².

Tipo ⁽¹⁾	Similaridad	Taxones	Densidad media (indiv./m ²)	Sim./SD	Contribución
ITC	43.1	<i>Loripes lacteus</i>	56.8	1.4	24.0%
		<i>Nephtys hombergii</i>	47.3	1.8	21.3%
		<i>Melinna palmata</i>	29.7	1.6	12.7%
		<i>Scrobicularia plana</i>	26.1	1.2	5.9%
		Maldanidae	15.2	1.4	5.4%
		<i>Abra alba</i>	10.5	2.0	4.1%
		<i>Abra tenuis</i>	15.3	0.7	3.7%
		<i>Cerastoderma edule</i>	11.2	1.3	2.6%
		<i>Nassarius reticulatus</i>	9.5	0.8	2.5%
		<i>Hediste diversicolor</i>	18.0	0.5	2.5%
		<i>Bittium reticulatum</i>	9.4	0.7	1.8%
		<i>Venerupis decussata</i>	5.2	1.3	1.6%
		Capitellidae	13.4	0.5	1.4%
		Dolichopodidae	5.8	0.7	1.3%
ITE	33.6	<i>Hediste diversicolor</i>	58.6	1.2	49.3%
		<i>Scrobicularia plana</i>	54.3	1.1	31.5%
		<i>Cyathura carinata</i>	28.8	0.7	9.3%
IRE	54.8	<i>Cyathura carinata</i>	77.0	3.3	37.2%
		<i>Hediste diversicolor</i>	88.0	18.4	37.0%
		<i>Scrobicularia plana</i>	81.0	3.9	24.7%
ITR	24.8	<i>Hediste diversicolor</i>	69.1	1.1	67.5%
		Dolichopodidae	18.6	1.6	7.7%
		<i>Scrobicularia plana</i>	22.2	1.3	6.7%
		<i>Abra tenuis</i>	8.5	1.4	3.2%
		<i>Venerupis decussata</i>	1.7	1.8	2.9%
		<i>Cyathura carinata</i>	7.4	1.6	2.4%
CLR	48.6	Chironomidae	80.0	3.0	100%

⁽¹⁾ Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

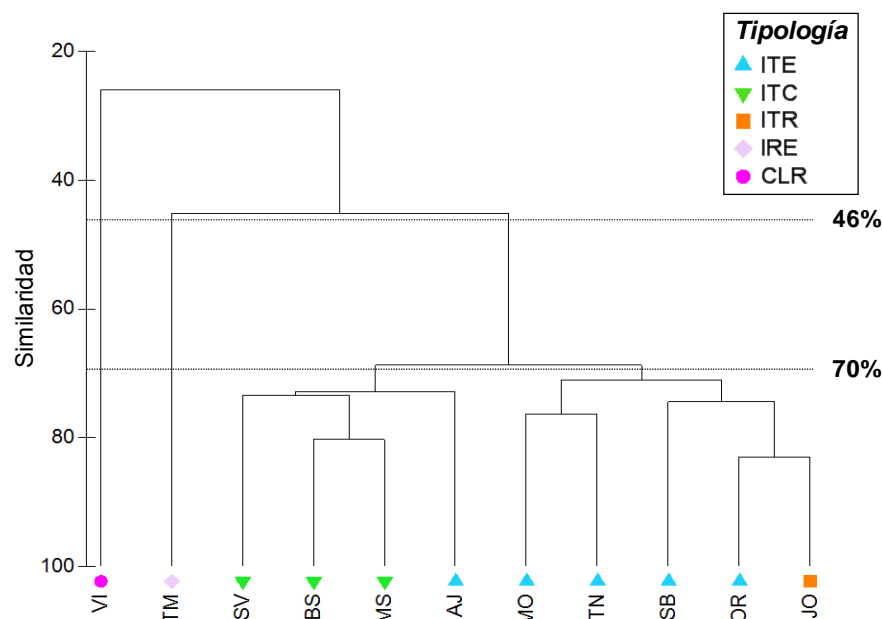
Tabla 4.7. Similaridad media dentro del grupo y densidad media (individuos/m²) de los taxones de macroinvertebrados bentónicos que contribuyen un 90% de la similaridad dentro de cada tipología.

Composición y estructura de la vegetación

Al igual que con los macroinvertebrados bentónicos, los análisis multivariantes ratifican la concordancia general entre las asociaciones vegetales del estuario y las

tipologías hidro-morfológicas, aunque también se detecta alguna excepción. En concreto, el análisis CLUSTER discrimina tres grandes grupos independientes con una composición específica muy diferente (Figura 4.9): (1) la laguna costera de Victoria; (2) Tina Mayor, estuario dominado por la dinámica fluvial; (3) resto de tipologías. Este tercer grupo se subdivide, a su vez, en dos grupos con una similaridad en torno al 70%. En dichos grupos se separan los estuarios de morfología compleja (tipología ITC) de los estuarios de morfología alargada (tipología ITE) y redondeada (tipología ITR), a excepción del estuario de Ajo que es más similar a los de morfología compleja que a los de su misma tipología (morfología alargada). En este caso, y en concordancia con los resultados obtenidos con los macroinvertebrados bentónicos, el estuario de Joyel se agrupa con los de tipología alargada (tipología ITE).

En el caso de la vegetación, los resultados de la prueba ANOSIM también ratifican que las tipologías ITC e ITE, con morfología compleja y alargada respectivamente, son significativamente diferentes entre sí para un nivel de confianza del 95% ($R=0.5$; $\text{sig.}=0.04$). El resto de tipologías no se pudieron comparar porque todas ellas están representadas por un único estuario en la zona de estudio.



Tipologías de estuario: CLR (Laguna Costera, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITE (Somero Mareal, Alargado), ITR (Somero Mareal, Redondeado).

Figura 4.9. Análisis CLUSTER en función de la composición de la vegetación intermareal del estuario.

Por otro lado, el número de taxones que colonizan el 90% de la superficie de la tipología ITC es de 8, incluyendo fanerógamas marinas, macroalgas y vegetación de marisma (Tabla 4.8). La mayor parte de los estuarios de esta tipología están colonizados por la fanerógama marina intermareal *N. noltii* y por macroalgas del género *Fucus* que sólo muestran una amplia distribución en esta tipología. Asimismo, la tipología ITE también se caracteriza por una alta diversidad biológica (9 taxones dominantes) que incluye especies asociadas a diferentes tramos salinos y cotas, perteneciendo la mayor parte de ellas a la vegetación superior de marisma y fanerógamas marinas. Es de destacar la presencia de *Juncus* spp. en una gran proporción del área vegetada (27.5%). A diferencia de estas dos tipologías, en la tipología IRE tan sólo se identifican cuatro especies dominantes, dos de ellas típicas de zonas con fuerte influencia de agua dulce (*P. australis* y *Juncus* spp.) y las otras dos son algas. En concreto, un 14.6% de la zona vegetada se corresponde con algas pardas, que generalmente se asocian con sustrato duro. Con respecto a la especie *P. australis* cabe destacar que también es dominante en las tipologías ITR y CLR. La primera tipología engloba estuarios con una relativamente alta diversidad caracterizada por 7 especies dominantes de vegetación de marisma y algas. En este caso se incluye una especie no nativa, *B. halimifolia*, que ocupa el 6.4% de la superficie vegetada. Por último, la tipología CLR está fuertemente dominada por la presencia de carrizo (*P. australis* que cubre un 79% de la superficie vegetada) y por *B. halimifolia*.

Tipo ⁽¹⁾	Taxones	Superficie vegetada (%)	Proporción acumulada (%)
ITC	<i>Nanozostera noltii</i>	42.2	42.2
	<i>Fucus</i> spp.	12.3	54.5
	<i>Spartina</i> spp.	8.0	62.5
	<i>Zostera marina</i>	7.4	70.0
	<i>Enteromorpha</i> spp. ⁽²⁾	5.9	75.8
	<i>Juncus</i> spp.	5.8	81.6
	<i>Ulva</i> spp.	5.3	86.9
	<i>Phragmites australis</i>	3.4	90.3
ITE	<i>Juncus</i> spp.	27.5	27.5
	<i>Nanozostera noltii</i>	12.4	39.9
	<i>Hallimione portulacoides</i>	10.5	50.4
	<i>Phragmites australis</i>	8.9	59.3
	<i>Baccharis halimifolia</i>	8.2	67.5
	<i>Spartina</i> spp.	7.7	75.2
	<i>Enteromorpha</i> spp. ⁽²⁾	7.5	82.6
	<i>Salicornia</i> spp.	6.8	89.4
	<i>Sarcocornia</i> spp.	5.5	94.5

Tabla 4.8. Continúa.

Tipo ⁽¹⁾	Taxones	Superficie vegetada (%)	Proporción acumulada (%)
IRE	<i>Phragmites australis</i>	60.1	60.1
	Algas pardas	14.6	74.7
	<i>Enteromorpha</i> spp. ⁽²⁾	14.2	88.9
	<i>Juncus</i> spp.	10.9	99.8
ITR	<i>Phragmites australis</i>	44.7	44.7
	<i>Spartina</i> spp.	17.0	61.7
	<i>Juncus</i> spp.	12.4	74.1
	<i>Baccharis halimifolia</i>	6.4	80.5
	<i>Sarcocornia</i> spp.	5.3	85.3
	<i>Enteromorpha</i> spp. ⁽²⁾	4.2	89.5
	<i>Ulva</i> spp.	3.1	92.6
CLR	<i>Phragmites australis</i>	79.0	79.0
	<i>Baccharis halimifolia</i>	20.7	99.7

⁽¹⁾ Tipologías de estuario: ITE (Somero Mareal, Alargado), ITC (Somero Mareal, Complejo), ITR (Somero Mareal, Redondeado), IRE (Somero Fluvial, Alargado) y CLR (Laguna Costera). ⁽²⁾ Actualmente, todas las especies del género *Enteromorpha* se catalogan como pertenecientes al género *Ulva*.

Tabla 4.8. Especies de vegetación macrofítica que colonizan el 90% de la superficie total vegetada del estuario.

4.4. Discusión

El sistema de clasificación desarrollado en el presente trabajo ha mostrado tener una gran capacidad para discernir entre tipologías hidro-morfológicas de estuarios, las cuales se relacionan con la heterogeneidad de biotopos y, por tanto, con la distribución de las comunidades bentónicas, tanto de macroinvertebrados como de vegetación macrofítica, presentes en los mismos. De hecho, se ha logrado ratificar la existencia de una concordancia general con las cinco tipologías ecológicas identificadas en Cantabria. Teniendo en cuenta las similitudes existentes entre éstos estuarios y aquellos localizados a lo largo de la costa cantábrica española y del Nordeste Atlántico Europeo, es posible postular la validez de esta metodología para clasificar estuarios dentro de la región B, que abarca la Península Ibérica y costa oeste de Francia e Irlanda y, más en concreto, dentro de la subregión B.2, que abarca la costa norte de España y oeste de Francia (ver Capítulo 3).

Los resultados obtenidos revelan que la gran mayoría de los estuarios analizados están expuestos a una dinámica mareal similar (Arriola *et al.*, 2006), excepto en el caso de Victoria que es una laguna costera con una conexión restringida y temporal con el mar. La mayor estabilidad de las condiciones ambientales, principalmente nivel del agua y

salinidad, favorece la colonización y desarrollo de comunidades vegetales en la mayor parte del reducido intermareal que caracteriza a estos ecosistemas lagunares (Haines *et al.*, 2006; McLusky y Elliott, 2006; Sanders, 1969). Además, también se asocia con una menor heterogeneidad de nichos ecológicos intermareales y con una baja salinidad del agua que dan lugar, en términos generales, a una biota pobre con reducidos valores de riqueza y diversidad (Odum, 1988). En estos ambientes se observa una dominancia de larvas de insectos (75% Chironomidae y 2% Tabanidae) típicas de zonas oligohalinas o de agua dulce, pero que presentan unos estados juveniles tolerantes a ciertos grados de intrusión salina (Williams y Williams, 1998), y una flora compuesta principalmente por comunidades subhalófilas de carrizo (aproximadamente el 77% de la superficie vegetada se corresponde con comunidades dominadas por *Phragmites australis*).

De forma análoga, el estuario de Tina Mayor también alberga una biota relativamente pobre aunque su funcionamiento hidrológico es diferente al de la laguna costera, ya que combina una fuerte influencia del río y de la marea (Fernández y Marquínez, 2002; Puente y Díaz, 2008). Es decir, en el caso de Tina Mayor la menor salinidad se debe a los altos aportes procedentes del río Deva. Por lo tanto, el alto caudal fluvial que recibe este estuario da lugar a una extensión proporcionalmente mayor de tramos oligohalinos y mesohalinos, así como a una mayor probabilidad de estratificación de las aguas, principalmente en la época de lluvias. Estas condiciones hidrológicas influyen en la funcionalidad ecológica del mismo a través de su efecto sobre las propiedades físico-químicas del agua (oxígeno disuelto cerca del fondo, turbidez, salinidad,...) y, por tanto, sobre la capacidad de supervivencia de las comunidades bentónicas. En este sentido, cabe mencionar la aceptada teoría de que la diversidad biológica disminuye de los hábitats euhalinos a los de agua dulce con un patrón específico y característico del gradiente salino estuarino (diagrama de Remane (Remane y Schlieper, 1971 en (Attrill, 2002)), en el cual el mínimo número de especies normalmente se asocia a salinidades entre 5 y 8 ‰, rango que corresponde con el umbral fisiológico de diferentes especies marinas y de agua dulce que viven en estos ambientes (Khlebovich, 1968). Como respuesta a dichos bajos niveles de salinidad, sólo un 6.2% de la superficie intermareal está vegetada, y dicha vegetación se encuentra dominada por comunidades subhalófilas, como las de *P. australis* (84% de la superficie vegetada) y *Juncus* spp. (15% de la superficie vegetada). Esta composición global de la vegetación de marisma está, además, condicionada por la morfología del estuario, ya que en las zonas más cercanas a su bocana, donde se encuentran las salinidades más elevadas, el estuario discurre muy encajado, de tal forma que no se desarrollan zonas intermareales que permitan el establecimiento de la vegetación característica de estos tramos salinos como ocurre en otros estuarios de la región. En cuanto a los macroinvertebrados bentónicos, las especies más abundantes son el poliqueto *H.*

diversicolor, el bivalvo *S. plana* y el isópodo *C. carinata*, todas ellas representativas de la asociación de *Scrobicularia plana*, descrita como característica de zonas oligo-mesohalinas en los estuarios del Cantábrico (Borja *et al.*, 2004b; Puente *et al.*, 2008). La baja riqueza específica (7 especies) y diversidad (1.74 bits.ind⁻¹) de macroinvertebrados encontradas en el estuario concuerdan con las características de dicha asociación biológica.

En conclusión, se puede afirmar que las características hidrológicas específicas de Victoria y Tina Mayor, y, por tanto, de las tipologías CLR e IRE, condicionan una composición de flora y fauna claramente diferenciadas, tanto entre sí como con el resto de estuarios de la zona de estudio. De hecho, los resultados obtenidos indican que las diferencias biológicas más notables se relacionan con las características hidrológicas del estuario y, en menor medida, con la morfología, que también determina cambios en la composición y estructura de la biota.

Al margen de estos dos estuarios, los análisis biológicos identifican un menor número de tipologías que la clasificación hidro-morfológica. Este es el caso de las tipologías ITR e ITE que albergan una composición de fauna y flora relativamente similar. La descripción biológica de ambas tipologías revela que la principal asociación de macroinvertebrados que caracteriza estos estuarios es la de *Scrobicularia plana*, al tiempo que no se reconoce la presencia de la asociación de *Abra alba*, lo cual indica, *a priori*, una heterogeneidad de biotopos baja y semejante en ambas tipologías. Los valores de riqueza y diversidad son intermedios entre los de los estuarios de morfología más compleja, que albergan un mayor abanico de condiciones ambientales y biotopos, y los de aquellos dominados por aguas de menor salinidad, con condiciones ambientales limitantes para las especies. Además, todos los estuarios de este grupo se caracterizan porque en ellos se asienta la vegetación vascular halófila y subhalófila más frecuente en la zona de estudio (*Spartina* spp., *Salicornia* spp., *Sarcocornia* spp., *H. portulacoides*, *Juncus* spp., *P. australis*) y la fanerógama marina *N. noltii*, sin observarse dominancia de ninguna de ellas.

Por otra parte, la agrupación de Joyel, de morfología redondeada, con los estuarios alargados (ITE) es de gran interés porque sugiere que las diferencias morfológicas entre estuarios redondeados y alargados no parecen tener un efecto tangible sobre la estructura de sus comunidades bentónicas. Sin embargo, no se puede corroborar esta hipótesis ya que no hay más estuarios pertenecientes a su misma tipología en el área de estudio que permitan analizar el grado de similitud y diferenciación dentro de la tipología y con el resto para, así, obtener conclusiones más robustas y definitivas.

Por último, la Bahía de Santander, Marismas de Santoña y San Vicente de la Barquera son estuarios que se reúnen en un grupo diferente y homogéneo de acuerdo con sus

características hidro-morfológicas (tipología ITC) y biológicas. Estos tres estuarios son los más grandes de Cantabria (2348, 1573 y 435 ha., respectivamente) y con una morfología más compleja, de tal forma que son capaces de albergar una mayor heterogeneidad ambiental y de nichos ecológicos. Esto se traduce en una mayor diversidad de biotopos que, a su vez, se asocian con el establecimiento de un mayor número de especies y la formación de asociaciones biológicas diferentes a las de otros estuarios. Esta hipótesis se justifica con la presencia de dos tipos de asociaciones de macroinvertebrados, la comunidad de *Scrobicularia plana* y la de *Abra alba* (Borja *et al.*, 2004b; Puente *et al.*, 2008). Mientras que la primera de ellas es común a todos los estuarios de la zona de estudio, la última, que se caracteriza por ser más rica y diversa, sólo se detecta en estos estuarios de morfología compleja que se mantienen en un buen estado de conservación. Asimismo, esta tipología de estuarios presenta un elevado número de comunidades vegetales a lo largo del gradiente salino (13-17 especies dominantes), incluyendo varias especies de macroalgas, vegetación vascular y fanerógamas marinas.

En relación con los patrones descritos hasta ahora, se observan algunos estuarios que se localizan en posiciones intermedias entre diferentes tipologías, de acuerdo con la composición de sus comunidades bentónicas. En este sentido cabe destacar al estuario de Ajo (tipología ITE), que se agrupa con los estuarios de morfología compleja (ITC), de acuerdo a su composición de especies vegetales. Esto se explica porque en el caso de Ajo, con unas amplias áreas intermareales, se detecta una alta riqueza específica (15 especies) y la presencia de *Suaeda*, que es un género con unos requerimientos ambientales muy específicos y cuya distribución está muy restringida dentro de la zona de estudio (Loriente, 1988). Por el contrario, la composición de macroinvertebrados bentónicos de Ajo revela que se asemeja más a los estuarios ITE que a los ITC. Ante esta divergencia de resultados, es importante señalar que se trata de un estuario sujeto a un cierto grado de enriquecimiento orgánico por aporte de nutrientes que es potencialmente capaz de alterar, incluso en casos de enriquecimiento leve, los patrones de riqueza, diversidad y composición observados, especialmente de los macroinvertebrados bentónicos, ya que las comunidades vegetales frecuentemente muestran un mayor grado de tolerancia frente a este tipo de presiones (Bertness *et al.*, 2002; Pearson y Rosenberg, 1978). Además, dichas observaciones indican que el sistema de clasificación permite reconocer, de forma adicional, estuarios cuyas características biológicas han sido modificadas por diferentes presiones antrópicas y que, por ello, se encuentran en un estado más alejado del teóricamente “prístino” o de las condiciones de referencia establecidas.

Una vez establecida la relación existente entre las tipologías hidro-morfológicas de estuario y la biota a la escala de la clasificación, el siguiente paso es identificar los

patrones de distribución biológica que ocurren dentro de un mismo estuario a partir de los procesos y factores que actúan a dicha escala espacial (Ellis y Schneider, 2008; Puente *et al.*, 2008; Thrush *et al.*, 1997). De hecho, ésta es una tarea fuertemente demandada desde el ámbito legislativo y de la gestión ambiental, donde la valoración del estado ecológico (*sensu* Directivas Europeas) en los estuarios requiere el establecimiento de condiciones de referencia de los diferentes elementos de calidad biológica a diferentes escalas (Puente y Díaz, 2008). El cumplimiento de los requerimientos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) precisa el establecimiento de unas condiciones de referencia para todos los estuarios o aguas de transición de la región del Nordeste Atlántico europeo (TW-NEA11), lo cual conlleva, de forma implícita, la gran dificultad de ajustar dichas condiciones de referencia a los diferentes escenarios que se registran a lo largo de la costa europea (diferencias geográficas ambientales y biológicas). De hecho, este trabajo pone de manifiesto la existencia de al menos cuatro tipologías de estuario, cada una de ellas con unas características ecológicas muy diferentes que pone en duda la validez de unas condiciones de referencia únicas y homogéneas para toda la región. Por lo tanto, un enfoque que permita sintetizar en tipologías dichas diferencias entre estuarios, así como entre los biotopos asociados a cada tipología, permitirá ajustar con mayor precisión las condiciones de referencia anteriormente mencionadas.

En este sentido, en España se han propuesto diversas clasificaciones (Borja *et al.*, 2004a; Codalli *et al.*, 2005; Spanish Environmental Ministry, 2008), pero ninguna de ellas define una metodología clara y objetiva ni demuestra la relación entre las tipologías y la distribución de las comunidades bentónicas. Por ello, en general se asumen unas mismas condiciones de referencia para todos los estuarios incluidos dentro de una amplia zona, independientemente de su diversidad hidro-morfológica. Sin embargo, la relación encontrada entre las tipologías de estuario y las características biológicas del estuario evidencian la necesidad de ajustar dichas condiciones de referencia a los distintos tipos de estuario. Asimismo, se han observado indicios de la existencia de variabilidad biológica dentro de cada tipología a una menor escala (*i.e.*, biotopos dentro del estuario). Esta característica ha sido reconocida por el grupo de intercalibración de macroinvertebrados bentónicos de estuario (Directiva Marco del Agua), los cuales han establecido unas condiciones de referencia a nivel de tramos salinos (Muxica *et al.*, 2007; Puente *et al.*, 2008). Por lo tanto, una tarea prioritaria es la integración de ambas escalas de variabilidad física, química y biológica (tipologías de estuarios y biotopos) para establecer condiciones de referencia capaces de abarcar toda la diversidad existente en la región del Nordeste Atlántico europeo.

Dentro de este contexto científico y con un claro enfoque hacia la gestión, se plantea un importante desafío para clasificar los estuarios del Nordeste Atlántico europeo en

tipologías ecológicas a través de un procedimiento jerárquico (desde regiones hasta biotopos), objetivo y homogéneo. A este respecto, la metodología aplicada es susceptible de ser utilizada para clasificar otros estuarios de la misma región e incluso de diferentes regiones. No obstante, para ello sería necesario, en principio, completar el sistema de clasificación, por ejemplo, incluyendo una nueva tipología hidrológica que haga referencia a la estratificación de las aguas (Simmons, 1955), para poder aplicarlo en un mayor rango de estuarios. Además, la extrapolación de dicha metodología a otros estuarios es relevante para la validación y calibración de la misma y, así, obtener una herramienta capaz de clasificar estuarios en una zona mucho más amplia y dotada de una mayor capacidad y potencialidad para ser utilizada en multitud de aplicaciones (efectos del cambio climático, establecimiento de redes de espacios protegidos, selección de zonas piloto para investigaciones/proyectos, gestión de usos, establecimiento de protocolos de restauración, etc.).

En conclusión, la metodología propuesta clasifica los estuarios en tipologías con diferentes características de la flora y fauna bentónicas. Éste es un primer paso para avanzar con la gestión y estudio de los estuarios, con base en el actual conocimiento científico y el marco legislativo europeo. La aproximación jerárquica de esta metodología abre nuevos campos de investigación, concretamente en lo que se refiere al desarrollo de modelos biológicos predictivos usando información obtenida a partir del ambiente físico. Los efectos de las presiones de origen antropogénico sobre las comunidades potenciales de bentos predichas por dichos modelos constituye otro campo de investigación de gran interés (Elliott, 2002).

CAPÍTULO 5

CLASIFICACIÓN DE LOS BIOTOPOS DEL ESTUARIO

El último nivel del sistema de clasificación jerárquico propuesto en esta tesis reconoce la variabilidad biótica y abiótica existente dentro de un estuario. De acuerdo con esta escala de estudio, el objetivo general de este capítulo es desarrollar una metodología con estructura jerárquica para identificar los biotopos estuarinos que componen un mosaico dentro del estuario, a diferentes escalas espaciales relacionadas con los patrones de distribución de la biota. Como en los capítulos anteriores, dicho objetivo se aborda con base en la hipótesis de que las características ambientales condicionan el establecimiento, desarrollo y funcionamiento de los distintos grupos biológicos dentro del ecosistema. En este sentido, una de las variables más representativas de los estuarios al nivel de detalle considerado es la salinidad, ya que se caracteriza por una elevada variabilidad natural que determina la distribución de las comunidades biológicas. Por lo tanto, su caracterización es uno de los objetivos específicos de este capítulo, así como su integración en una metodología más compleja que incorpore información sobre otras variables abióticas relevantes para la ecología del estuario.

5.1. Ámbito de aplicación

El sistema de clasificación de biotopos se ha desarrollado para su aplicación en los estuarios localizados en la Región B del Nordeste Atlántico europeo, y más en concreto, en la Subregión B.2 (Figura 3.46 del Capítulo 3). Inicialmente, como caso piloto, se aplicó dicha metodología en las Marismas de Santoña (tipología ITC según el Capítulo 4 de esta tesis), por su alto valor ecológico y de conservación y por su gran riqueza desde un punto de vista físico y biológico (Figura 5.1).

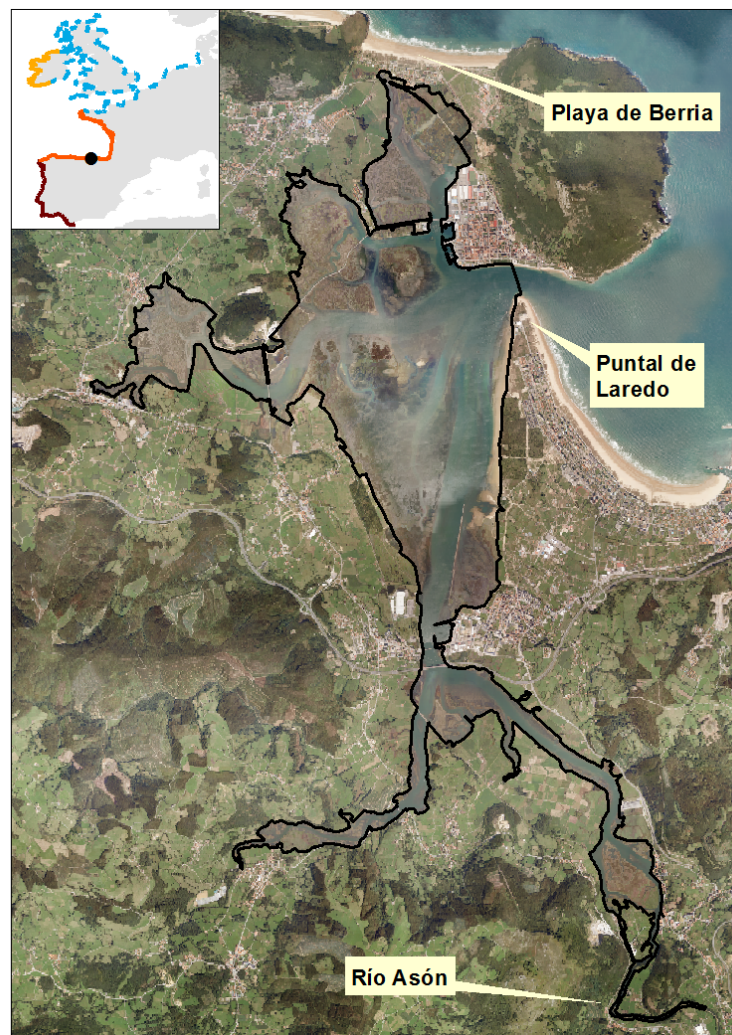


Figura 5.1. Estuario de las Marismas de Santoña, localizado en la Subregión B.2 del Nordeste Atlántico europeo.

Las marismas de Santoña es uno de los estuarios más grandes del norte de España, con una superficie aproximada de 18 km², el cual se encuentra separado del mar por dos

sistemas sedimentarios: las dunas de Laredo, que forman un puntal en la bocana, y la playa de Berria (Figura 5.1). Dicho estuario se ubica en una zona expuesta a carreras de marea medias de 2.8 metros, que determinan, en gran medida, la presencia de extensas áreas intermareales fangosas y arenosas (Marquínez *et al.*, 2003). De hecho, las zonas intermareales constituyen aproximadamente el 67% de su superficie total. Por otro lado, la acción de la marea semidiurna permite que sea un estuario de mezcla completa, con velocidades máximas alrededor de $0.96 \text{ m}^3/\text{s}$ detectadas en la bocana. En cuanto a los aportes de agua dulce, es importante mencionar que, además de la escorrentía superficial y pequeños arroyos, en el estuario de Santoña desemboca el río Asón, con un caudal medio de $16 \text{ m}^3/\text{s}$ (www.dmacantabria.com) (GESHA, 2005a). Al igual que todos los ríos que nacen en la Cordillera Cantábrica, el río Asón es muy corto y con altas pendientes (García *et al.*, 2008). Por esta razón, es capaz de aportar una cantidad significativa de sólidos en suspensión al estuario, influyendo, por tanto, en sus características físicas y químicas. En épocas puntuales de altas precipitaciones y caudales extremos ($>150 \text{ m}^3/\text{s}$) se registran aumentos máximos de la turbidez en el estuario de las marismas de Santoña (IH Cantabria, 2012b).

Asimismo, dicho estuario es uno de los ecosistemas más ricos y diversos del norte de España (Purroy *et al.*, 1993). En este sentido, es importante destacar que alberga importantes praderas de *Nanozostera noltii* y *Zostera marina*, las dos únicas especies de fanerógamas marinas presentes en la región. Además, dentro de sus límites se identifican 13 hábitats protegidos por la Directiva Hábitat (Directiva 92/46/CE) (IH Cantabria, 2008). Con respecto a las aves, éste estuario constituye un punto clave en las rutas de migración y para la invernada de muchas poblaciones, convirtiéndose en un lugar de alimentación y descanso (Navedo *et al.*, 2007). Se estima que, en algunos períodos, llega a proporcionar refugio a alrededor de 20.000 aves. Por todas estas razones, este estuario está protegido por las siguientes figuras legales: Parque Natural de las Marismas de Santoña, Victoria y Joyel (Ley de Cantabria 4/2006), Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) según la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE), Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) según la Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE) y sitio RAMSAR (www.ramsar.org). Puesto que está catalogado como LIC y como ZEPA, también forma parte de la Red Natura 2000, que es una red ecológica de áreas de conservación de la biodiversidad en la Unión Europea.

A pesar del gran valor ecológico asociado a las Marismas de Santoña, se identifican presiones de origen antrópico que afectan a este ecosistema desde tiempos pasados hasta la actualidad, cuyos principales efectos están relacionados con rellenos y descargas de vertidos urbanos e industriales. Además, se realizan, periódicamente, dragados de la canal para permitir la navegación. Por otro lado, también es uno de los principales estuarios para la explotación de recursos marisqueros en la región de

Cantabria, principalmente de almeja (*Ruditapes decussatus* y *R. philippinarum*), muergo (*Solen marginatus*) y diversas especies de poliquetos (*Diopatra neapolitana* y *Arenicola marina*), sipuncúlidos (*Sipunculus nudus*) y crustáceos (*Callinassa* spp. y *Upogebia* spp.) utilizadas como cebo (Orden GAN/35/2013). Finalmente, cabe destacar la colonización de determinadas áreas del estuario por la especie no nativa *Baccharis halimifolia* y la existencia de un nivel elevado de eutrofización en zonas puntuales, que presentan un flujo hidrodinámico muy restringido por alteraciones morfológicas artificiales (Elorza *et al.*, 2004).

5.2. Definición de los tipos salinos del estuario

Una de las variables más relevantes para la ecología estuarina y, por lo tanto, para la definición de los biotopos, es la salinidad. Por ello, en este apartado se aborda el primer objetivo específico de este capítulo, que consiste en establecer un procedimiento para identificar tipos salinos característicos de los estuarios incluidos en la región del Nordeste Atlántico europeo y representativos de las condiciones medias y extremas de la salinidad. Dicho objetivo se establece con base en la hipótesis de que el gradiente de salinidad existente en los sistemas estuarinos condiciona la distribución de las especies de fauna y flora en función de sus características fisiológicas. En concreto, se asume que la supervivencia de las especies depende no sólo de las condiciones medias sino también los rangos de variabilidad de la salinidad, los cuales muestran importantes oscilaciones a diferentes escalas temporales, tanto a nivel diario (marea) como estacional e interanual (Attrill y Thomas, 1996; McLusky, 1971; Remane y Schlieper, 1971; Segerstrale, 1959). Estos patrones naturales de salinidad dependen en gran medida del régimen hidrológico de los aportes fluviales al estuario, el cual, al igual que la salinidad, muestra una variación intra- e inter-anual, que se caracteriza no sólo por las condiciones medias y el rango de variación, sino también por la intensidad, duración y frecuencia de condiciones extremas (Estevez, 2002; Richter *et al.*, 1997). Este régimen variable de la salinidad parece ser más determinante para la distribución de los organismos dentro del estuario que los valores absolutos de salinidad (Wolff, 1983). Además, las condiciones extremas pueden ser críticas para la supervivencia de algunas especies y el mantenimiento de la integridad ecológica del estuario (Estevez, 2002; Richter *et al.*, 1997). Por lo tanto, se pone en evidencia la necesidad de plantearse hasta qué punto la incorporación de dicha variabilidad hidrológica asociada a los flujos de agua dulce representan un elemento significativo que se debe tener en cuenta en la zonificación de los estuarios y cuál es el mejor modo de incorporarla.

5.2.1. Material y métodos

Para el establecimiento de los tipos salinos se partió de un registro de la evolución espacial y temporal de la salinidad en el estuario. Dicho registro se obtuvo a través de bases de datos históricas del caudal de río y de la marea, de técnicas de modelado numérico y de reconstrucción de largas series temporales de salinidad. De esta forma, fue posible disponer de suficientes datos como para caracterizar adecuadamente el régimen natural de variación en estuarios, a partir del cual se definieron, finalmente, zonas relativamente homogéneas denominadas tipos salinos (Figura 5.2).

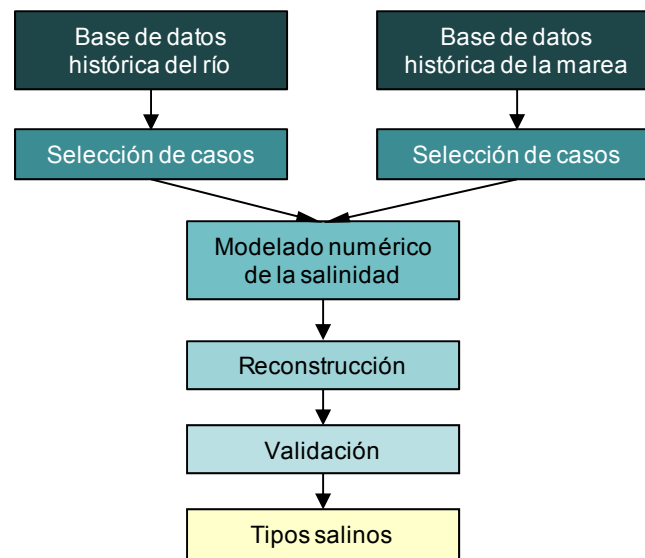


Figura 5.2. Esquema de la metodología para reproducir la variabilidad de la salinidad en el estuario con una resolución espacial y temporal de detalle.

5.2.1.1. Reconstrucción de la variabilidad de la salinidad

Para caracterizar la evolución espacial y temporal de la salinidad se utilizó una resolución espacial de 25 metros y una resolución temporal horaria para una serie de datos de 15 años, de forma que recogiera la variabilidad interanual que es susceptible de afectar al biotopo desde un punto de vista ecológico, ya que series temporales más largas no proporcionan, teóricamente, un incremento significativo a la hora de caracterizar el régimen hidrológico que condiciona la salinidad (Kennard *et al.*, 2010). Para obtener toda esa información fue necesario el uso de herramientas de modelado numérico que permitieron reproducir la hidrodinámica y salinidad del estuario bajo condiciones de contorno variables (caudal fluvial y marea). En el presente caso de estudio, se empleó el modelo numérico DELFT3D, desarrollado por WL/Delft

Hydraulics (Holanda), que consta de un módulo hidrodinámico acoplado con un modelo de transporte de la salinidad. Asimismo, se construyó una malla batimétrica curvilínea de detalle de la zona de estudio, con la cual se calibró y aplicó dicho modelo en dos dimensiones (Anejo 3).

A través de la técnica de reconstrucción por análogos se reconstruyó la mencionada serie temporal de salinidad que comprendió cuatro pasos principales (Figura 5.3) (Camus *et al.*, 2011a):

- A) Selección de tipos representativos de hidrogramas del río y carreras de marea;
- B) Generación de una base de datos con los resultados del modelado numérico de la salinidad para todas las combinaciones posibles de los tipos representativos de río y marea, introducidos al modelo como condiciones de contorno;
- C) Reconstrucción de la serie temporal real del río y de la marea mediante la búsqueda de análogos entre los tipos representativos y selección de los correspondientes datos de salinidad modelados bajo dichas condiciones de contorno e incluidos en la base de datos;
- D) Validación de los resultados de la reconstrucción del río, de la marea y de la salinidad.

A continuación se describe detalladamente la metodología de aplicación de cada uno de estos cuatro pasos.

A) Selección de tipos representativos de caudal del río y carrera de marea

La primera consideración que se tuvo en cuenta antes de llevar a cabo el proceso de reconstrucción fue el tiempo de respuesta de la salinidad frente a cambios en los aportes del río y/o de la marea. Con respecto a dicho tiempo de respuesta, se asumió, para la realización de los cálculos posteriores, que 15 días era un tiempo suficiente para que todo el estuario respondiera a cambios en las condiciones de contorno, independientemente de las condiciones iniciales de salinidad. Por lo tanto, la selección de los tipos representativos de río y marea se realizó con base en series temporales de 15 días (Figura 5.3).

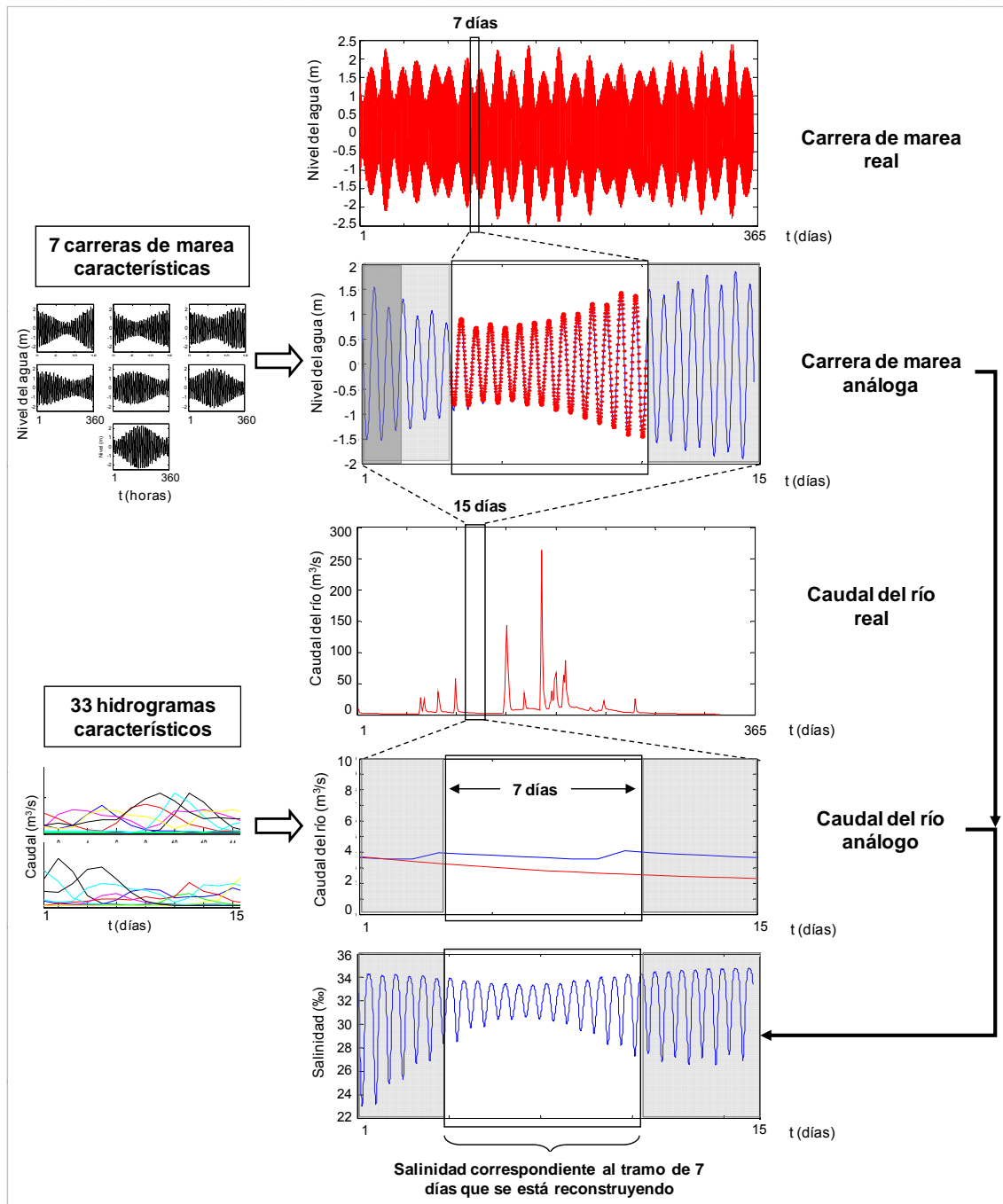


Figura 5.3. Metodología para la reconstrucción por análogos de la salinidad, en tramos de 7 días, a partir de los hidrogramas del río y de las carreras de marea características. Comparación entre la serie real (rojo) y la reconstruida (azul).

En el caso del establecimiento de los hidrogramas característicos del río, se utilizó información sobre la variabilidad diaria de los caudales fluviales durante un período de 32 años, para, así, capturar toda la variabilidad hidrológica natural del río a diferentes escalas temporales (desde días hasta décadas) (McMahon *et al.*, 2007; Wilkinson *et al.*,

2006) y obtener una robusta caracterización del mismo (Kennard *et al.*, 2010). En el caso de estudio analizado, se utilizó una serie reconstruida de 32 años (octubre de 1970 – septiembre de 2003) de datos diarios del caudal del río Asón en una estación cercana a su desembocadura en el estuario (GESHA, 2005a). Dicha serie se fragmentó en todos los tramos de 15 días consecutivos posibles y se clasificaron con la herramienta no jerárquica k-medias inicializada con los resultados del análisis determinista de máxima disimilaridad (Camus *et al.*, 2011b). El número óptimo de grupos se estableció a partir del índice de Xie y Beni (1991), como el número de particiones que permitía alcanzar un mínimo local, y del índice de Dunn (Dunn, 1973), como el número de particiones que permitía alcanzar un máximo local. Cada grupo identificado en dicho análisis se caracterizó con un tipo representativo de caudal fluvial que se correspondía con la serie más próxima al centroide de dicho grupo.

Por otro lado, los tipos representativos de marea astronómica se establecieron a partir de la función de distribución de las carreras de marea, la cual se extrajo de una serie de 500 años simulada a partir de los armónicos de marea procedentes de los registros del mareógrafo de Santander (Puertos del Estado). De acuerdo con dicha función de distribución, se seleccionaron cinco carreras de marea. Para ello, se fraccionó la función de distribución en cinco tramos de igual probabilidad o equiprobables: cada tramo se corresponde con rangos de la carrera de marea que dan lugar a un área bajo la curva de la función de densidad igual a 0.2, definidos por los percentiles 0-20-40-60-80-100%. En cada uno de estos tramos se seleccionó el valor de la carrera de marea central en la función de distribución o, lo que es lo mismo, las carreras de marea correspondientes a los percentiles del 10, 30, 50, 70 y 90% respectivamente. De forma adicional, también se seleccionaron las carreras de marea extremas asociadas a los percentiles del 1 y del 99%.

Una vez seleccionadas estas siete carreras de marea, se simuló la variación del nivel con la marea en el período de estudio analizado y se calculó la correspondiente serie de carreras de marea. A partir de dicha serie se extrajeron los máximos y mínimos locales y se identificó el máximo o mínimo local más reciente que mostraba mayor semejanza con cada una de las carreras de marea anteriormente seleccionadas. Al igual que en los tipos representativos de caudal fluvial, en el caso de la marea también se establecieron series de 15 días. Para ello, se seleccionaron los 7 días anteriores y posteriores de cada máximo y mínimo local establecido. Todas las series que constituyen los tipos representativos de la marea fueron ajustadas para que el nivel del agua en el instante inicial de la simulación numérica fuese igual al del nivel medio del mar local.

En este caso de estudio sólo se consideraron los caudales del río Asón y la marea astronómica como condiciones de contorno para el modelado numérico de la hidrodinámica y la salinidad.

B) Base de datos con los resultados del modelo numérico

Una vez definidos los tipos de río y de marea representativos de la variabilidad existente, se procedió a simular numéricamente todos los casos posibles que resultan de combinar dichos tipos representativos, introducidos al modelo como condiciones de contorno variables, y partiendo de unas mismas condiciones iniciales. Para obtener dichas condiciones iniciales, se realizó una ejecución previa cuyas condiciones de contorno fueron el percentil del 50% de la carrera de marea y el percentil del 50% del caudal del río, y se seleccionaron las condiciones de salinidad y niveles de toda la malla en el momento de media marea una vez estabilizado el modelo en términos de niveles, velocidades y salinidad. En todas las simulaciones se registraron los datos horarios de la salinidad durante 15 días, y con dichos registros se construyó la base de datos necesaria para llevar a cabo la reconstrucción por análogos.

C) Reconstrucción por análogos

La técnica de análogos se aplicó para reconstruir la mencionada serie temporal de salinidad de 15 años (octubre de 1988 - octubre de 2003), a partir de la información contenida en la base de datos anteriormente construida y de los caudales reales del río Asón y de la marea astronómica en dichas fechas (Figura 5.3).

Dicha técnica se aplicó considerando tramos de 7 días (Figura 5.3). En primer lugar, se fraccionó la serie real (1988-2003) de carreras de marea en tramos de 7 días consecutivos. Cada uno de esos tramos se comparó con todos los tipos representativos de carreras de marea y en todas las posiciones posibles, descartando los dos primeros días para que las condiciones de salinidad del estuario no estuvieran influenciadas por las condiciones iniciales impuestas al modelo. En cada una de estas comparaciones se calculó el error absoluto acumulado a lo largo de los 7 días que se pretendían reconstruir y se identificó el mejor análogo como aquel con un menor error absoluto acumulado.

En segundo lugar, se procedió a seleccionar los análogos del río a partir de tramos de 15 días de la serie real cuyas fechas coincidían con las de los correspondientes tramos de carrera de marea y análogos establecidos. El análogo de cada tramo de caudal fluvial se estableció de acuerdo con su propia agrupación en la clasificación k-medias utilizada para definir los tipos representativos (Figura 5.3).

Finalmente, una vez establecidos los análogos del río y de la marea se seleccionaron los resultados de salinidad correspondientes a la simulación que consideraba como condiciones de contorno ambos análogos. De los resultados de salinidad se seleccionaron exclusivamente los 7 días que se pretendían reconstruir inicialmente (Figura 5.3). Este proceso se repitió secuencialmente para todos los tramos de 7 días identificados en la serie real de carreras de marea hasta reconstruir la serie de 15 años.

D) Validación de la reconstrucción de la salinidad

En primer lugar, se validaron los caudales fluviales y las carreras de marea reconstruidos a través de la técnica de análogos. Con el objetivo de comparar su variabilidad y distribución en la serie de datos reales y en la serie reconstruida, se calcularon el coeficiente de correlación de Pearson entre ambas series, una vez comprobada la normalidad de las mismas, y el error cuadrático medio (RMSE) de la serie reconstruida. Asimismo, se obtuvo la función de distribución y se estimaron los valores máximos y mínimos tanto del caudal fluvial como de la carrera de marea en la serie real y reconstruida.

Posteriormente, se llevó a cabo la validación de la serie de salinidad reconstruida, contrastando dicha serie con la obtenida a través de una simulación numérica en continuo durante un año hidrológico (1 de octubre de 2002 al 30 de septiembre de 2003) con el modelo Delft3D, ya que no se disponía de datos suficientes medidos en campo con una resolución espacial y temporal adecuada. En dicha simulación en continuo se registró la variación espacial de la salinidad cada hora. Para estimar el grado de ajuste entre ambas series de salinidad se calcularon el error cuadrático medio (RMSE, Root Mean Square Error), el error absoluto medio (MAE, Mean Absolute Error), el sesgo (BIAS) y el coeficiente de correlación de Pearson. El RMSE y el MAE miden las diferencias en promedio entre los valores reconstruidos y los modelados en continuo y el BIAS proporciona información sobre la tendencia de la reconstrucción a sobreestimar o subestimar los valores de salinidad:

$$RMSE = \sqrt{\frac{(\sum_{i=1}^n X_{model,i} - X_{obs,i})^2}{n}}$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |X_{obs,i} - X_{model,i}|$$

$$BIAS = \overline{X_{model}} - \overline{X_{obs}}$$

siendo 'n' el número de observaciones, 'X_{obs}' los valores de salinidad modelados en continuo y 'X_{model}' los valores de salinidad reconstruidos.

5.2.1.2. Establecimiento de tipos salinos

Con base en la serie temporal reconstruida de datos horarios de salinidad durante 15 años y con una resolución espacial de 25 metros, se caracterizaron los patrones de salinidad en toda la zona de estudio. Para ello, se calculó el valor medio interanual de los siguientes descriptores del régimen de salinidad (Tabla 5.1, Figura 5.4):

- Condiciones medias:
 - La salinidad media se estimó como el percentil del 50% (P50).
 - La variabilidad se estimó como el rango de salinidad existente entre los percentiles del 20 y del 80% (P20 - P80).
- Condiciones extremas: eventos de avenidas y sequías.
 - La intensidad de los eventos extremos: se estimó considerando como condiciones extremas la salinidad del percentil del 5% en el caso de avenidas y la del percentil del 95% en el caso de sequías. Con base en dichos valores, se calculó la proporción del rango de salinidad entre la mediana y las condiciones extremas que se debe a condiciones fuera del rango normal de variabilidad previamente calculado (Figura 5.4):

$$\text{Intensidad avenidas} = (P20 - P5) / (P50 - P5)$$

$$\text{Intensidad sequías} = (P95 - P80) / (P95 - P50)$$

- Duración media de eventos extremos: en el caso de las avenidas se estimó como el tiempo medio de los eventos en los cuales se alcanza una salinidad inferior a la del percentil del 5%, y en el caso de las sequías como el tiempo medio de los eventos en los cuales se supera la salinidad del percentil del 95%.
- Frecuencia de eventos extremos: se estimó como el número medio de eventos anuales de avenidas, cuando la salinidad es inferior al percentil del 5%, y sequías, cuando la salinidad es superior al percentil del 95%.

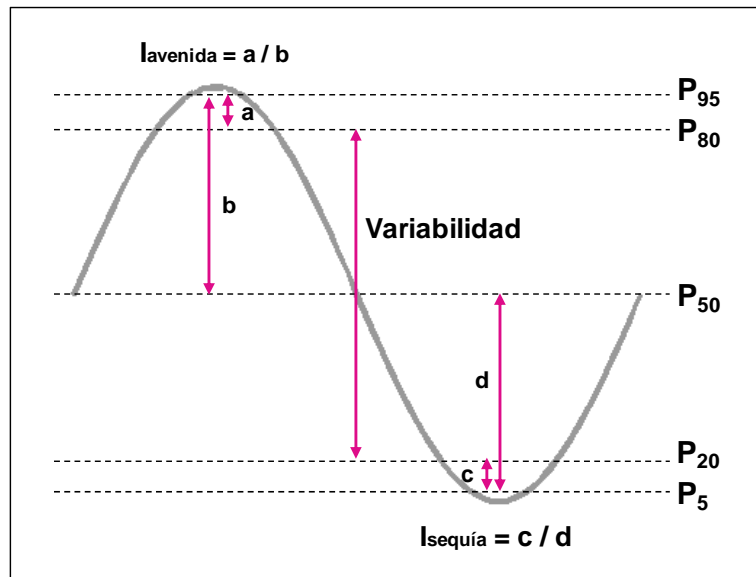


Figura 5.4. Descriptores de la salinidad: salinidad media (P_{50}), variabilidad (P_{80} - P_{20}) e intensidad (I) de las avenidas (P_{95}) y sequías (P_5).

Indicador		Descripción (*)	Integración	Unidades
CONDICIONES MEDIAS:				
Salinidad media		P_{50}	Valor medio inter-anual	‰
Variabilidad		$P_{80} - P_{20}$	Valor medio inter-anual	‰
CONDICIONES EXTREMAS:				
Avenida	Umbral	$< P_5$		‰
	Intensidad	$(P_{20}-P_5) / (P_{50}-P_5)$	Valor medio inter-anual	proporción en tanto por uno
	Duración	duración media de los eventos / año	Valor medio inter-anual	horas / año
	Frecuencia	nº eventos / año	Valor medio inter-anual	nº eventos / año
Sequía	Umbral	$> P_{95}$		‰
	Intensidad	$(P_{95}-P_{80}) / (P_{95}-P_{50})$	Valor medio inter-anual	proporción en tanto por uno
	Duración	duración media de los eventos / año	Valor medio inter-anual	horas / año
	Frecuencia	nº eventos / año	Valor medio inter-anual	nº eventos / año

(*) 'P' es el percentil

Tabla 5.1. Indicadores de las condiciones medias y extremas de la salinidad empleados para la identificación de los tipos salinos.

Para reconocer redundancias en la información aportada por cada descriptor salino, se realizó un análisis de correlación de Pearson, para datos normales, y se identificaron aquellos descriptores que mostraron una correlación estadísticamente significativa para un nivel de confianza del 95%. Sin embargo, en este análisis se detectó una fuerte disminución del mínimo valor del coeficiente para el cual se consideró significativa la correlación debido a que se trabajaba con muestras de gran tamaño ($n=12800$). Por esta razón, se empleó también el valor del coeficiente de correlación lineal de Pearson para identificar aquellas variables que eran redundantes, fijándose un umbral de 0.90 (Cohen, 1988; Ramos *et al.*, 2012). Se estableció un umbral relativamente elevado porque se consideró que incluso una pequeña fracción de los datos pertenecientes a uno de los descriptores que no esté explicado por otro es potencialmente importante para identificar diferentes tipos salinos. Las variables que finalmente se consideraron redundantes entre sí se eliminaron dejando sólo una de ellas para llevar a cabo los análisis posteriores.

Con la información de los descriptores salinos finalmente seleccionados, se realizó una clasificación basada en redes neuronales (SOM) seguido de un análisis de clasificación no jerárquica k-medias para identificar los tipos salinos del estuario. En el análisis SOM se consideró el número óptimo de unidades de mapa de acuerdo con la fórmula $5\sqrt{n}$ ('n' es el número de muestras) dada por Vesanto *et al.* (2000). Asimismo, se estimaron el error de cuantificación, que es una medida de la resolución del mapa, y el error topográfico, que es una medida de la precisión del mapa (Solidoro *et al.*, 2007), como indicadores de la robustez de la clasificación. Posteriormente, se aplicó una clasificación k-medias sobre los resultados del análisis SOM para reducir el número de clases. Cada clase se asoció con un tipo salino. El número óptimo de grupos se estableció a partir de los valores del índice de Dunn (1973) y de Xie-Beni (1991) como el número de particiones que se correspondía con un máximo y mínimo local de ambos índices respectivamente. Estos análisis de clasificación fueron llevados a cabo con la herramienta "SOM toolbox" (Vesanto *et al.*, 1999) para Matlab (Mathworks, 2001), excepto los índices de Dunn y Davies-Bouldin que se calcularon con la herramienta para Matlab de libre acceso "Clustering Toolbox" desarrollada por Abonyi (2005).

5.2.2. Resultados

Como resultado de aplicar la metodología de reconstrucción por análogos en las marismas de Santoña se obtuvo la variabilidad de la salinidad a una resolución espacial y temporal de detalle a lo largo de 15 años. Además, también se establecieron y caracterizaron los principales tipos salinos del estuario así como su distribución espacial.

5.2.2.1. Reconstrucción de la variabilidad de la salinidad

A continuación se muestran los resultados de la reconstrucción de la salinidad en toda la superficie del estuario.

A) Selección de tipos representativos de caudal del río y carrera de marea

Por un lado, se obtuvieron 33 hidrogramas característicos del río Asón de acuerdo con el valor de los índices de Xie-Beni y de Dunn, que alcanzaron un mínimo y máximo local de alrededor de 4.5 y 0.4, respectivamente, para dicho número de particiones. Cada uno de los grupos establecidos se caracterizó con un hidrograma diferente (Figura 5.5).

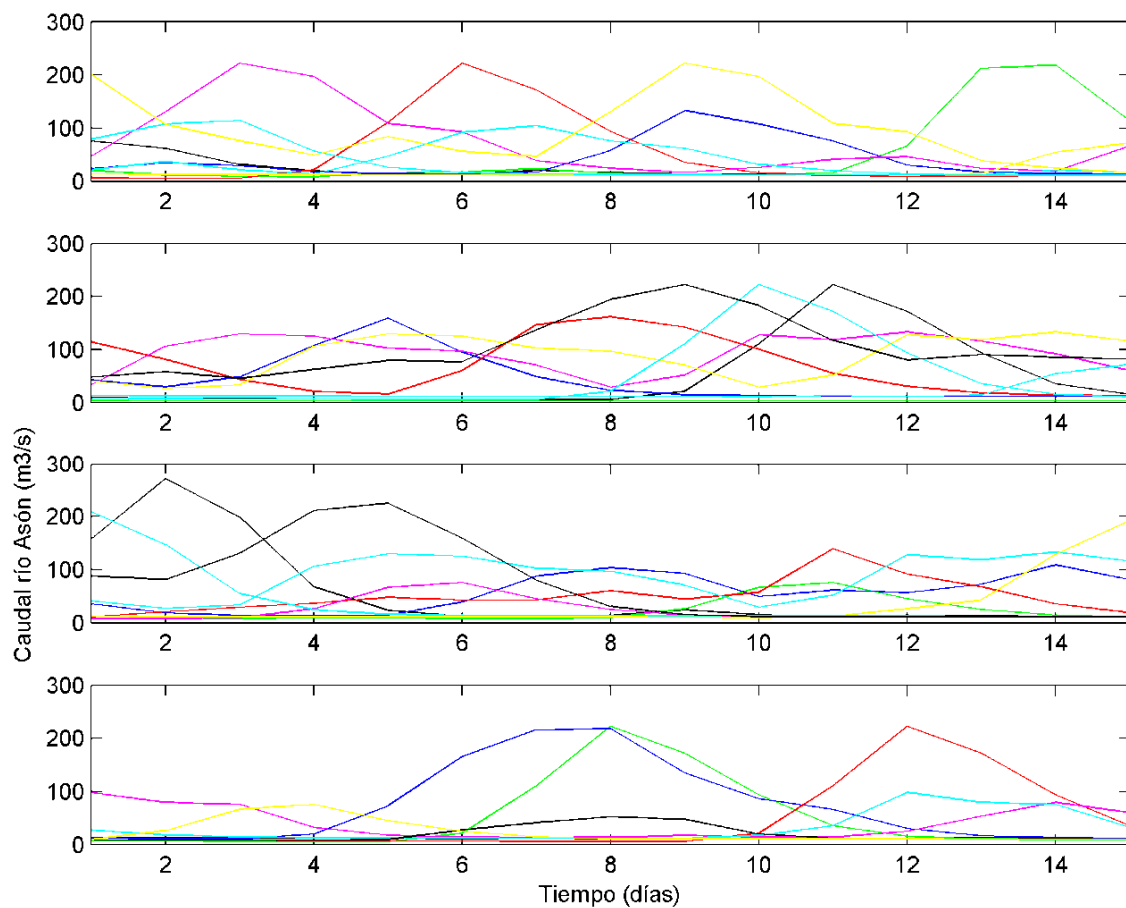


Figura 5.5. Hidrogramas característicos del río Asón para cada uno de los 33 grupos obtenidos con el análisis k-medias.

Por otro lado, se establecieron los tipos representativos de marea astronómica a partir de las siguientes carreras de marea (Figura 5.6):

- 1.16 m como corresponde con el percentil del 1% (condición extrema).
- 1.68 m como corresponde con el percentil del 10%.
- 2.28 m como corresponde con el percentil del 30%.
- 2.76 m como corresponde con el percentil del 50%.
- 3.23 m como corresponde con el percentil del 70%.
- 3.98 m como corresponde con el percentil del 90%.
- 4.61 m como corresponde con el percentil del 99% (condición extrema).

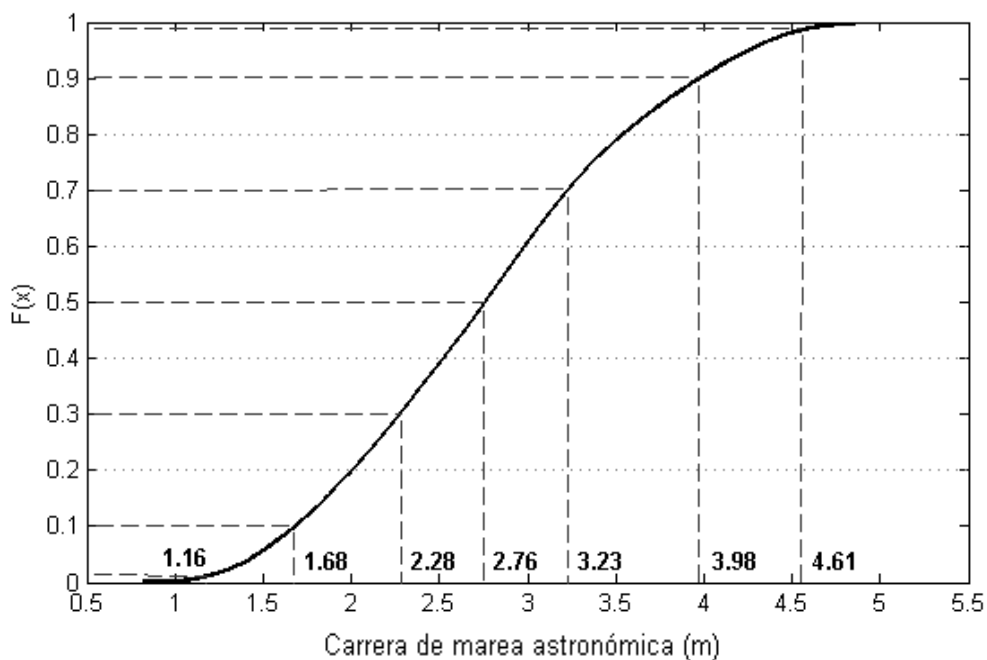


Figura 5.6. Selección de las carreras de marea equiprobables (percentiles del 10, 30, 50, 70 y 90%) y extremales (percentiles del 1 y del 99%) a partir de la función de distribución.

A cada una de las siete carreras de marea seleccionadas se le asignó una serie temporal variable de 15 días, de tal forma que el día 8 de dicha serie se corresponde, inicialmente, con un máximo o mínimo igual a dicha carrera de marea (Figura 5.7). Además, cada una de las series se ajustó para que la carrera de marea inicial fuese

igual al nivel medio del mar local, concretamente 2.56 metros con respecto al cero del puerto. Por esta razón, en algunas ocasiones dicha carrera de marea mínima/máxima de la serie no se correspondía exactamente con el día 8. Finalmente, todas estas series constituyen los tipos de marea representativos.

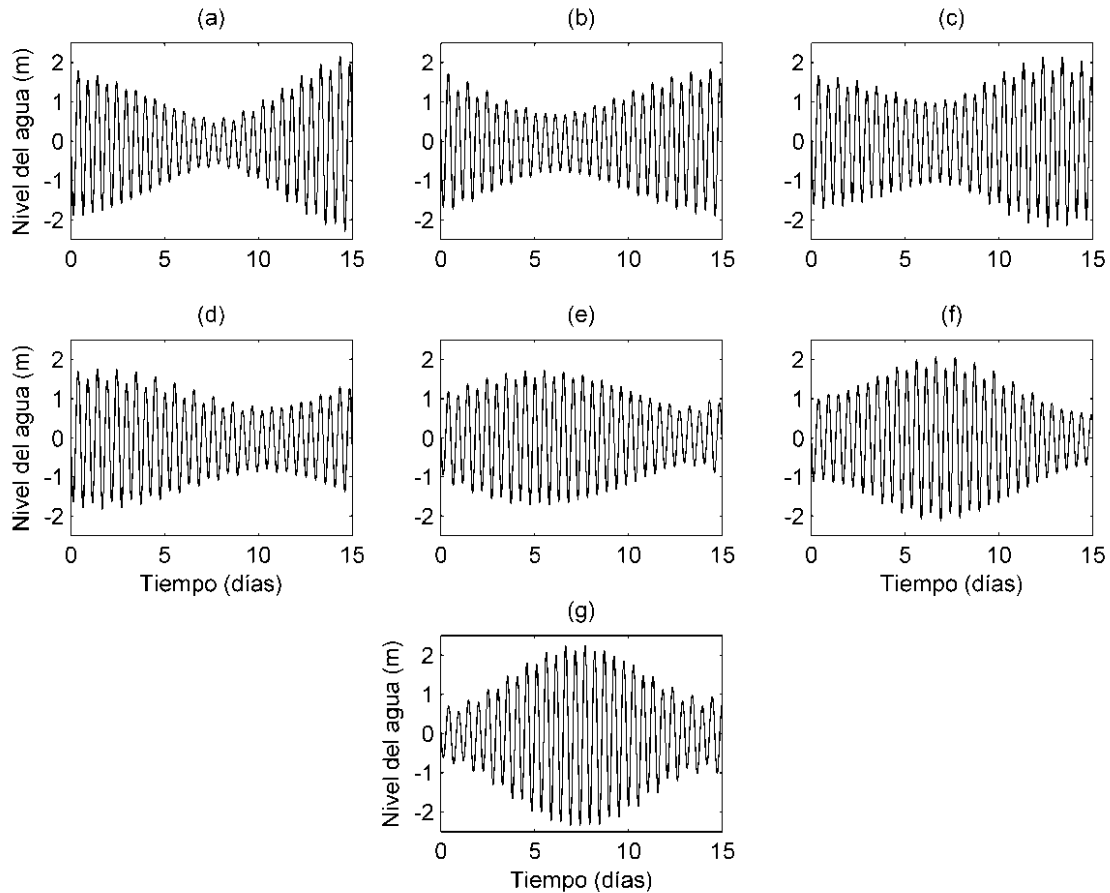


Figura 5.7. Series de nivel de marea seleccionadas a partir de los percentiles del 1% (a), 10% (b), 30% (c), 50% (d), 70% (e), 90% (f) y 99% (g) de la función de distribución de las carreras de marea en la zona de estudio (Figura 5.6).

B) Base de datos con los resultados del modelo numérico

En total se ejecutaron 231 casos como resultado de combinar los 33 tipos de río con los 7 tipos de marea representativos. Las condiciones iniciales de nivel del agua y salinidad consideradas en los 231 casos modelados se correspondieron con el mapa de distribución espacial de ambas variables obtenido a través de una simulación en la que se consideraron unas condiciones de contorno fijas de 2.8 m para la carrera de marea y de $7.97 \text{ m}^3/\text{s}$ para el caudal del río Asón (Figura 5.8).

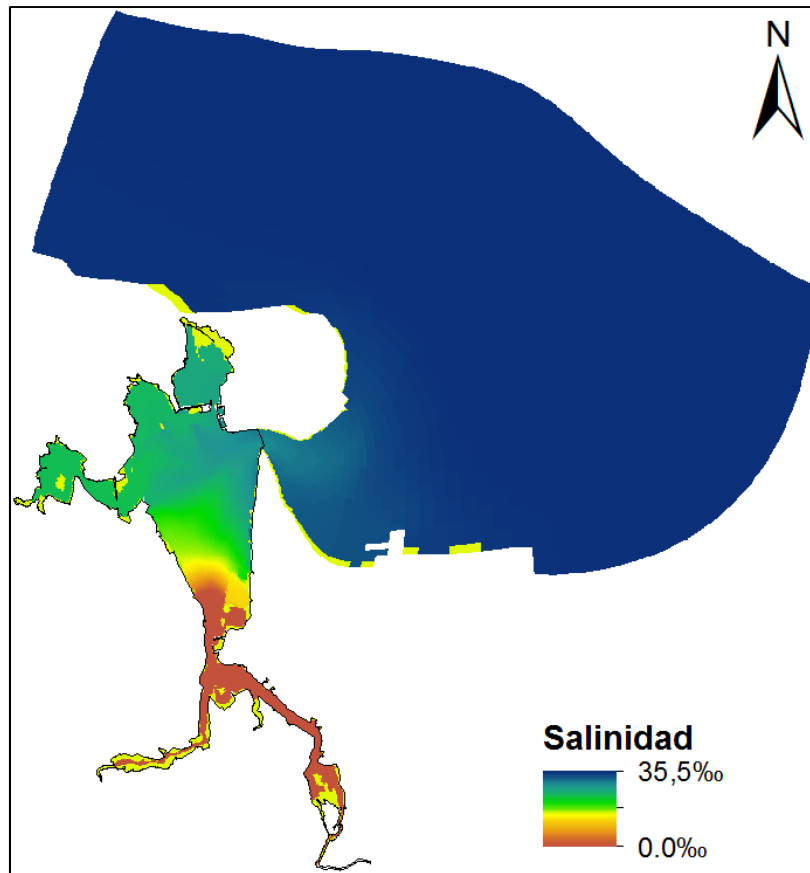


Figura 5.8. Condiciones iniciales de salinidad en la malla de las marismas de Santoña y zona costera adyacente.

De cada uno de los 231 casos modelados se obtuvo la variabilidad espacial y temporal de la salinidad durante los 15 días simulados. Toda esta información constituyó la base de datos empleada para la posterior reconstrucción por análogos (Figura 5.3).

C) Reconstrucción por análogos

La serie de carreras de marea reconstruida a partir de los análogos mostró un buen ajuste, incluso en los valores extremos, con la serie temporal real o de referencia (Figuras 5.9 y 5.10). Por otro lado, también se reconstruyó la serie de caudales fluviales y los resultados obtenidos mostraron un buen ajuste con la serie real, aunque, en este caso, los máximos caudales que se produjeron de forma puntual fueron de menor magnitud en la serie reconstruida (Figura 5.11).

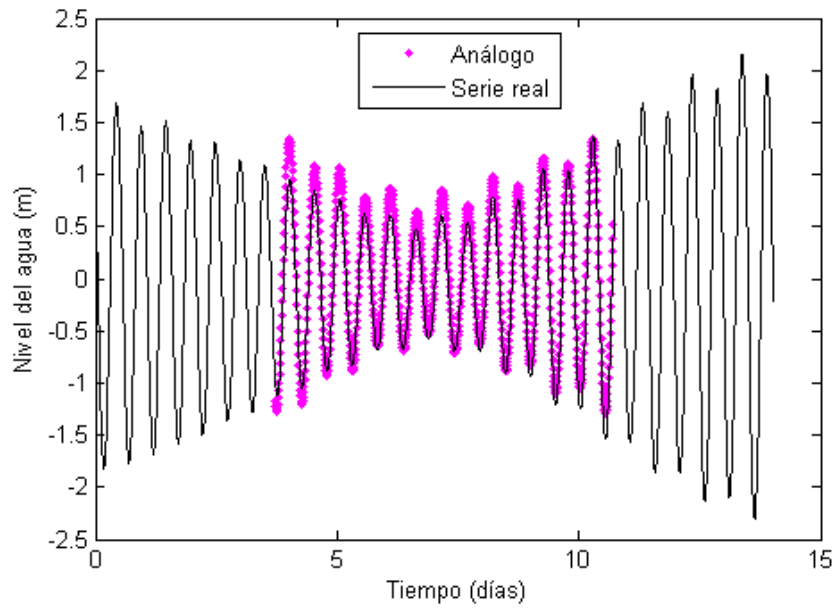


Figura 5.9. Carrera de marea análoga (correspondiente al percentil del 1%) de la serie real de 7 días comprendida entre el 1 de octubre de 1988 y el 7 octubre de 1988.

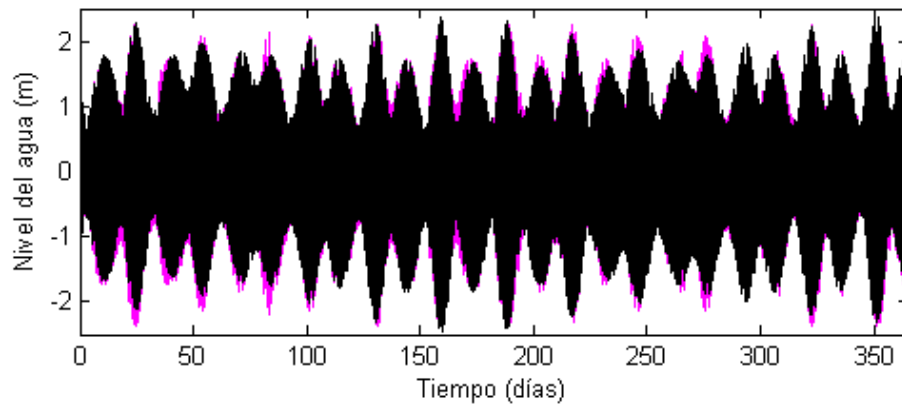


Figura 5.10. Serie de niveles de marea real (negro) y reconstruida (rosa) durante un año hidrológico (1 de octubre de 1988 a 29 de septiembre de 1989).

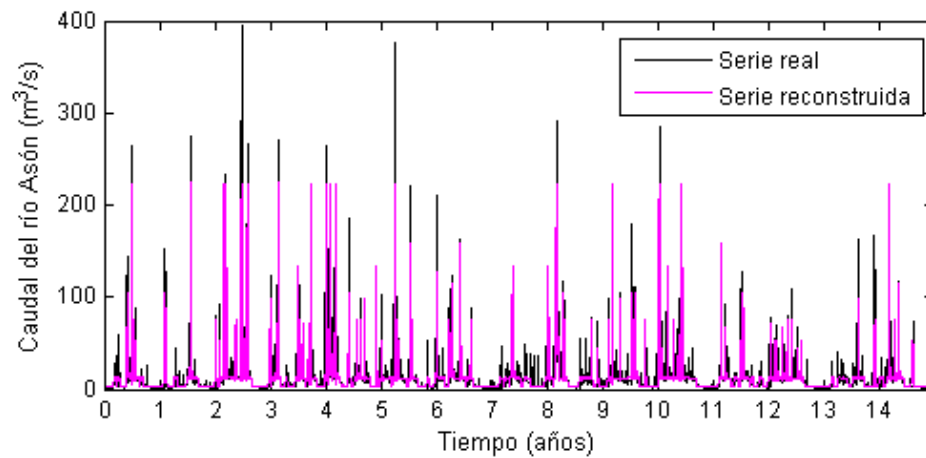


Figura 5.11. Serie de caudales del río Asón real y reconstruida durante 15 años hidrológicos (1 de octubre de 1988 a 29 de septiembre de 2003).

A partir de los análogos identificados para el río y para la marea se reconstruyó la salinidad, observándose un gradiente en los patrones de salinidad desde zonas internas del estuario cercanas al río hasta zonas más externas cercanas a la bocana (Figura 5.12), y una marcada variabilidad intra e inter-anual en toda la superficie del estuario (Figura 5.13).

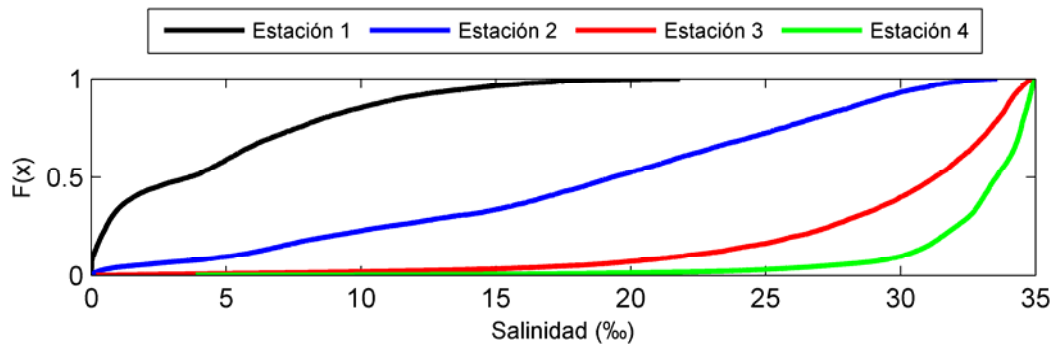


Figura 5.12. Función de distribución empírica de la salinidad reconstruida en las estaciones 1 (cercana al río) a 4 (cercana a la bocana) (Anejo 3) en el período 1 de octubre de 1988 a 29 de septiembre de 2003.

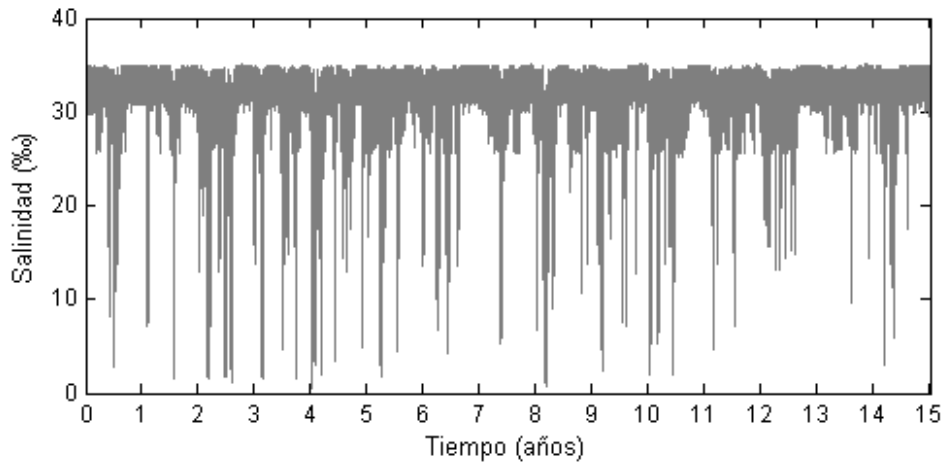


Figura 5.13. Salinidad reconstruida (1 de octubre de 1988 a 29 de septiembre de 2003) en la estación 4 (Anejo 3).

D) Validación de la reconstrucción de la salinidad

En el período de tiempo reconstruido se recogió gran parte de la variabilidad del caudal fluvial y de la marea. Sin embargo, los máximos y mínimos estaban subestimados en la serie reconstruida, siendo este efecto más acusado en el caso de los caudales fluviales máximos (Figura 5.14). El error cuadrático medio de la serie de

marea reconstruida fue relativamente bajo, de 0.11 metros, y se observó un buen ajuste entre los datos reales y predichos que se caracterizaban por un alto coeficiente de correlación, concretamente de 0.99. Asimismo, en la serie de caudales fluviales el error fue proporcionalmente mayor, ya que se registró, de forma global, un error cuadrático medio de $16.86 \text{ m}^3/\text{s}$, y el ajuste fue también bueno, aunque ligeramente más bajo, con un coeficiente de correlación de 0.86.

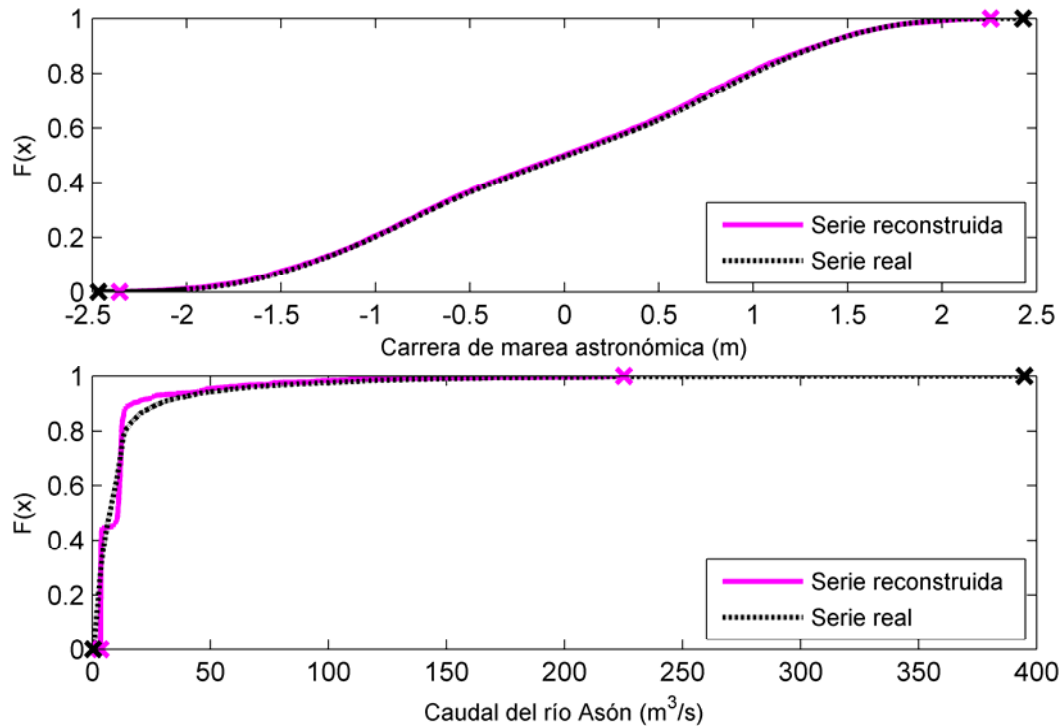


Figura 5.14. Función de distribución empírica de la carrera de marea astronómica y del caudal del río Asón real y reconstruida para un período de 15 años (octubre 1988 – septiembre 2003). El símbolo 'X' indica los respectivos máximos y mínimos.

La serie de salinidad obtenida con la metodología de reconstrucción por análogos se contrastó con la obtenida a través del modelado en continuo de un año hidrológico. Para ello, primero se contrastaron las series reconstruida y real del río y de la marea, observándose un ajuste relativamente bueno (Figura 5.15). No obstante, es importante señalar que, en el caso del río, durante los últimos cuatro meses considerados se registró un período prolongado de caudales muy bajos asociados a un evento de sequía, en el cual se produjo una sobreestimación continua del mismo en la serie reconstruida. Debido a ello, cuando se analizó la salinidad sólo se detectó un buen ajuste entre los datos modelados en continuo y los reconstruidos durante los primeros ocho meses, es decir, antes de comenzar dicho período (Figura 5.15). En esos

meses se alternaron caudales altos y bajos, y la reconstrucción de la salinidad reprodujo adecuadamente los valores extremos. Sin embargo, en los cuatro meses de sequía, la salinidad reconstruida tomó valores más bajos que la obtenida con el modelado en continuo (Figura 5.15). Además, este efecto fue más acusado en las zonas del estuario con mayor influencia fluvial, de tal forma que el error cuadrático medio (RMSE) y el error absoluto (MAE) fueron mayores en la estación más cercana al río (RMSE=9.60 y MAE=6.52 en la estación 2) que en la más alejada (RMSE=1.67 y MAE=1.02 en la estación 4). Por otro lado, al analizarse por separado el período seco y húmedo se observó que, en todas las estaciones, los errores y el sesgo (BIAS) disminuían y la correlación aumentaba en los ocho primeros meses (octubre de 2002 - mayo de 2003) (coeficiente de correlación=0.87-0.90, RMSE=1.85-5.48‰, BIAS=-0.29 - +1.04‰) con respecto a los últimos cuatro meses de bajo aporte fluvial (mayo de 2003 - septiembre de 2003) (coeficiente de correlación=0.65-0.71, RMSE=1.26-14.97‰, BIAS=1.06-13.91‰).

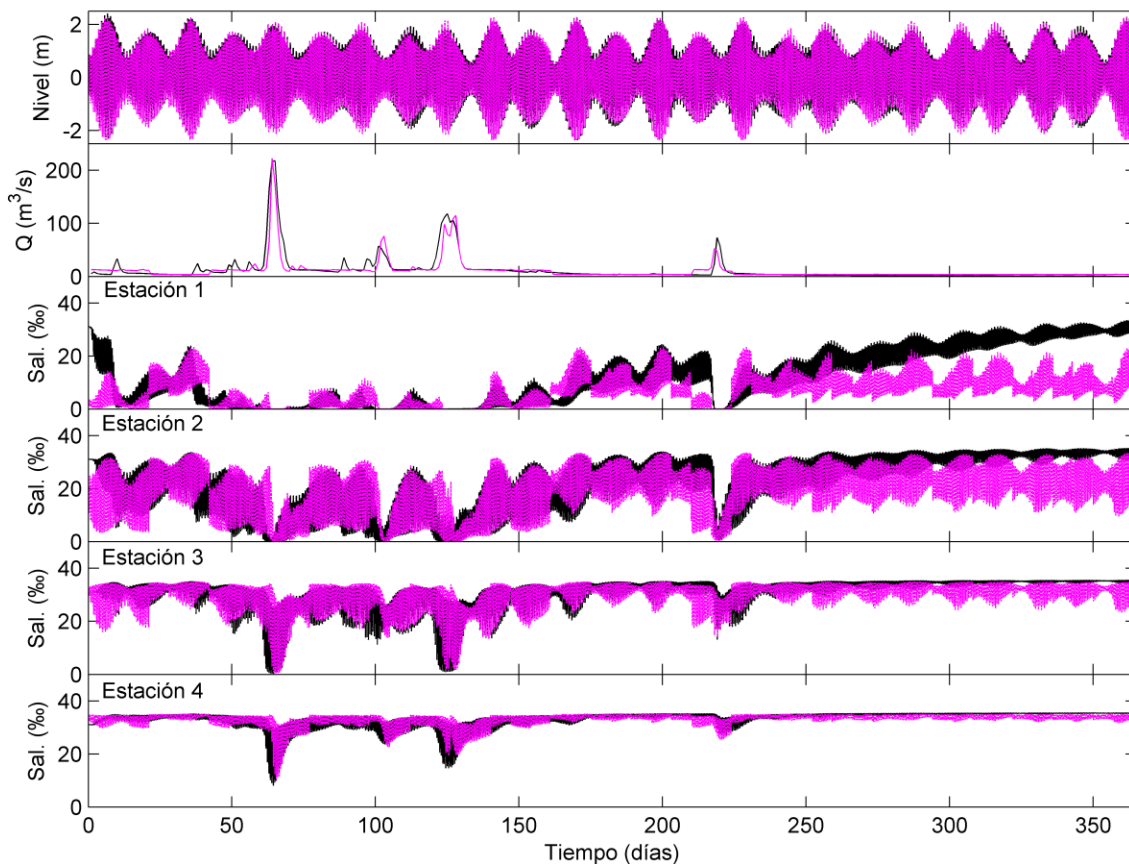


Figura 5.15. Comparación de las series reconstruida (rosa) y obtenida con la simulación en continuo (negro) de las variables nivel del agua, caudal del río y salinidad en las estaciones 1 (cercana al río) a 4 (cercana a la bocana) (Anejo 3), para el período octubre 2002 – septiembre 2003.

A partir de los resultados obtenidos bajo condiciones de largos períodos de sequía, se analizó la serie de 32 años de caudales fluviales considerada y se observó que eventos de este tipo que se prolongan durante cuatro meses consecutivos eran muy poco frecuentes en el río Asón, detectándose sólo en otra ocasión. Por esta razón, se despreció el error cometido en la reconstrucción de 15 años de la salinidad, y se empleó para estimar, posteriormente, los indicadores salinos utilizados para establecer los tipos salinos del estuario.

5.2.2.2. Establecimiento de tipos salinos

Una vez descritos y analizados los errores cometidos en la reconstrucción por análogos de la salinidad, se caracterizaron los patrones de salinidad en las marismas de Santoña (Figuras 5.16, 5.17 y 5.18). Como es típico de los ambientes estuarinos, la salinidad media oscila entre 0 y 33‰ en toda su extensión, de tal forma que las zonas próximas a los aportes de agua dulce del río Asón se caracterizan por valores cercanos a los del agua dulce ($< 0.5‰$) y en las zonas bajo la influencia directa del agua del mar ésta aumenta notablemente hasta alcanzar valores de 33‰ (Figura 5.16). Además, en las proximidades de la bocana o del río Asón, la variabilidad de la salinidad es relativamente baja, mientras que en los tramos intermedios, donde se produce la mezcla entre el agua dulce y salada y donde se forma la cuña salina bajo determinadas condiciones, se registra la mayor variabilidad (19‰). En dichas zonas, la salinidad media es generalmente inferior a 7‰.

Con respecto a la intensidad de los eventos extremos se observan diferentes patrones (Figura 5.17). Por un lado, las avenidas apenas modifican la salinidad en las zonas con mayor influencia de agua dulce, ya que en dichas partes del estuario la salinidad suele ser inferior a 0.5‰. Las zonas con salinidades medias más elevadas y estables por encontrarse dominadas por la dinámica marina son las que muestran, al mismo tiempo, una mayor sensibilidad a las avenidas, que desencadenan una fuerte variación en la salinidad con respecto a las condiciones habituales. Esto se debe a que dichas áreas apenas están influenciadas por el agua dulce excepto en los momentos de avenidas, cuando el agua dulce las inunda y se mezcla con el agua salada o salobre disminuyendo notablemente su salinidad. Por el contrario, la intensidad de las sequías es, en general, más acusada en las zonas del estuario directamente influenciadas por el agua dulce. Cuando disminuye el aporte fluvial proporcionado por el río Asón o por la escorrentía superficial se produce una salinización progresiva de todo el estuario, que es más intensa en zonas con una baja salinidad y variabilidad.

En cuanto a la duración de los eventos extremos se observa un comportamiento similar tanto para las avenidas como para las sequías (Figura 5.17). Las zonas más

aisladas del estuario son las que presentan las duraciones más elevadas, ya que la recuperación de sus condiciones salinas habituales es más lenta por presentar un tiempo de renovación más largo. Además, en las zonas del intermareal superior la duración de los eventos extremos está estrechamente relacionada con la frecuencia de las mareas vivas capaces de inundar dichas áreas, ya que durante el período de emersión se considera que todavía estaban bajo la influencia de las características salinas del agua del último período de inmersión. Finalmente, el número de eventos de avenida y sequía es superior en zonas de la canal o próximas a ella, ya que son altamente susceptibles a estos eventos extremos y, además, el tiempo de renovación es muy bajo (Figura 5.18).

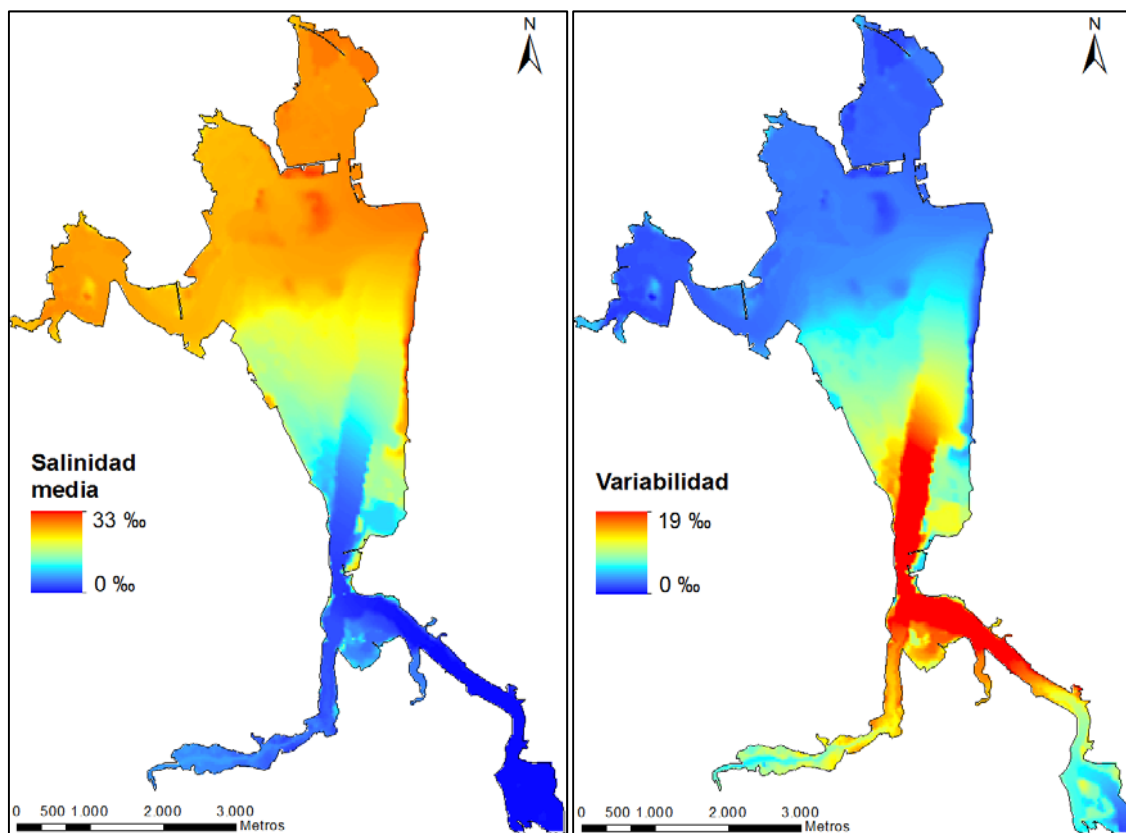


Figura 5.16. Distribución espacial de las variables que caracterizan las condiciones medias de la salinidad (mediana) y su variabilidad (rango).

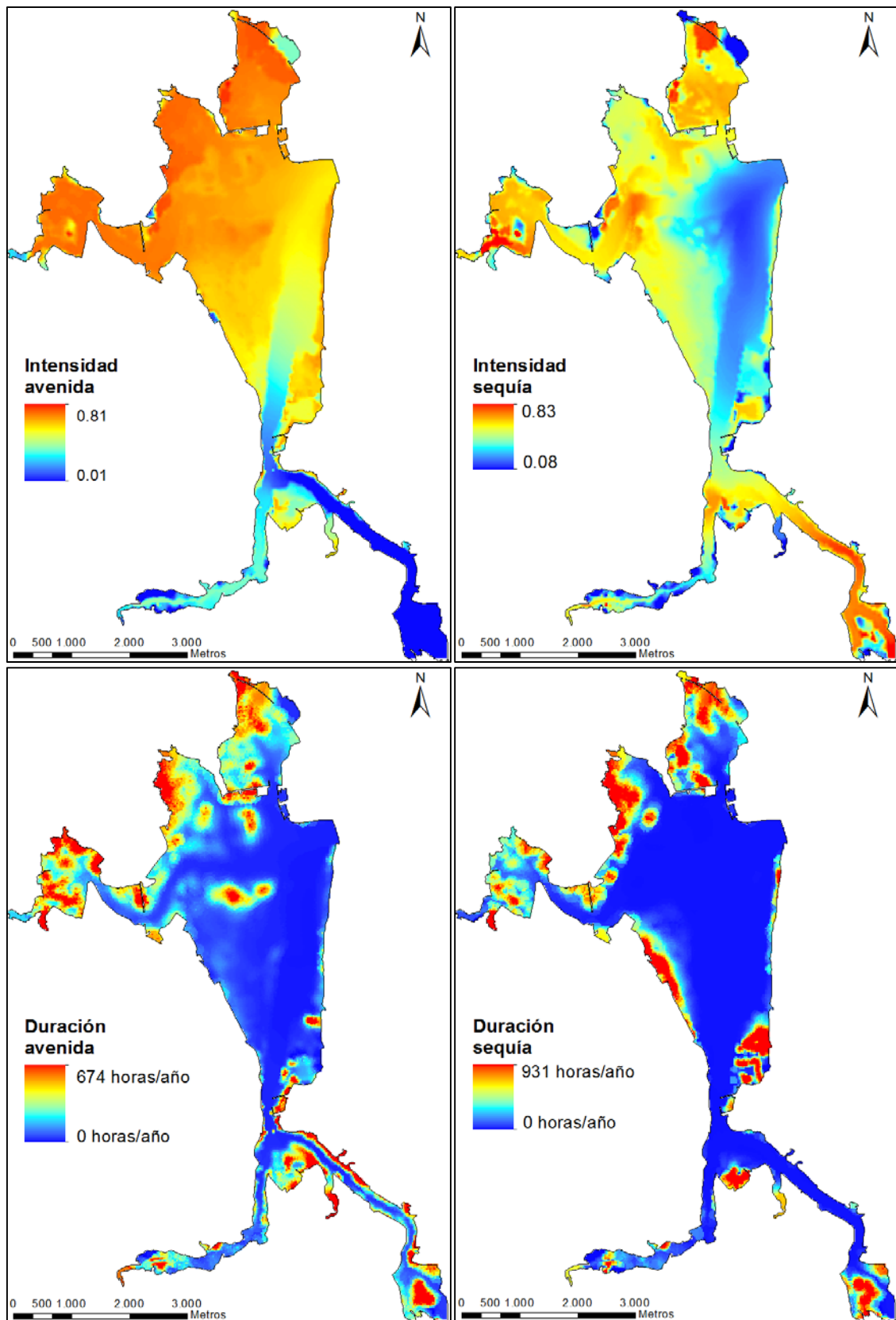


Figura 5.17. Distribución espacial de la intensidad y duración de los eventos extremos.

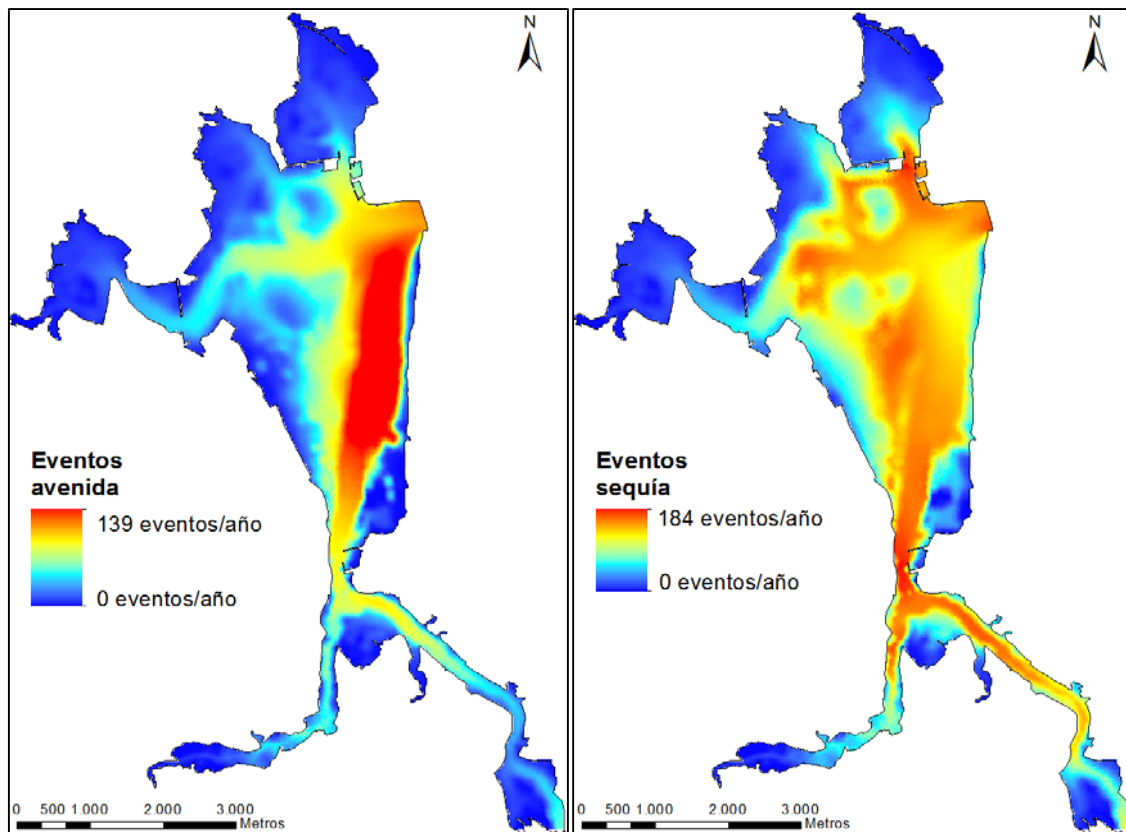


Figura 5.18. Distribución espacial de la frecuencia de los eventos extremos.

El análisis de correlación lineal indica que prácticamente todas las correlaciones entre los descriptores salinos son estadísticamente significativas (para un nivel de significación de 0.05), aunque el coeficiente de correlación (r) no es demasiado alto en la mayor parte de los casos (Tabla 5.2). Sin embargo, el umbral de 0.90 establecido no es superado en ningún caso y, por tanto, se considera que ninguna de las variables está altamente correlacionada con otra. Estos resultados justifican el uso de la información relativa a todos los descriptores salinos inicialmente considerados en los análisis posteriores.

		Salinidad media	Variabilidad	Avenida			Sequía		
				Intensidad	Duración	Frecuencia	Intensidad	Duración	Frecuencia
Salinidad media		1.00 ^{***}							
Variabilidad		-0.78 ^{***}	1.00 ^{***}						
Avenida	Intensidad	0.77 ^{***}	-0.41 ^{***}	1.00 ^{***}					
	Duración	-0.13 ^{***}	0.03 ^{**}	0.02	1.00 ^{***}				
	Frecuencia	0.16 ^{***}	0.10 ^{***}	-0.01	-0.41 ^{***}	1.00 ^{***}			
Sequía	Intensidad	-0.11 ^{***}	-0.25 ^{***}	-0.32 ^{***}	0.04 ^{***}	-0.36 ^{***}	1.00 ^{***}		
	Duración	-0.06 ^{***}	-0.04 ^{***}	0.03 ^{***}	0.33 ^{***}	-0.36 ^{***}	0.00	1.00 ^{***}	
	Frecuencia	-0.03 ^{**}	0.27 ^{***}	-0.16 ^{***}	-0.46 ^{***}	0.81 ^{***}	-0.13 ^{***}	-0.40 ^{***}	1.00 ^{***}

* Correlación estadísticamente significativa para un nivel de 0.05

** Correlación estadísticamente significativa para un nivel de 0.01

*** Correlación estadísticamente significativa para un nivel de 0.001

Tabla 5.2. Coeficiente de correlación de Pearson (r) entre los descriptores que caracterizan las condiciones salinas en las marismas de Santoña.

Para la clasificación con redes neuronales (SOM) se consideró un número óptimo de unidades de mapa de 256, distribuidas en 16 filas y 16 columnas. El error de cuantificación fue de 0.109 y el error topográfico de 0.030, siendo en ambos casos valores relativamente bajos e indicando que el número de unidades de mapa seleccionado es adecuado en cuanto a la resolución y precisión (Solidoro *et al.*, 2007). Los resultados obtenidos ponen de manifiesto diferentes comportamientos de las variables dentro de las unidades de mapa establecidas, lo cual refleja, a su vez, la capacidad discriminatoria de dicho análisis (Figura 5.19). Por otro lado, también es de resaltar que los datos se distribuyen de forma relativamente homogénea entre las 256 unidades de mapa del SOM, como corresponde con un tamaño de mapa adecuado para la clasificación.

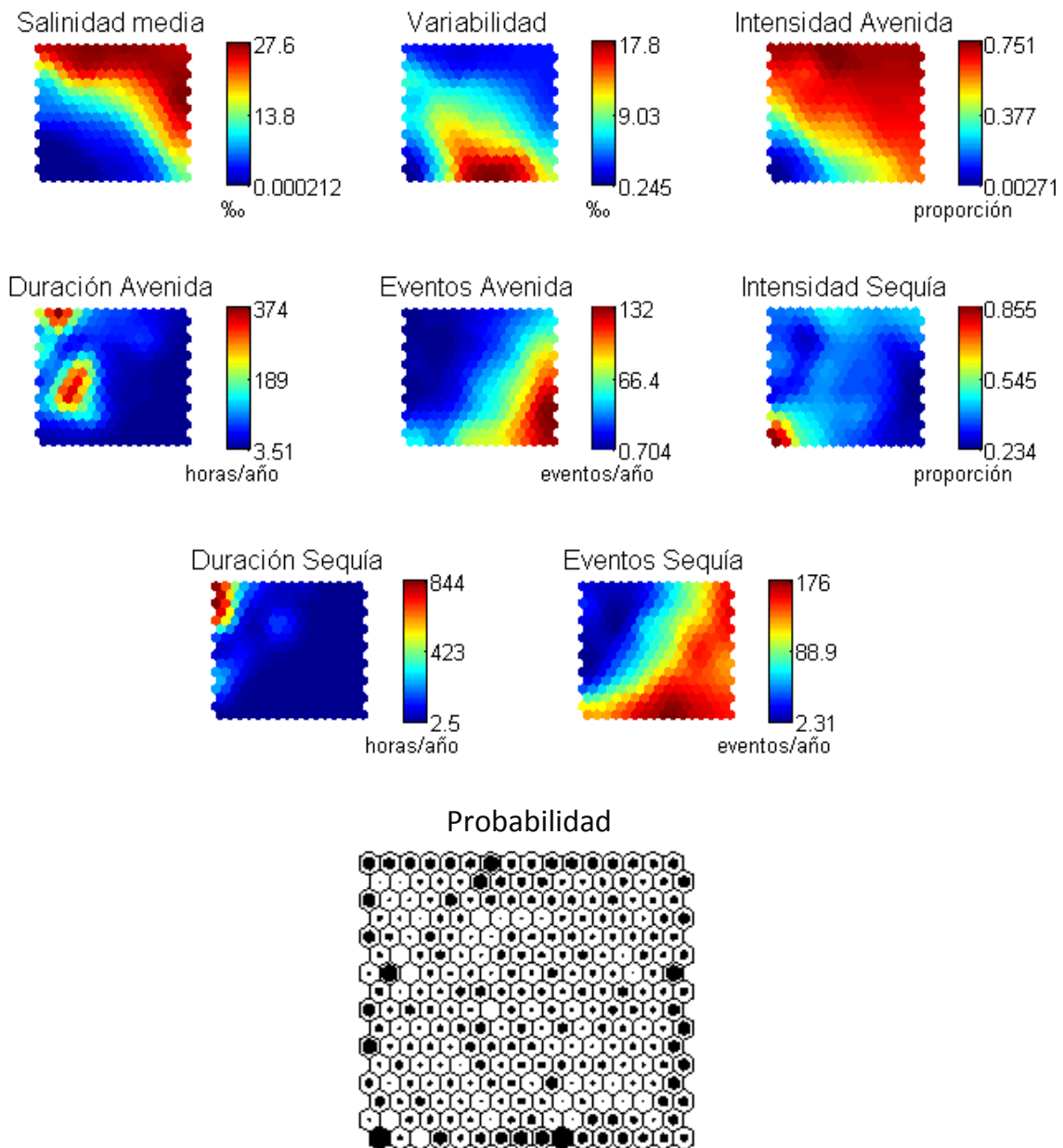


Figura 5.19. Distribución de los descriptores de la salinidad en el mapa SOM de 256 unidades y probabilidad de ocurrencia de casos en cada unidad de mapa.

En general, el análisis SOM refleja patrones de comportamiento de las variables que concuerdan con las observaciones realizadas anteriormente (Figura 5.19). En zonas con una baja salinidad media, la intensidad de las sequías es alta y la de las avenidas baja, y viceversa. Las zonas frecuentemente expuestas a eventos de avenida también lo están a eventos de sequía. En zonas con alta frecuencia de eventos extremos, éstos son de corta duración y viceversa. Por último, la variabilidad de la salinidad es mayor en zonas con una salinidad media intermedia o ligeramente baja.

Los 256 grupos generados con el análisis SOM en un plano 2D fueron comprimidos, posteriormente, en cinco clases con el algoritmo de clasificación k-medias, de acuerdo con los resultados del índice de Dunn (primer máximo local en torno a 0.05 para cinco grupos) y del índice de Xie-Beni (mínimo local en torno a 1.7 para cinco grupos) (Figura 5.20).

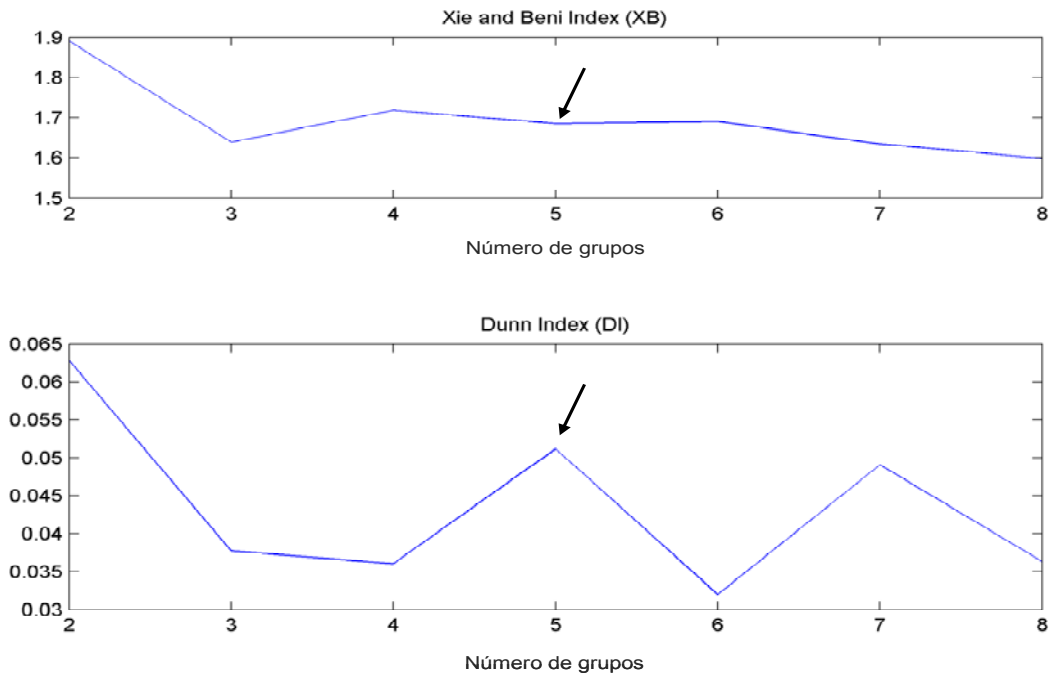


Figura 5.20. Número óptimo de grupos para el k-medias de acuerdo con los índices de Dunn y Xie-Beni.

Cada uno de los cinco grupos obtenidos se considera un tipo salino diferente, cuya distribución espacial en las marismas de Santoña es acorde al gradiente longitudinal de influencia del agua dulce (río Asón) y del agua salada (Figura 5.21). Concretamente, este gradiente se observa en la sucesión de los tipos salinos 3, 4 y 5 a lo largo de la canal principal del estuario. Asimismo, también se observa una ordenación de los tipos salinos de acuerdo con un gradiente transversal asociado a la cota de inundación, lo cual se refleja claramente en la sucesión espacial de los tipos salinos 5, 1 y 2.

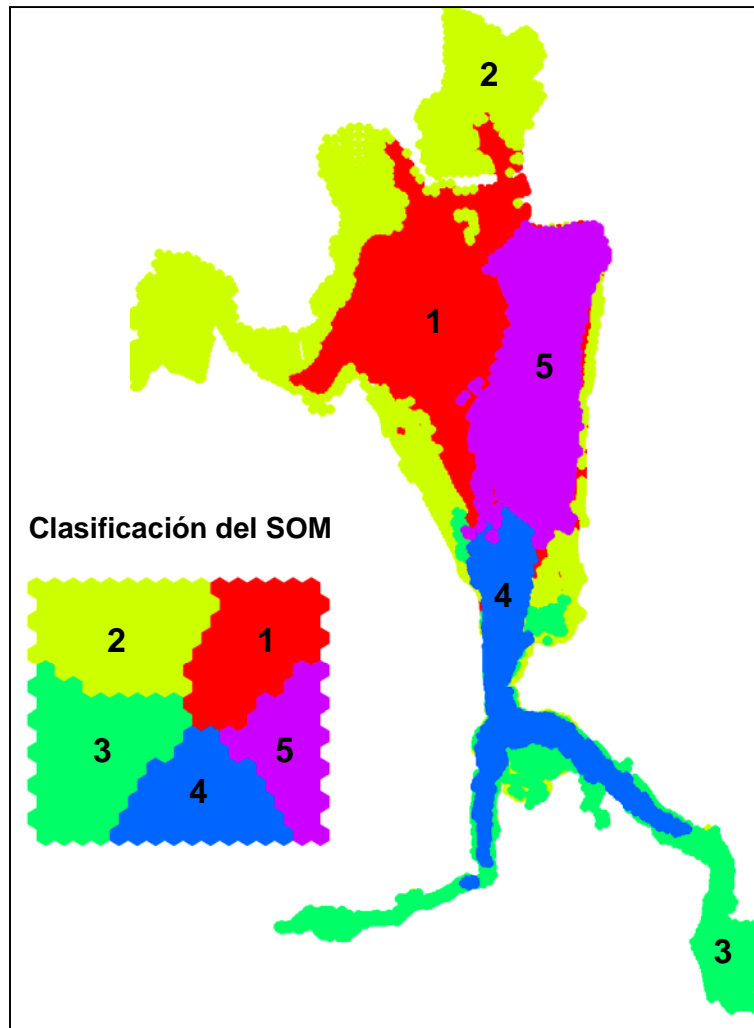


Figura 5.21. Clasificación del SOM en cinco grupos o tipos salinos con el algoritmo k-medias y distribución espacial de los grupos en el estuario de Santoña.

La caracterización de los tipos salinos a partir de las condiciones medias de salinidad (mediana y variabilidad) pone de manifiesto que los tipos salinos 1 y 2 se localizan en zonas con una salinidad elevada (zonas poli y euhalinas) y con una baja variabilidad debido a la fuerte influencia del agua marina que penetra al estuario por la bocana (Figuras 5.22 y 5.23 – a). Al igual que éstos, el tipo salino 5 también muestra salinidades elevadas (zonas poli y euhalinas), aunque ligeramente más bajas, y una variabilidad similar, aunque algo más alta. Es decir, en el tipo salino 5, que abarca la canal principal en su zona más próxima a la bocana, la influencia de agua dulce es mayor que en los tipos salinos 1 y 2. Asimismo, se identifican otros dos tipos salinos, el 3 y el 4, que se caracterizan por una salinidad media más baja (zonas mesohalinas, oligohalinas y de agua dulce, con salinidades medias inferiores a 7‰) como corresponde a zonas internas más influenciadas por los aportes del río Asón. El tipo

salino 3 presenta una menor variabilidad de la salinidad que el tipo salino 4, el cual se caracteriza por rangos de 15‰. Esto se explica porque mientras que el tipo 3 está en la zona donde desemboca directamente el río Asón y apenas hay influencia del agua marina, el tipo 4 está en el tramo donde se produce la mezcla principal entre el agua dulce y salada y donde se forma preferentemente la cuña salina en los momentos en los que se dan las condiciones propicias para ello.

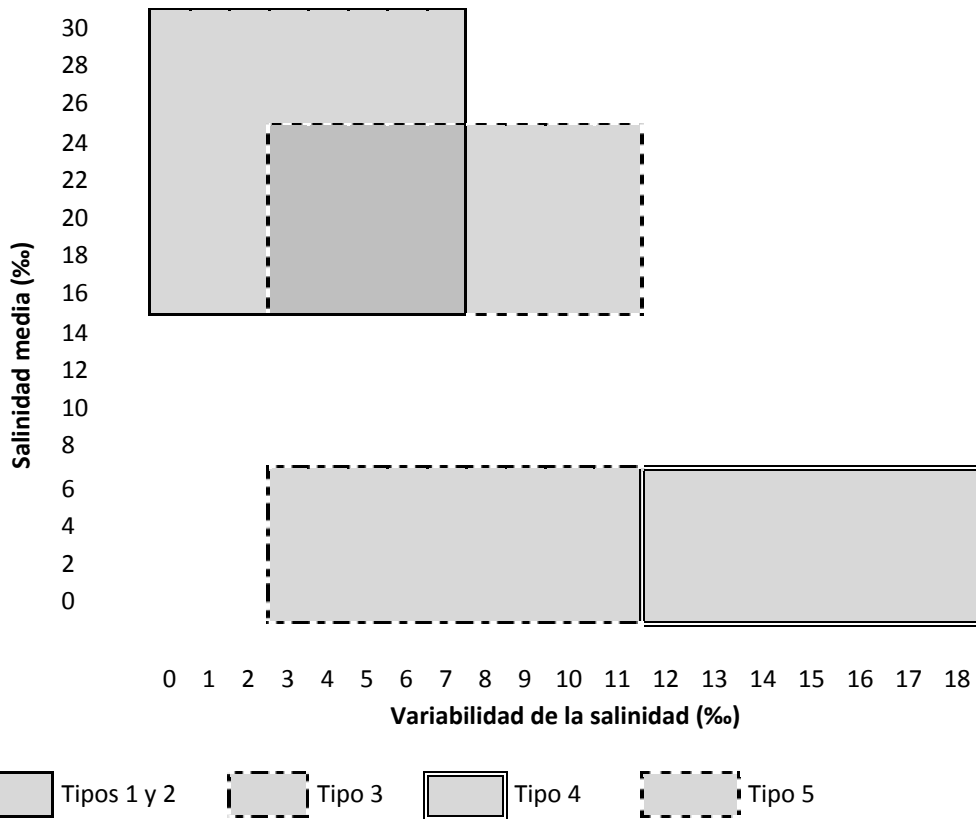


Figura 5.22. Representación gráfica de la salinidad media (valor medio \pm SD) y de la variabilidad de la salinidad (valor medio \pm SD) de cada tipo salino.

No obstante, los patrones espaciales de los tipos salinos anteriormente descritos se relacionan no sólo con las condiciones medias de salinidad (mediana y variabilidad), sino que también se caracterizan por un grado de influencia de los eventos de avenida y sequía, como puede observarse en la Figura 5.23, donde se muestran los valores medios y la desviación estándar de los diferentes indicadores utilizados en dicha caracterización:

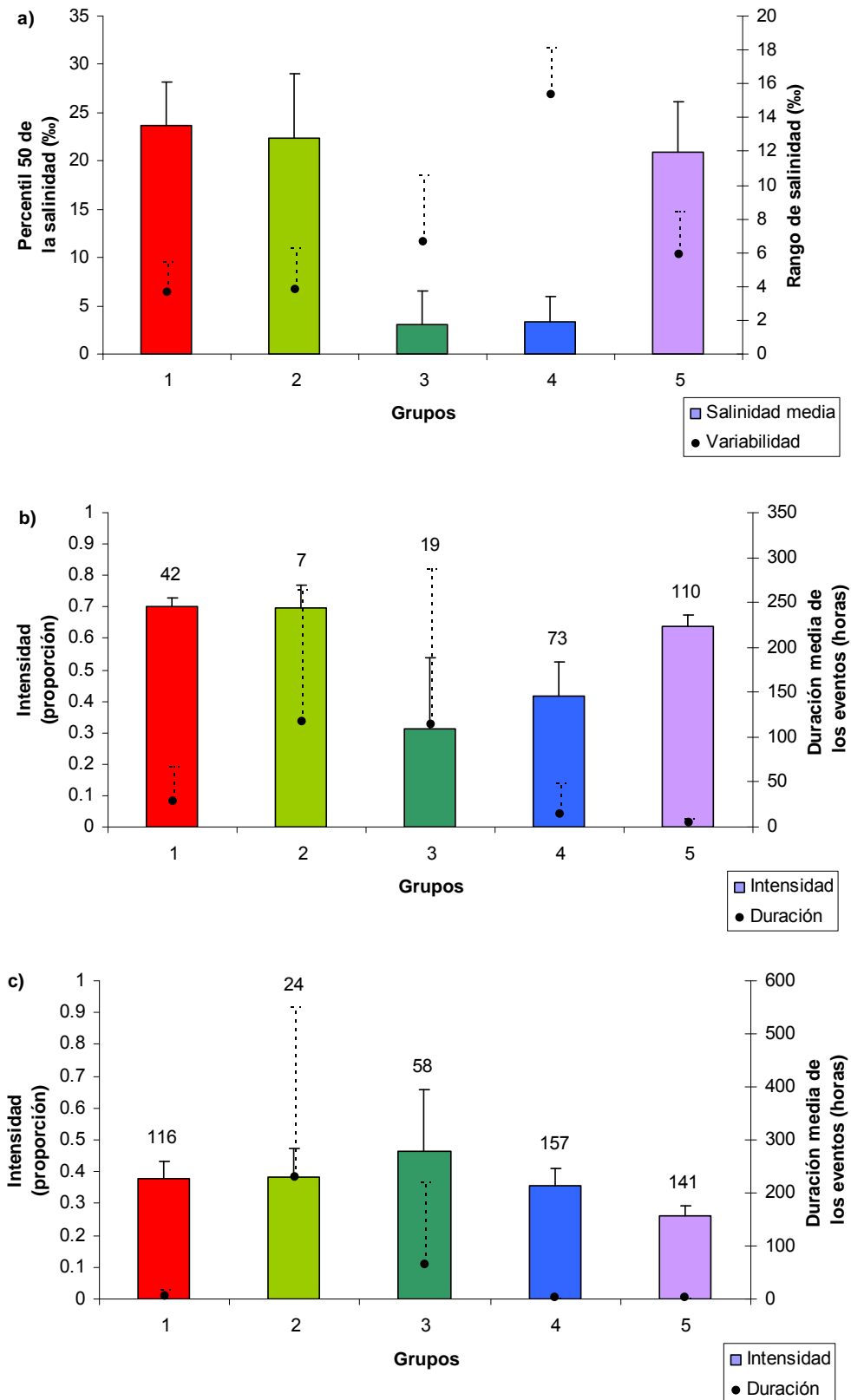


Figura 5.23. Caracterización de las condiciones de salinidad medias (a) y extremas, por avenida (b) y sequía (c), de los tipos salinos. Los números indican el número medio de eventos al año.

Por lo tanto, para la caracterización y diferenciación de los tipos salinos también es necesario analizar la influencia de los eventos extremos. De hecho, es posible diferenciar claramente los tipos salinos 1 y 2 al incorporar la intensidad, duración y frecuencia de los eventos de avenida y sequía. En ambos tipos salinos la intensidad de los eventos de avenida es alta en comparación con la de los eventos de sequía, aunque en el tipo salino 1 la duración de los eventos de avenida y sequía es más baja (<30 horas/año) que en el tipo 2 (>100 horas/año), el cual abarca las cotas más altas y las zonas más aisladas del estuario donde hay una menor renovación de las aguas (Figuras 5.21 y 5.23 - b y c). Además, el tipo salino 2 también se caracteriza por presentar las frecuencias de exposición a los eventos de avenida o sequía más bajas (7 eventos por avenida/año y 24 eventos por sequía/año), en contraposición al tipo salino 5 que alcanza los valores más altos (>100 eventos/año).

Por otra parte, los grupos 3 y 4, más cercanos al río, se caracterizan porque la intensidad con la que se ven afectados por las sequías y avenidas es similar en ambos tipos, aunque la duración de los eventos es más larga en el grupo 3, que se localiza en zonas intermareales más elevadas y aisladas del flujo principal de agua (Figuras 5.21 y 5.23 - b y c).

Con base en las diferentes características de los tipos salinos previamente analizadas, estos se definen como (Tabla 5.3):

- Tipo salino 1: polihalino y euhalino (salinidad media entre 15-30‰) con salinidad estable (rango de variación de la salinidad de aproximadamente 4‰). Las condiciones extremas de salinidad debidas a avenidas fluviales son de mayor magnitud o intensidad que las originadas por eventos de sequía. Asimismo, la frecuencia de dichas condiciones extremas es relativamente alta y se caracterizan por ser eventos de corta duración.
- Tipo salino 2: la salinidad media, variabilidad e intensidad de los eventos extremos es igual que en el tipo salino 1. Sin embargo, en este tipo, las condiciones extremas de salinidad son persistentes y se producen en pocas ocasiones.
- Tipo salino 3: mesohalino y oligohalino (salinidad media entre 0-7‰) con una salinidad variable (rango de variación de la salinidad de aproximadamente 6‰). Las condiciones extremas de salinidad originadas por períodos de sequía son de mayor magnitud o intensidad que las originadas por eventos de avenidas fluviales. En general, dichas condiciones extremas tienden a ser persistentes en el tiempo.

- **Tipo salino 4:** mesohalino y oligohalino (salinidad media entre 0-7‰) con una salinidad muy variable (rango de variación de la salinidad de aproximadamente 15‰). Este tipo salino se caracteriza por una magnitud similar de las condiciones extremas de salinidad ocasionadas por avenidas o sequías, que además tienden a ser muy frecuentes.
- **Tipo salino 5:** polihalino y euhalino (salinidad media entre 16-26‰) con una salinidad variable (rango de variación de la salinidad de aproximadamente 6‰). Las condiciones extremas de salinidad debidas a avenidas fluviales son de mayor magnitud o intensidad que las originadas por eventos de sequía. Además, frecuentemente experimentan condiciones extremas de salinidad.

	Salinidad media	Variabilidad	Avenida			Sequía		
			Intensidad	Dur.	Frec.	Intensidad	Dur.	Frec.
Tipo 1	15-30	4	0.7	29	42	0.4	7	116
Tipo 2	15-30	4	0.7	117	7	0.4	229	24
Tipo 3	0-7	6	0.3	115	19	0.5	64	58
Tipo 4	0-7	15	0.4	13	73	0.4	3	157
Tipo 5	16-26	6	0.7	5	110	0.3	3	141

Tabla 5.3. Caracterización de los cinco tipos salinos: valores medios de la salinidad media (mediana), variabilidad e intensidad, duración y frecuencia de las condiciones extremas (avenida y sequía).

5.2.3. Discusión

Los tipos salinos descritos representan adecuadamente el gradiente de salinidad que caracteriza los estuarios como zona de transición entre el medio marino, fluvial y terrestre (Attrill y Rundle, 2002). Además, dicho gradiente se refiere no sólo a las condiciones medias de salinidad sino también al grado de variabilidad de la misma y al nivel de exposición frente a eventos extremos por sequía o avenida fluvial, todas ellas características que, potencialmente, condicionan la distribución de las especies y la ecología del sistema. Por ello, desde una perspectiva ecológica, la zonificación del estuario en los cinco tipos salinos establecidos puede constituir una herramienta útil para la comprensión de los patrones de zonación biológicos y para la gestión de estos ambientes.

Dentro de la amplia variedad de definiciones existentes acerca de lo que es un estuario y cuáles son sus límites, se identifica la salinidad como un factor clave y, por ello, se emplea como criterio para identificarlos, delimitarlos e, incluso, clasificarlos. No obstante, la importancia de la salinidad ha sido reconocida no sólo desde este punto

de vista físico-químico (diferenciación entre el agua marina y fluvial, relación con ciertas reacciones químicas...) (McLusky y Elliott, 2006), sino también desde un punto de vista biológico por su influencia sobre la fisiología y capacidad de supervivencia de las especies (Attrill, 2002; Boesch *et al.*, 1976; Matthews y Fairweather, 2004; Remane y Schlieper, 1971), sobre la dinámica de poblaciones (Jassby *et al.*, 1995; Maes *et al.*, 2004) o sobre la productividad (Cole y Cloern, 1987; Kimmerer, 2002; Odum, 1988; Waide *et al.*, 1999). Por lo tanto, se puede concluir que la integridad del ecosistema también depende del régimen de salinidad (Richter *et al.*, 1997), y que, por tanto, éste puede y debe utilizarse como criterio para clasificar los estuarios. Acorde con este nivel de complejidad, el principal problema que urge resolver en la actualidad es cómo caracterizar la salinidad de tal forma que sea relevante para reflejar la variabilidad de condiciones abióticas asociada a los requerimientos ambientales de diferentes comunidades. Más allá del sistema de Venice (Anonymous, 1958) y propuestas similares (Bulger *et al.*, 1993) excesivamente simplificadoras, supone la incorporación dentro del sistema de clasificación de una caracterización detallada del régimen natural de variabilidad de la salinidad a través de cuatro aspectos críticos: por un lado, la estabilidad y, por otro lado, la intensidad, duración y frecuencia de los eventos extremos asociados, principalmente, al régimen hidrológico del río, que representan un elemento claramente innovador en este tipo de aproximaciones (Poff *et al.*, 1997; Richter *et al.*, 1997).

Todas las características del régimen de salinidad enumeradas anteriormente e incluidas en el sistema de clasificación conforman, en gran medida, el carácter dinámico del nicho ecológico de las especies dentro del estuario, influyendo, tanto en la distribución y abundancia de las especies como en las funciones del ecosistema (Attrill, 2002; Attrill *et al.*, 1996; Brinson *et al.*, 1974; Brinson *et al.*, 1985; Chapman y Brikhurst, 1981; Coughlan *et al.*, 2009; Estevez, 2002; Kim *et al.*, 2001; Montagna y Kalke, 1992; Poff *et al.*, 1997; Ritter *et al.*, 2005; Sousa, 2001). La importancia de las condiciones de salinidad extremas para la biota ha sido ampliamente analizada en términos de intensidad, duración y frecuencia, observándose que niveles subletales de salinidad para una especie pueden llegar a actuar como letales si se mantienen durante un tiempo prolongado o si son muy frecuentes (Dunlop *et al.*, 2008; Jiang *et al.*, 2012). Por lo tanto, se considera que la variabilidad de la salinidad en el tiempo y en el espacio aporta información significativa para la ecología del estuario, lo cual refuerza la necesidad de integrar dicha información en el establecimiento de tipos salinos.

Entre los trabajos pioneros que apoyan esta línea de pensamiento, es importante destacar los avances producidos en la rama de la ecología fluvial, concretamente los realizados en los estudios de caudales ecológicos. En algunos de ellos se tiene en

cuenta la variabilidad asociada al régimen hidrológico, el cual está estrechamente relacionado con el régimen de salinidad en el estuario, para establecer protocolos de gestión dirigidos al mantenimiento de la funcionalidad del ecosistema (Estevez, 2002; Peñas *et al.*, 2013). Sin embargo, en ninguno de estos estudios se ha establecido aún una zonificación ecológica del estuario en tramos con unas características salinas homogéneas, es decir, no se han establecido tipos salinos a pesar de las sustanciales ventajas que aportaría.

En este sentido, la definición de tipos salinos permite, por un lado, caracterizar y definir en términos físico-químicos el gradiente ambiental inherente a los sistemas estuarinos y, por otro lado, relacionar dichos gradientes con la distribución de la biota y otras propiedades ecológicas (Attrill y Rundle, 2002). De hecho, estas potenciales relaciones entre los patrones espaciales de la biota y los de salinidad ya se establecen en trabajos previos, como los correspondientes al diagrama de Remane o los basados en el sistema de Venice (Anonymous, 1958; Attrill, 2002; Bulger *et al.*, 1993). Además, en comparación con estos modelos, se asume un incremento de la capacidad predictiva de los tipos salinos, ya que incorporan en su metodología de cálculo indicadores sintéticos de la variabilidad natural de la salinidad a largo plazo que repercuten sobre los organismos. Como demostración y validación de estos argumentos, en el capítulo siguiente se lleva a cabo un contraste entre las características ambientales que definen los biotopos, incluidos los tipos salinos, y la distribución de las especies y comunidades bentónicas dentro del estuario.

Como ya se ha mencionado anteriormente, la caracterización de la variabilidad natural de las condiciones de salinidad a largo plazo y en toda la superficie del estuario constituye uno de los grandes desafíos a los que se enfrenta la comunidad científica. El análisis de dicha variabilidad requiere de bases de datos históricas con alta resolución espacial y temporal que, en la mayoría de los casos, sólo es posible obtener mediante modelado numérico. Pero el esfuerzo y tiempo de ejecución de dichos modelos puede ser muy elevado si se pretenden reproducir largos períodos de tiempo, además de que la acumulación de errores en los resultados es directamente proporcional al tiempo de modelado (Huang, 2007; Peñas *et al.*, 2013). En este sentido, la metodología aplicada supone un avance, ya que integra técnicas de reconstrucción, ampliamente utilizadas en estudios climáticos o meteorológicos, para lograr dicho objetivo (Baur, 1951; Elliot, 1951; Fernández y Saénz, 2003; Lorenz, 1969; Yiou *et al.*, 2012; Zorita y von Storch, 1999). Sin embargo, se trata de procedimientos complejos que conllevan una gran incertidumbre asociada en el caso concreto de la salinidad, especialmente en lo que respecta al tiempo de respuesta de dicha variable y al establecimiento de casos representativos del régimen hidrológico natural de los aportes fluviales al estuario.

Con respecto al tiempo de respuesta de la salinidad frente a cambios en los aportes de agua dulce y marina al estuario, cabe mencionar que, a día de hoy, se trata de un tema aún no resuelto por los expertos en modelado numérico de los sistemas estuarinos y, además, rara vez es discutido en las publicaciones científicas, a pesar de su influencia sobre los resultados proporcionados por los modelos. Mientras que variables hidrodinámicas como la velocidad o el nivel del agua muestran un tiempo de respuesta prácticamente instantáneo, la salinidad no (Chen *et al.*, 2000). Las condiciones hidrodinámicas y salinas previas a un momento dado condicionan, en gran medida, la variación de la salinidad forzada por las condiciones del río y de la marea en dicho momento. El influjo de agua marina depende, fundamentalmente, de la marea y, en este caso, de la marea astronómica, que se caracteriza por una alternancia de mareas vivas y muertas en ciclos de 15 días. Además, aunque el río no muestra unos patrones de variabilidad predecibles a la escala temporal de días o semanas, la duración de los eventos extremos de avenida o sequía son inferiores a dichos ciclos en la costa cantábrica. Por esta razón, y con base en el principio de precaución, se asumió un tiempo de respuesta óptimo de la salinidad de 15 días, ya que tiempos inferiores no aseguran un registro completo de la variabilidad en los forzamientos del río y de la marea y tiempos superiores suponen un incremento progresivo del esfuerzo computacional. Sin embargo, tras la realización de este estudio, se pone de manifiesto la necesidad de llevar a cabo un análisis detallado y específico acerca del tiempo de respuesta de la salinidad bajo diferentes condiciones iniciales y de contorno para, finalmente, ajustar dicho tiempo de respuesta a las características propias de los estuarios de una misma región y mejorar así la eficiencia y los resultados del modelo.

El otro gran desafío señalado en relación con la reconstrucción de la salinidad en el estuario se refiere a la caracterización del régimen de variabilidad natural de los caudales fluviales en un número limitado de casos representativos. Habitualmente, dicha caracterización se hace a partir de caudales fluviales puntuales correspondientes a un percentil o a un determinado período de retorno. No obstante, estas aproximaciones no son válidas para trabajar con casos representativos que consisten en series temporales de caudal variable. Para abordar esta tarea, se aplicaron, como aportación propia de esta metodología, técnicas estadísticas de clasificación, las cuales muestran una alta capacidad para reflejar toda la variabilidad asociada al río en un reducido número de casos representativos (Camus *et al.*, 2011b). Sin embargo, la clasificación final obtenida no logra caracterizar adecuadamente condiciones poco frecuentes o extremas, como pueden ser períodos prolongados de muy bajo caudal fluvial en la costa cantábrica. Para llegar a caracterizar este tipo de condiciones extremas sería necesario incrementar el número de grupos, emplear otras técnicas de clasificación con mayor capacidad para explorar los extremos (Camus *et al.*, 2011b) o, incluso, llevar a cabo clasificaciones independientes para condiciones hidrológicas

normales y extremas. La consecuencia más inmediata de seleccionar casos poco representativos de la variabilidad hidrológica del río es que se produce una tendencia a sobreestimar o subestimar valores máximos y/o mínimos de salinidad bajo determinadas condiciones. En estas circunstancias, los datos de salinidad reconstruidos, aunque no resultan adecuados para caracterizar las condiciones extremas de salinidad, sí lo son para establecer tipos salinos dentro del estuario.

Un último aspecto sobre el cual merece la pena reflexionar es sobre la aplicabilidad de los cinco tipos salinos establecidos a otros estuarios del Nordeste Atlántico europeo incluidos dentro de la misma región o subregión. Puesto que la metodología sólo se ha aplicado en un estuario, este planteamiento debe tomarse, por precaución, como una conclusión preliminar. Por lo tanto, para obtener conclusiones robustas, el siguiente paso a seguir es contrastar, ajustar y validar biológicamente dichos tipos salinos en otros estuarios de la misma subregión (Capítulo 3) y tipología hidro-morfológica (Capítulo 4), e incluso en diferentes tipologías, regiones y subregiones. No obstante, todas estas tareas suponen un gran esfuerzo y constituyen líneas de investigación futuras más allá de los objetivos planteados en este trabajo.

5.3. Establecimiento de los biotopos del estuario a partir de las variables abióticas que condicionan la distribución de la biota bentónica

Una vez identificados los tipos salinos, surge el siguiente objetivo específico de este capítulo que es desarrollar un procedimiento para establecer los biotopos de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo, a diferentes escalas espaciales, a partir de los tipos salinos y otras variables abióticas que condicionan la distribución de las comunidades bentónicas. Dicho objetivo se plantea con base en la hipótesis de que aunque la salinidad es de gran relevancia para la biología del estuario, la complejidad de estos sistemas requiere incorporar información adicional sobre otros factores ambientales para llegar a comprender, e incluso predecir, el comportamiento y los patrones espaciales de las especies y comunidades (Bouma *et al.*, 2005). Al aplicar una zonificación del estuario basada exclusivamente en la salinidad y tratar de relacionarla con la biota se observan ciertas inconsistencias, en gran parte debidas a la influencia de otras variables con capacidad para condicionar la respuesta del sistema a diferentes escalas espaciales, como son el tiempo de emersión, el tipo de sustrato, la velocidad de las corrientes y el tiempo de renovación del agua (Atrill, 2002). Por lo tanto, la incorporación de un mayor número de variables ambientales relevantes permite, *a priori*, identificar con mayor precisión y detalle los patrones de distribución biológicos.

En relación con este planteamiento, surge una cuestión fundamental que hace referencia a cuáles y cuántas variables ambientales son necesarias para reconocer los biotopos del estuario y qué relación guardan con la escala espacial de distribución de los organismos que colonizan estos ambientes. Pero este enfoque no sólo plantea este dilema, sino que, por otro lado, el hecho de incorporar un mayor número de variables y considerar la escala de detalle hace necesario reflexionar detenidamente sobre cuál es el método más adecuado para integrar dicha información ambiental teniendo en cuenta el diferente grado de complejidad y subjetividad asociado a las diferentes aproximaciones posibles.

5.3.1. Material y métodos

El desarrollo del sistema de clasificación de los biotopos (*sensu* Whittaker *et al.* (1973)) que componen un mosaico dentro del estuario constó de dos fases. En la primera de ellas, se identificaron de forma específica las variables abióticas que principalmente condicionan el desarrollo diferencial de los organismos bentónicos en la superficie estuarina. En segundo lugar, se establecieron y compararon dos procedimientos metodológicos basados en las mismas variables abióticas, pero con diferentes aproximaciones para integrar la información (Figura 5.24):

1. Sistema de integración jerárquico
2. Sistema de integración estadístico

En ambos métodos, jerárquico y estadístico, se utilizó el mismo protocolo para caracterizar dichas variables abióticas, con la única diferencia de que en el método jerárquico se establecieron clases para cada una de ellas (Figura 5.24). Todas las variables se seleccionaron por su potencial capacidad para describir las condiciones del estuario desde el punto de vista de la distribución de la biota bentónica que coloniza estos ambientes y se agrupan en función de cinco indicadores:

- Sustrato: se caracteriza a dos niveles de detalle a través de distintas variables que hacen referencia, por un lado, a su grado de consolidación y, por otro lado, a su composición granulométrica.
- Batimetría: se calcula a dos niveles de detalle mediante la profundidad y a la cota de inundación, siendo esta última variable valorada en términos de tiempo de inundación y altura de la columna de agua.
- Salinidad: se estima de acuerdo con los tipos salinos del estuario identificados en el apartado 5.2 de este capítulo, los cuales reflejan la

variabilidad de las condiciones salinas originada por el régimen hidrológico de los principales aportes fluviales y de la marea.

- Velocidad de la corriente: se caracteriza a partir de los rangos de variación de la fricción generada en los fondos por las corrientes de agua del estuario.
- Renovación del agua: se estima como el coeficiente de dispersión que se relaciona con el tiempo de renovación del agua.

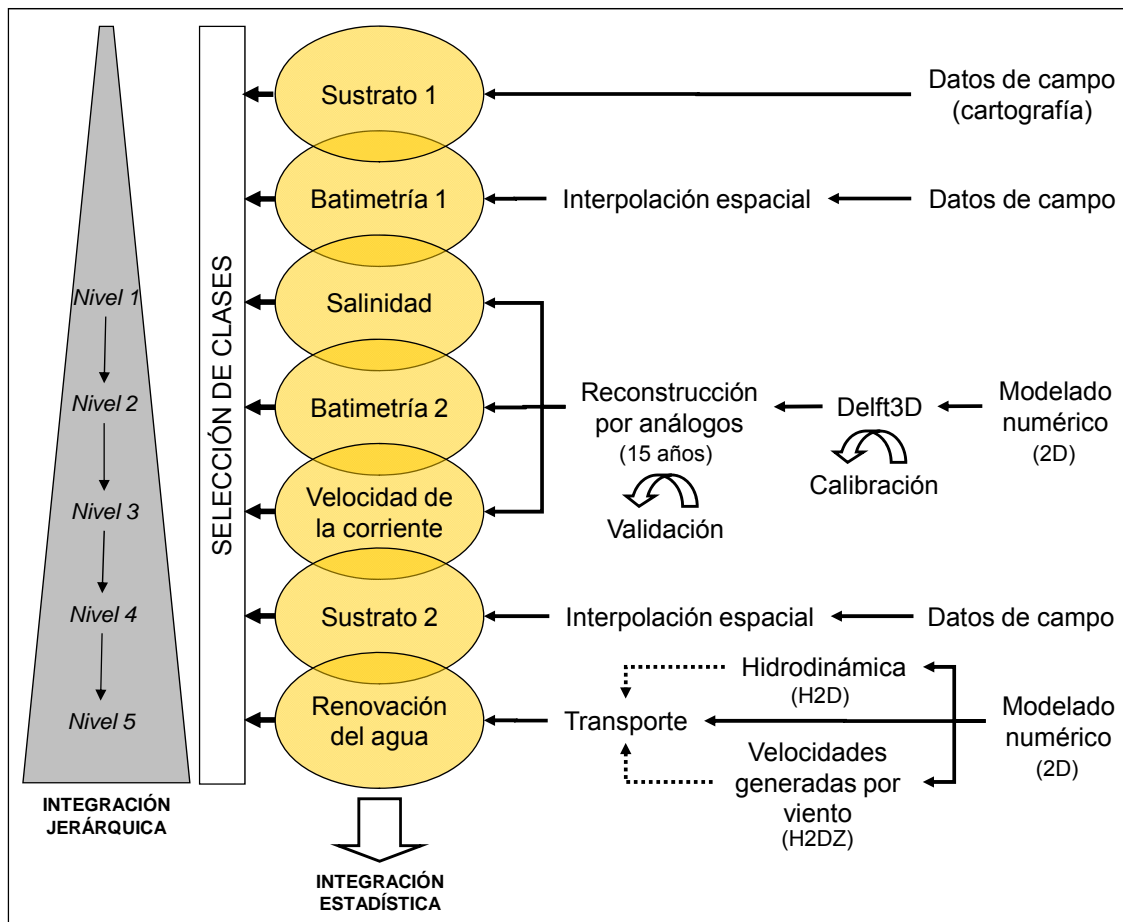


Figura 5.24. Sistema de clasificación de los biotopos del estuario: indicadores, procedimiento de cálculo de las variables e integración de la información.

5.3.1.1. Caracterización de las variables abióticas

Como ya se ha mencionado anteriormente, la aplicación de la metodología para clasificar los biotopos del estuario requirió, en primer lugar, caracterizar la variabilidad espacial de las variables abióticas. Para ello, se utilizó una resolución espacial de 25

metros. Dicha resolución se alcanzó con la técnica de interpolación IDW (*Inverse Distance Weighting*, Ponderación de distancia inversa) a través de ArcGIS 9.2 de ESRI, salvo en aquellos casos en que se especifica otra técnica.

En función del tipo de variable, se emplearon diferentes aproximaciones para su caracterización a partir de los datos y herramientas disponibles (Figura 5.24). En el caso de la batimetría y del sustrato la caracterización se llevó a cabo a partir de datos de campo en combinación con técnicas de interpolación espacial, mientras que para el resto de variables se aplicaron modelos numéricos, previamente calibrados y validados los datos modelados y/o reconstruidos.

A continuación se justifica la selección de las variables y sus correspondientes clases según el sistema de integración jerárquico, y se describe la metodología empleada para su caracterización en cada caso.

Sustrato 1: consolidación del sedimento

Justificación

Las comunidades biológicas del bentos viven en contacto directo con el sustrato, de tal forma que las características del mismo determinan su distribución. El sustrato constituye el medio en el que el bentos desarrolla las principales funciones (crecimiento, alimentación, reproducción...) e interacciones (competencia, depredación...) que condicionan su capacidad de presencia y supervivencia. Por lo tanto, las características del mismo se reflejan en las especies y comunidades que alberga, relacionándose las diferencias más marcadas con la presencia de un sustrato duro, que ofrece un ambiente en dos dimensiones, o un sustrato blando, que ofrece un ambiente tridimensional (Little, 2000; Borja y Collins, 2004).

Indicadores, variables y clases

A este nivel de detalle, se empleó el grado de consolidación del sedimento como variable para caracterizar el tipo de sustrato y se diferenció entre dos clases (Bouma *et al.*, 2005):

- sustrato consolidado o duro.
- sustrato no consolidado o de fondo blando.

Procedimiento de aplicación

Dentro de la categoría de sustrato consolidado o duro se incluyeron el sustrato rocoso natural y las estructuras duras de origen antrópico, como escolleras, muelles, diques, pilares de puentes, etc., ya que, en todos los casos, es susceptible de ser colonizado por especies características de estos ambientes, independientemente del origen del mismo. Por el contrario, dentro de la categoría de sustrato no consolidado o blando se incluyeron los ambientes sedimentarios con fondos compuestos por fangos, arenas y gravas.

La clasificación de toda la superficie del estuario en una u otra categoría se realizó a partir de información cartográfica basada en datos de campo (IH Cantabria, 2008).

Batimetría 1: profundidad

Justificación

En función de la batimetría, y como consecuencia de la acción de la marea, se distinguen dos grandes ambientes dentro de los sistemas acuáticos costeros y estuarinos: intermareal y submareal. Cada uno de estos ambientes se diferencia no sólo por las condiciones físico-químicas (exposición aérea, oleaje, luz...), sino también por las comunidades biológicas que alberga (Nybbaken, 1996). La zona submareal se encuentra permanentemente sumergida mientras que la zona intermareal alterna períodos de inmersión-emersión como consecuencia de las mareas. Durante los períodos de emersión, el sustrato del intermareal está expuesto al aire y, por lo tanto, algunos factores físicos que condicionan la distribución de las comunidades bentónicas muestran amplios rangos de variación. En este sentido, cabe destacar que en el medio intermareal se incrementan, por un lado, la posibilidad de desecación y, por otro lado, los rangos de temperatura, salinidad y pH, en comparación con la zona submareal.

Indicadores, variables y clases

A este nivel de detalle, se diferenciaron dos clases de profundidad usando como criterio para establecer el límite entre ambas el nivel del agua más bajo alcanzado durante el momento de bajamar en una marea viva equinoccial:

- Nivel submareal: se incluyeron aquellas partes del estuario que se encuentran por debajo de dicho nivel.
- Nivel intermareal: se incluyeron aquellas partes del estuario que se encuentran por encima de dicho nivel.

Procedimiento de aplicación

Como paso previo, se construyó la función de distribución de la carrera de marea astronómica obtenida a partir de una serie temporal de 500 años reconstruida a partir de los armónicos de marea extraídos de los registros del mareógrafo de Santander (Puertos del Estado). Con base en esta función de distribución se estimó el nivel más bajo de la marea. Para ello, se obtuvo la amplitud de la carrera de marea máxima. Finalmente, el límite entre el submareal y el intermareal se estableció en el nivel de bajamar alcanzado con dicha amplitud de marea.

La clasificación del estuario en ambas categorías se realizó a partir de información batimétrica de detalle (resolución espacial de 5 metros), referenciada al nivel medio del mar local y obtenida por sonda desde barco en el año 1992 (información proporcionada por el IH Cantabria).

Salinidad

Justificación

Los patrones de salinidad afectan a la productividad, la distribución de las poblaciones, la composición de las comunidades, las relaciones entre especies y la estructura de la cadena trófica dentro del estuario, razón por la cual se puede decir que es una de las principales variables ecológicas en los sistemas estuarinos (Myers y Ewel, 1990). Esto se debe a que todas las especies están limitadas fisiológicamente a un rango de salinidad y una fluctuación concretas (eurihalinos y estenohalinos), que se acentúan en los ambientes estuarinos (Estevez, 2000; Bouma *et al.*, 2005). Por ello, la distribución de los organismos dentro del estuario, y de este modo también los patrones de diversidad, están más intensamente influenciados por la variabilidad que por los valores absolutos de salinidad (Wolff, 1983; Attrill, 2002).

Indicadores, variables y clases

Para caracterizar las condiciones salinas dentro del estuario se emplearon ocho variables relacionadas con el régimen de variabilidad natural de la salinidad: condiciones medias (mediana de la salinidad y rango de variabilidad) y eventos extremos (intensidad, duración y frecuencia de avenidas y sequías). Dichas variables, así como los cinco tipos salinos establecidos a partir de ellas, se describen en el apartado 5.2 de este capítulo. Dichos tipos salinos se aplicaron como clases en el sistema de clasificación jerárquico.

Procedimiento de aplicación

La descripción de la metodología aplicada para caracterizar las variables y establecer los tipos salinos y su distribución espacial se describe en el apartado 5.2 de este capítulo.

Batimetría 2: cota de inundación***Justificación***

En las zonas intermareales, donde la marea da lugar a períodos alternos de emersión e inmersión, el hidroperíodo es una de las principales variables que condicionan la distribución de la fauna y flora estuarina que colonizan dichas zonas. El hidroperíodo se puede caracterizar a través del porcentaje de tiempo que permanece inundada una zona (Todd *et al.*, 2010) y, por lo tanto, se relaciona con el nivel de estrés ambiental generado por la desecación y otras variables relacionadas como son la temperatura, salinidad, depredación, etc. En función del grado de tolerancia de las especies acuáticas a la emersión se explican ciertos patrones de zonación, no sólo dentro del estuario sino también en otros ambientes costeros como el intermareal rocoso (Raffaelli y Hawkins, 1996).

Por otro lado, en las zonas submareales, permanentemente inundadas, es la altura de la columna de agua el principal factor que condiciona la ecología y distribución de los organismos bentónicos. Esta variable determina la capacidad de desarrollo de la vegetación del fondo en función del coeficiente de atenuación de la luz con la profundidad. De hecho, la profundidad hasta la que penetra el 10% de la luz incidente en superficie coincide con los límites biológicos clásicamente establecidos para determinadas especies como las fanerógamas marinas (Duarte, 1991; Greve y Binzer, 2004). Asimismo, la hidrodinámica, física y química del fondo (*e.g.*, la disponibilidad de nutrientes, las fuerzas de arrastre de fondo por oleaje y/o viento, la renovación de las aguas del fondo, etc.), también son dependientes de la altura de la columna de agua.

Indicadores, variables y clases***Zonas intermareales***

A este nivel de detalle se empleó el tiempo de inundación medio interanual como variable para caracterizar la cota de inundación en zonas intermareales y se diferenciaron tres clases (Callaway *et al.*, 1990; Costa *et al.*, 2003; Pennings y Callaway, 1992; Pennings y Callaway, 1996):

- Intermareal bajo: zonas sumergidas durante más del 80% del año.
- Intermareal medio: zonas sumergidas entre el 20 y el 80% del año:
- Intermareal alto: zonas sumergidas menos del 20% del año.

Zonas submareales

A este nivel de detalle se empleó la altura de la columna de agua como variable para caracterizar la cota de inundación en zonas submareales y se diferenciaron dos clases:

- Submareal somero: la altura media interanual de la columna de agua es inferior o igual a la profundidad hasta la cual penetra el 10% de la luz incidente.
- Submareal profundo: la altura media interanual de la columna de agua es superior a la profundidad hasta la cual penetra el 10% de la luz incidente.

Procedimiento de aplicación

En primer lugar, para la caracterización de la cota de inundación se requirió información de detalle sobre la variabilidad espacial y temporal del nivel del agua en toda la superficie del estuario para un período de 15 años. Dicha información se obtuvo aplicando el modelo Delft3D, que proporciona la variación del nivel del agua o altura de la columna de agua cada diez minutos en cada celda de la malla, y la metodología de reconstrucción por análogos descritos para la salinidad en el apartado 5.2 del presente capítulo. Al igual que con la salinidad, también se llevó a cabo la correspondiente validación de los resultados, contrastando una serie reconstruida y una modelada en continuo durante un año hidrológico (del 1 de octubre de 2002 al 30 de septiembre de 2003). Finalmente, a partir de la serie de niveles reconstruida se aplicaron los siguientes procedimientos de cálculo de las variables anteriormente descritas:

Zonas intermareales

Para el cálculo del hidropériodo se consideró que una celda estaba seca cuando la altura de la columna de agua era igual o inferior a 0.1 metros. En función de este condicionante, se estimó, en cada celda de la malla, el tiempo de inundación medio anual, expresado en porcentaje. Posteriormente, se calculó la media interanual y se aplicaron los umbrales que definen las tres zonas intermareales consideradas.

Zonas submareales

En primer lugar, se definió el umbral que delimitaba el submareal somero del profundo con base en la atenuación de la luz y la fracción de luz incidente que llega al fondo a partir de los valores del disco de Secchi. En diversos estudios se ha puesto en evidencia la existencia de una relación significativa entre la profundidad del disco de Secchi y el valor medio de la atenuación de la irradiancia por metro de columna de agua, estableciéndose la siguiente relación entre ambos (Poole y Atkins, 1929; Tyler, 1968):

$$Kd_{PAR} = \frac{1.7}{DS}$$

siendo ' Kd_{PAR} ' el coeficiente de extinción de la luz y ' DS ' la profundidad del disco Secchi.

Con respecto a las comunidades biológicas submareales, una característica ambiental de gran relevancia es la fracción de luz que alcanza una profundidad determinada, que puede calcularse con la siguiente ecuación (Coltman *et al.*, 2008):

$$Fr = e^{-h \times Kd_{PAR}}$$

siendo ' Fr ' la fracción de luz incidente que alcanza el fondo y ' h ' la altura de la columna de agua.

La aplicación de estas fórmulas con la información relativa al disco de Secchi (DS) permitió calcular la profundidad (h) hasta la cual penetraba el 10% de la luz incidente en superficie (Fr). El valor de dicha profundidad (h) constituyó el límite entre las dos zonas consideradas: submareal somero y submareal profundo.

Para validar el significado ecológico de dicho umbral del 10% en la zona de estudio se estimó la profundidad media del disco de Secchi (DS) en la zona costera adyacente a las marismas de Santoña (CHN, 1999). A partir de este valor, se calculó el coeficiente de extinción de la luz (Kd_{PAR}) y se estimó la profundidad (h) hasta la que penetraba dicha fracción de la luz (Fr). Por otro lado, la profundidad obtenida se contrastó con los resultados del estudio realizado por Guinda *et al.* (2012), en el cual se identificó un cambio en las comunidades de macroalgas costeras del Cantábrico en torno a una profundidad de 15 metros.

Una vez validado el umbral establecido, se estimó la profundidad a la cual penetraba el 10% de la luz incidente en los estuarios de Cantabria. Para ello, se calculó, previamente, el valor medio de la profundidad del disco de Secchi a partir de los registros realizados en la Bahía de Santander, estuario que pertenece a la misma tipología hidro-morfológica que las Marismas de Santoña (IH Cantabria, 2012b).

Por último, se estimó el valor medio anual e interanual de la altura de la columna de agua en cada celda submareal y se aplicó el umbral previamente establecido para clasificar el estuario en las dos clases de submareal consideradas.

Velocidad de la corriente

Justificación

La velocidad de la corriente en la capa de agua cercana al fondo se relaciona con factores como la estabilidad del sustrato, las formas del lecho o el tamaño de grano del sedimento, todos ellos factores estrechamente vinculados con las comunidades bentónicas. De hecho, la fricción tangencial de fondo (*Bed Shear Stress*) es el principal forzamiento que condiciona los procesos de erosión y sedimentación, y, por tanto, tiene gran influencia en las interacciones biofísicas (de Jong, 2005; Schellingerhout, 2012). Asimismo, esta variable también afecta directamente a los organismos bentónicos que al vivir anclados al sustrato pueden verse desprendidos del mismo por velocidades extremas. Por último, señalar la relación que existe entre la velocidad de la corriente y la disponibilidad y accesibilidad de alimento y oxígeno para los organismos del sedimento que se caracterizan por una limitada capacidad de movimiento.

Indicadores, variables y clases

Para caracterizar la velocidad de la corriente se empleó el valor medio de la máxima fricción tangencial de fondo anual (en términos de magnitud, Newtons/m^2) como variable descriptora. Con base en esta variable, se diferenciaron tres clases en función de la energía de la corriente de agua (Coltman *et al.*, 2008):

- Energía débil: de 0 a 1.8 N/m^2
- Energía moderada: de 1.8 a 4 N/m^2
- Energía fuerte: más de 4 N/m^2

Procedimiento de aplicación

Para la caracterización de la máxima fricción tangencial de fondo a una escala espacial y temporal de detalle se aplicó la metodología de reconstrucción por análogos descrita para la salinidad en el apartado 5.2 del presente capítulo. Al igual que con la salinidad, también se llevó a cabo la correspondiente validación de los resultados, contrastando una serie reconstruida y una modelada en continuo durante un año hidrológico (del 1

de octubre de 2002 al 30 de septiembre de 2003). A partir de la serie temporal de 15 años reconstruida se calculó el máximo anual de la fricción tangencial de fondo y el valor medio interanual de dichos máximos. La distribución espacial de estos valores en el estuario permitió la aplicación de los umbrales que definen las tres clases consideradas para zonificar el estuario.

Sustrato 2: granulometría

Justificación

La composición del sedimento depende no sólo de las condiciones hidrodinámicas sino también de los materiales aportados por el río, procedentes de la cuenca hidrográfica, y por el mar. De hecho, esta relación se corresponde con el gradiente en la composición del sedimento que caracteriza los ambientes estuarinos, con predominancia de arenas cerca de la bocana y predominancia de fangos en las zonas más internas (Nybakken, 1996). Además, se considera que esta variable es uno de los principales factores que determinan la presencia y distribución de las comunidades bentónicas en los estuarios (Ysebaert, 2000). La composición del sedimento afecta, entre otras cosas, a la eficiencia en la alimentación de los organismos y a las posibilidades de enterramiento de los mismos. Por otro lado, y de forma indirecta, también afecta a la distribución de la biota bentónica influyendo sobre la tasa y eficiencia de depredación de estos organismos por parte de aves, peces, etc., que es altamente dependiente del tipo de sedimento.

Indicadores, variables y clases

Como variable para caracterizar la composición del sedimento a este nivel de detalle se empleó la granulometría, concretamente el porcentaje de gravas, arenas y fangos. Asimismo, a partir de estas tres fracciones sedimentarias se clasificó el tipo de sedimento en cuatro clases según una modificación de los umbrales establecidos en la metodología propuesta para UKSeaMap, que es, a su vez, una modificación del diagrama de Folk (Connor *et al.*, 2006; Folk, 1954; Lark *et al.*, 2012; Long, 2006) (Figura 5.25):

- Sedimento grueso: >80% de gravas o entre el 5-80% de gravas y una proporción arena:fango mayor que 9:1.
- Sedimento mixto: entre el 5-80% de gravas y una proporción de arena:fango menor que 9:1.

- Sedimento arenoso: <5% de gravas y una proporción de arena:fango mayor que 3:1.
- Sedimento fangoso: <5% de gravas y una proporción de arena:fango menor que 3:1.

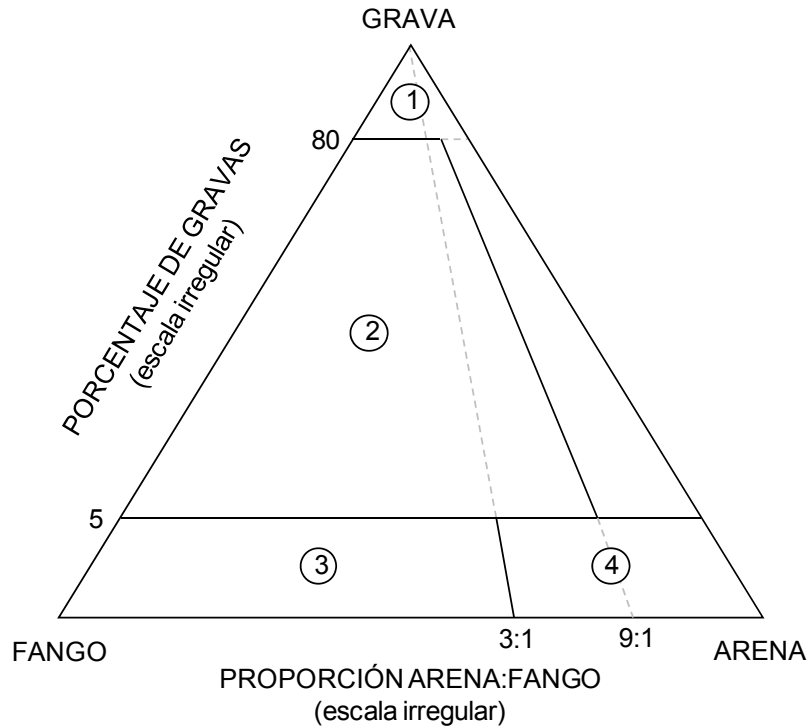


Figura 5.25. Diagrama de UKSeaMap (Long, 2006) modificado con las cuatro clases simplificadas de sedimento: (1) Sedimento grueso; (2) Sedimento mixto; (3) Sedimento fangoso; (4) Sedimento arenoso.

Procedimiento de aplicación

Para la caracterización de la composición del sedimento de las marismas de Santoña se disponía de información granulométrica medida en 94 estaciones distribuidas por toda la superficie del mismo, de tal forma que 9 de ellas estaban ubicadas en zonas submareales y el resto en áreas intermareales (Figura 5.26). Las muestras fueron recogidas para diferentes proyectos desde 1993 hasta 2012, siendo de destacar la Red de Calidad del Litoral de Cantabria (2006-2011), el Estudio sobre recursos marisqueros (2010) y el Estudio del saneamiento de Santoña (1993) (GESHA, 1999; IH Cantabria, 2011; IH Cantabria, 2012b). Además, para evitar errores en la interpolación por lagunas en la cobertura espacial o por efecto de las condiciones de contorno, se

añadieron cuatro puntos adicionales en la zona de la playa de Regatón, a los que se les asignó el valor medio de la composición granulométrica en las playas de la región.



Figura 5.26. Estaciones de muestreo del sedimento en el estuario de Santoña: estaciones intermareales (los puntos negros son los datos medidos y los puntos blancos son datos adicionales establecidos con criterio de experto) y submareales (+).

La mencionada composición granulométrica del sedimento se obtuvo aplicando la escala Wentworth (Wentworth, 1922), según la cual las partículas de tamaño inferior a $63 \mu\text{m}$ se consideran fangos, las de 63 a $2000 \mu\text{m}$ se consideran arenas y las de más de $2000 \mu\text{m}$ son incluidas dentro del grupo de las gravas. Los resultados obtenidos para cada muestra se presentaron en forma de proporción (%) de fangos, arenas y gravas.

A partir de la caracterización de las diferentes muestras puntuales (Figura 5.26), y con el objeto de alcanzar una resolución espacial de detalle, se aplicaron técnicas de interpolación espacial para cada una de las fracciones del sedimento consideradas (fangos, arenas y gravas). Además, debido a una distribución desigual de las estaciones de muestreo entre el submareal e intermareal, así como a las propias condiciones hidrodinámicas, los resultados de ambas zonas se interpolaron por separado. La herramienta de interpolación aplicada fue la técnica geoestadística multivariante de interpolación denominada *co-kriging*, en la cual se tuvieron en cuenta una o dos variables adicionales que tienen una dependencia espacial con la variable objetivo, de tal forma que mejoran la predicción (Goovaerts, 1997; Jerosch, 2013; Lark *et al.*, 2012; Meilianda *et al.*, 2012). En el caso de la superficie intermareal se utilizó como covariable la profundidad, ya que ésta se relaciona también con las condiciones hidrodinámicas que, a su vez, influyen sobre la distribución del sedimento (Verfaillie *et al.*, 2006). Por otro lado, en las zonas submareales se utilizaron como covariables la profundidad y la interpolación de la granulometría realizada previamente en el intermareal. Esta última permitió identificar las zonas que reciben mayores aportes de fangos (aportes fluviales o procedentes de la escorrentía superficial) o de arenas (zonas próximas a la bocana). A este respecto, es necesario puntualizar que para la caracterización de los patrones espaciales de distribución del sedimento en la zona submareal más interna del estuario se llevó a cabo la interpolación de las fracciones sedimentarias con datos del intermareal, debido a la ausencia de muestras submareales en dicha región.

El modelo de ajuste empleado en la interpolación *co-kriging*, que cuantifica el grado y escala de variación espacial, fue el modelo esférico (Gallardo, 2006). Asimismo, se aplicó una interpolación por bloques, en la que se estimaron los valores a partir de un área predeterminada que rodea ese punto y que alberga un número mínimo de datos medidos (15 en el caso del intermareal y 9 en el caso del submareal), además de realizarse un “suavizado” (de 0.5) de las estimas que, generalmente, correlaciona mejor con los valores verdaderos (Isaaks y Srivastava, 1989). No se tuvieron en cuenta las posibles anisotropías debido a que, en términos generales, no se disponía de suficiente información como para llevar a cabo un estudio que permitiese establecer si los datos mostraban una variación espacial distinta en función de la dirección del espacio (Méar *et al.*, 2006).

Los algoritmos de interpolación aplicados a cada fracción del sedimento por separado dieron lugar, posiblemente, a infra o sobre-estimaciones. Por lo tanto, el sumatorio de todas las fracciones sedimentarias (fango, arena y grava) no resultó, necesariamente, igual a una proporción del 100%. Por esta razón, se estandarizaron los datos en cada punto interpolado de la siguiente forma (Jerosch, 2013):

$$\frac{\text{Porcentaje de la fracción sedimentaria 'x' interpolada}}{\text{Suma de todas las fracciones sedimentarias interpoladas}} \times 100$$

Finalmente, se clasificó el tipo de sedimento de acuerdo con las clases establecidas en la Figura 5.25.

Todos los cálculos se realizan a través de Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI).

Renovación del agua

Justificación

Diferentes conceptos se emplean en la literatura científica para describir y caracterizar las escalas temporales de transporte del agua y sus implicaciones ecológicas (Gómez *et al.*, 2014). Por un lado, el tiempo de renovación, que se define como el tiempo necesario para renovar el volumen de agua de una zona de estudio (Monsen *et al.*, 2002), se relaciona con la concentración y disponibilidad de oxígeno y nutrientes esenciales para los organismos estuarinos. Por otro lado, el tiempo de residencia, que se define como el tiempo en el que el volumen de una parcela de agua permanece en una zona de estudio (Dronkers y Zimmerman, 1982; Hilton *et al.*, 1998; Orfila *et al.*, 2005), suele determinar la ocurrencia de procesos de eutrofización, de hipoxia/anoxia o de *blooms* de fitoplancton (Wang *et al.*, 2004). También la turbidez de las aguas y el grado de contaminación de las mismas están influenciadas, entre otros factores, por el tiempo de permanencia de las sustancias en el medio que depende, a su vez, de los procesos de transporte capaces de renovar dichas aguas (Gómez *et al.*, 2007). Asimismo, el tiempo de recuperación, que se define como el tiempo necesario para reducir totalmente la concentración de un trazador conservativo introducido en una celda de la zona de estudio (Gómez *et al.*, 2007), es frecuentemente empleado como indicador de la capacidad de renovación del medio o de autodepuración (Takeoka, 1984). Con base en lo expuesto, se puede afirmar que la capacidad de renovación del agua de los sistemas acuáticos afecta a diversas variables ambientales de la columna de agua que son indispensables para la biota.

Indicadores, variables y clases

Para caracterizar el grado de renovación del agua se empleó el tiempo de recuperación como variable descriptora. Concretamente, se utilizó el coeficiente de dispersión que

es igual al inverso del tiempo de recuperación de la superficie de la celda. Este coeficiente se utiliza para evaluar la susceptibilidad del medio, que es la capacidad del mismo para asimilar la influencia de su entorno (Kvaener *et al.*, 2006). A partir de esta variable, se establecen dos clases de acuerdo con la clasificación de las aguas costeras y de transición desarrollada por Gómez (2010):

- Renovación baja: coeficiente de dispersión menor o igual a $2.5 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Se corresponde con una susceptibilidad del medio alta.
- Renovación alta: coeficiente de dispersión mayor que $2.5 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Se corresponde con una susceptibilidad del medio moderada o baja.

Procedimiento de aplicación

El tiempo de recuperación en toda la superficie del estuario se calculó a través de modelado numérico con una malla ortogonal de 108x118 celdas de 102.5 metros de lado (IH Cantabria, 2010). Concretamente, se empleó un modelo numérico bidimensional de transporte, basado en el de Revilla *et al.* (1995), que permitió el estudio de la evolución de un trazador conservativo en la zona de interés, teniendo en cuenta el efecto de la marea astronómica, el viento y las aportaciones fluviales sobre el transporte (Gómez, 2010). Para ello, se calcularon, previamente, las velocidades de las corrientes, bajo condiciones medias del río ($16 \text{ m}^3/\text{s}$) y de la marea astronómica (2.8 metros), con el modelo hidrodinámico promediado en vertical H2D (Castanedo, 1997; GIOC, 1990), y las velocidades generadas por el viento con el modelo cuasitridimensional H2DZ (Álvarez, 1996). En el caso de dichas corrientes generadas por el viento, se consideró que para los vientos moderados (2-8 m/s) la intensidad del viento representativa era de 5 m/s y que para vientos fuertes (>8 m/s) era de 10 m/s. A partir de estos forzamientos se ejecutó el modelo de transporte. Para reducir el tiempo de computación se consideró que el tiempo de recuperación era el tiempo necesario para reducir la concentración inicial del trazador en cada celda (1 mg/l), de forma independiente, a un 0.1%. Toda esta información de partida y resultados del modelo numérico se obtuvieron de los trabajos realizados por el IH Cantabria (2010) para evaluar la vulnerabilidad de las zonas litorales de Cantabria frente a vertidos industriales.

Los resultados modelados se normalizaron mediante la división del inverso del tiempo de recuperación entre la superficie de la celda (método del coeficiente de dispersión), obteniéndose valores con unidades de coeficiente de dispersión (m^2/s) (Gómez, 2010). Por lo tanto, la concentración en cada celda es inversamente proporcional al coeficiente de dispersión, y directamente proporcional con el tiempo de recuperación y la susceptibilidad. Los resultados del coeficiente de dispersión en la malla de estudio

se interpolaron aplicando la técnica de *co-kriging* e incluyendo la profundidad como variable dependiente. Asimismo, zonas específicas que presentan un flujo hidrodinámico restringido por alteraciones de origen antrópico y que no están contempladas en el modelo numérico, se consideraron de renovación baja.

Finalmente, se clasificó toda la superficie del estuario en función del coeficiente de dispersión para obtener la distribución espacial de las zonas con una renovación alta o baja del agua.

5.3.1.2. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración jerárquico

Las variables abióticas descritas anteriormente, con sus correspondientes clases, se organizan de forma ordenada en niveles dentro de una estructura jerárquica que permite, así, establecer biotopos a cinco escalas espaciales o niveles de detalle (Tabla 5.4; Figuras 5.24 y 5.27):

Nivel	Id.	Indicador	Variable	Tipos	Criterio	Atributos
1	M	Sustrato 1	Consolidación del sedimento	M-1	Consolidado	Sustrato duro
				M-2	No consolidado	Sustrato blando ⁽¹⁾
2	H	Batimetría 1	Profundidad (h)	H-I	$h^{(2)} > -2.5$ m	Intermareal
				H-S	$h^{(2)} \leq -2.5$ m	Submareal
3	S	Salinidad	Condiciones medias y extremas	S-1	Tipo salino 1	Polihalino estable expuesto
				S-2	Tipo salino 2	Polihalino estable
				S-3	Tipo salino 3	Meso-oligohalino estable
				S-4	Tipo salino 4	Meso-oligohalino variable
				S-5	Tipo salino 5	Polihalino variable
4	C	Batimetría 2: cota de inundación	Tiempo de inundación (t_i)	C-1	t_i medio $< 20\%$	Intermareal alto
				C-2	t_i medio $= 20-80\%$	Intermareal medio
				C-3	t_i medio $> 80\%$	Intermareal bajo
			Altura de la columna de agua (H_a)	C-4	H_a media ≤ 5 m	Submareal somero
				C-5	H_a media > 5 m	Submareal profundo
5	V	Velocidad de la corriente	Fricción tangencial de fondo (<i>Shear stress</i> , S_s)	V-1	$S_{s_{\max}} < 1.8$ N/m ²	Débil
				V-2	$S_{s_{\max}} = 1.8 - 4$ N/m ²	Moderada
				V-3	$S_{s_{\max}} > 4$ N/m ²	Fuerte
6	G	Sustrato 2: composición del sedimento	Granulometría ⁽³⁾	G-1	$A/F \leq 9$; $G = 5-80\%$	Mixto
				G-2	$A/F > 9$; $G > 80\%$	Grueso
				G-3	$A/F \leq 3$; $G < 5\%$	Fangoso
				G-4	$A/F > 3$; $G < 5\%$	Arenoso
7	R	Renovación del agua	Coeficiente de dispersión (Ct_r)	R-1	$Ct_r \leq 0.5 \times 10^{-2}$ m ² /s	Baja
				R-2	$Ct_r > 0.5 \times 10^{-2}$ m ² /s	Alta

⁽¹⁾ los niveles posteriores se aplican sólo para sustrato blando; ⁽²⁾ respecto al nivel medio del mar local; ⁽³⁾ 'A' es el porcentaje de arenas, 'F' el de fangos y 'G' el de gravas.

Tabla 5.4. Sistema de clasificación de los biotopos del estuario: variables y criterios/umbrales de clasificación.

El establecimiento de biotopos a distintas escalas espaciales o niveles de detalle se obtiene mediante la integración consecutiva y progresiva de las variables, de tal forma que se aumenta el grado de detalle al incluir una nueva variable. Los niveles de detalle considerados y los indicadores correspondientes para zonas de sustrato blando son (Tabla 5.4, Figura 5.27):

- nivel de detalle 1: batimetría 1 y salinidad.
- nivel de detalle 2: batimetría 1, salinidad y cota de inundación.
- nivel de detalle 3: batimetría 1, salinidad, cota de inundación y velocidad de la corriente.
- nivel de detalle 4: batimetría 1, salinidad, cota de inundación, velocidad de la corriente y sustrato 2.
- nivel de detalle 5: batimetría 1, salinidad, cota de inundación, velocidad de la corriente, sustrato 2 y renovación del agua.

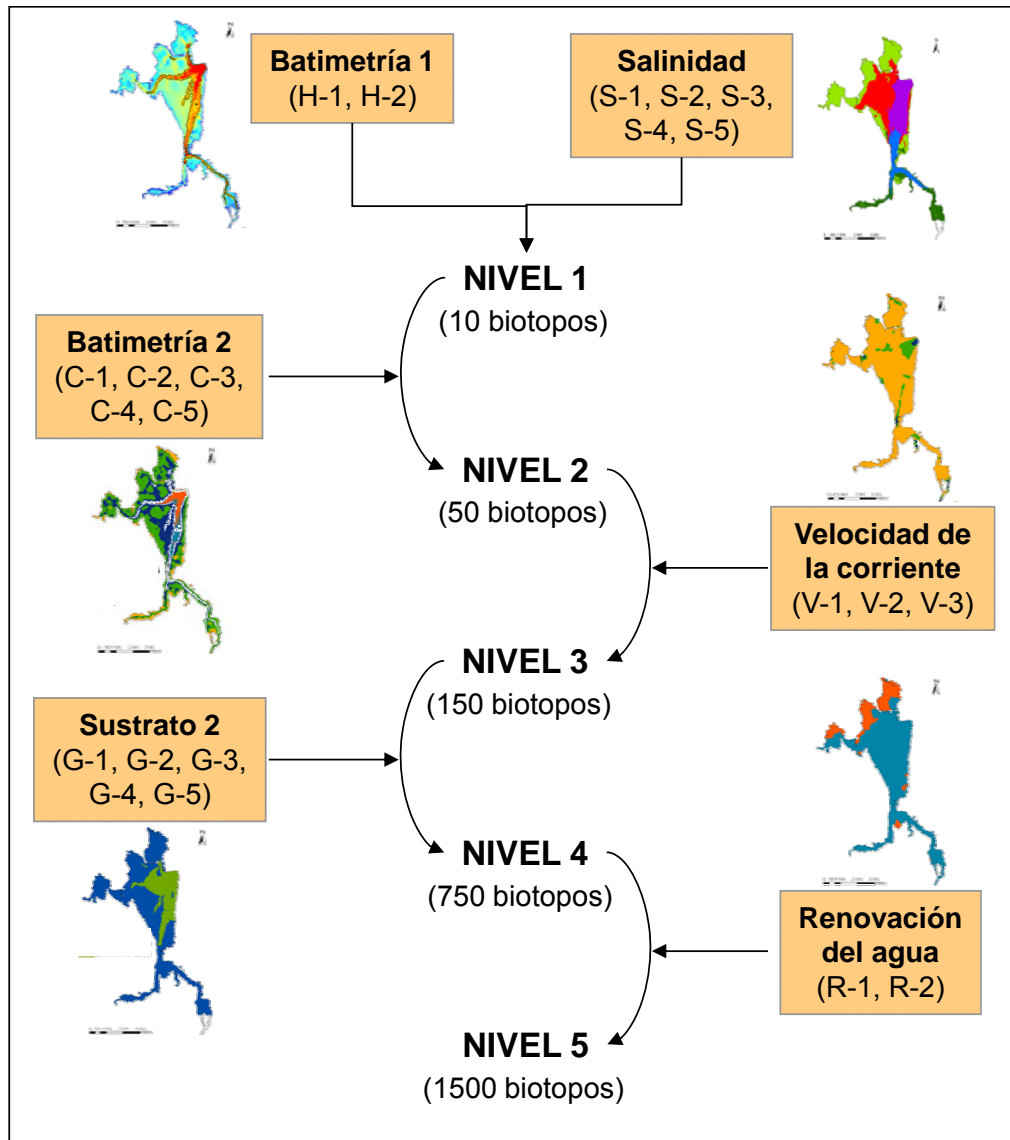


Figura 5.27. Metodología de integración jerárquica: variables abióticas, con sus respectivas clases (Tabla 5.4), y número máximo de biotopos posibles asociados a los cinco niveles de detalle.

Para la aplicación de este sistema de clasificación jerárquico es necesario tener en cuenta no sólo el orden de las variables y el nivel de detalle, sino también las tipologías o clases establecidas en los niveles anteriores de la jerarquía (Tabla 5.5). A este respecto, las variables críticas son el grado de consolidación del sedimento y la profundidad. A partir del grado de consolidación del sedimento se clasifica el sustrato en consolidado o no consolidado, de tal forma que el resto de indicadores de la jerarquía sólo se aplican sobre la tipología de sustrato no consolidado. Asimismo, a partir de la profundidad se clasifica el estuario en zonas submareales e intermareales, de tal forma que en un nivel posterior se aplica el tiempo de inundación sólo a las zonas intermareales y la altura de la columna de agua sólo a las submareales. Para

alcanzar un mayor nivel de detalle, se aplican el resto de variables a todas las tipologías obtenidas hasta ese nivel.

ORDEN	INDICADOR	VARIABLE		
1	Sustrato 1	Consolidación del sedimento	<i>Consolidado</i>	<i>No consolidado</i>
2	Batimetría 1	Profundidad	<i>Intermareal</i>	<i>Submareal</i>
3	Salinidad	Condiciones medias y extremas	X	X
4	Batimetría 2	Tiempo de inundación	X	
		Altura de la columna de agua		X
5	Velocidad de la corriente	Fricción de fondo	X	X
6	Sustrato 2	Granulometría	X	X
7	Renovación del agua	Coeficiente de dispersión	X	X

Tabla 5.5. Metodología jerárquica para clasificar los biotopos del estuario: aplicación de los indicadores y variables en función de las tipologías.

Como resultado del proceso de integración de las variables establecidas para cada nivel de detalle, se obtiene una gran diversidad de combinaciones posibles de las diferentes clases de cada variable. Todas las combinaciones obtenidas en la zona de estudio se clasificaron como un biotopo diferente. Para identificarlos, a cada uno de ellos se le asignó una clave que proporciona información sobre todas las variables ambientales, de tal forma que cada 'Letra' o 'Número' se corresponde con los 'Tipos' asociados a cada nivel e indicador de acuerdo con la ordenación establecida en la Tabla 5.4 (columna 5):

Letra	Número	Número	.	Número	Número	Número
(Batimetría 1)	(Salinidad)	(Cota)		(Velocidad)	(Sustrato 2)	(Renovación)
(Nivel 2)	(Nivel 3)	(Nivel 4)		(Nivel 5)	(Nivel 6)	(Nivel 7)
	1 dígito	1 dígito		1 dígito	1 dígito	1 dígito

A modo de ejemplo, la clave de identificación correspondiente al biotopo S14.132 se interpretaría de la siguiente manera:

S	2	4	.	1	3	2
Submareal	Polihalino, salinidad estable	Somero, poco profundo		Fricción de fondo débil	Sustrato fangoso	Alta renovación

Este proceso de integración jerárquica de las variables, así como el suavizado de los límites entre los biotopos (función *Boundary Clean* o *Refinado de límites* con la técnica de ordenamiento *Descend*), se llevaron a cabo con Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI).

5.3.1.3. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración estadístico

El establecimiento de los biotopos con el sistema de integración estadístico se llevó a cabo a partir de los datos brutos de las variables (*i.e.*, sin tener en cuenta las clases) y de forma independiente en las zonas intermareales y submareales. Para ello se emplearon técnicas estadísticas de clasificación, basadas en un análisis de k-medias inicializado con los resultados del análisis de máxima disimilaridad. Esta técnica tiene la capacidad de explorar todo el dominio de distribución de los datos, excepto los límites o valores más extremos, para establecer tipologías, de tal forma que permitió identificar biotopos relativamente homogéneos en cuanto a sus características ambientales (Camus *et al.*, 2011b). La clasificación se realizó, al igual que en el caso anterior, para cinco escalas espaciales o niveles de detalle. Sin embargo, en este caso se integraron todas las variables en todos los niveles. Puesto que la clasificación con el k-medias requiere establecer *a priori* el número de grupos, se asumió, para cada nivel de detalle, el mismo número obtenido con el procedimiento jerárquico previamente aplicado.

Las técnicas de clasificación estadística se han programado y ejecutado con Matlab 2011a y la representación espacial de los resultados en capas ráster se ha llevado a cabo con Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI).

5.3.1.4. Comparación de las clasificaciones de biotopos obtenidas con los sistemas de integración jerárquico y estadístico

Una vez realizadas las clasificaciones jerárquica y estadística, se llevó a cabo un análisis comparativo entre la distribución espacial de los biotopos obtenidos con ambos procedimientos para cada escala de detalle. Concretamente, se analizaron los siguientes indicadores:

- La relación entre los biotopos y el área.

Para ello, se calculó, en ambos procedimientos, la superficie del estuario ocupada por cada biotopo. Para cada nivel de detalle se ordenaron los biotopos de forma creciente de acuerdo con su superficie, para luego representar la relación entre el número de biotopos y el área acumulada. De esta forma se pudo contrastar la proporción relativa de biotopos pequeños, medios y grandes en función del nivel de detalle y del procedimiento.

- El grado de fragmentación de los biotopos.

El grado de fragmentación se relaciona con factores ecológicos, principalmente dentro del campo de la dinámica de poblaciones, tales como la distancia o el grado de aislamiento. Para su estimación se calculó el número de polígonos independientes que conformaban cada biotopo dentro del estuario (Figura 5.28). Como polígono independiente se consideró cada grupo de datos perteneciente a un mismo biotopo que se encontraba espacialmente rodeado por pixeles correspondientes a otro biotopo distinto. Se asumió un mayor grado de fragmentación cuanto mayor era el número de polígonos independientes identificados.

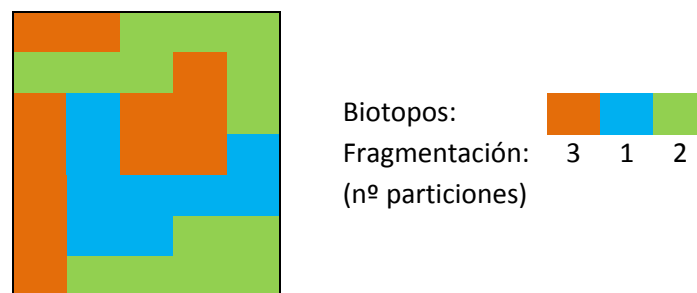


Figura 5.28. Grado de fragmentación (nº de particiones) de tres biotopos diferentes (naranja, azul y verde).

- El grado de coincidencia y especificidad entre los biotopos identificados con ambas metodologías.

Para estimar el grado de coincidencia entre los biotopos obtenidos con ambos procedimientos en cada nivel de detalle, se calculó el porcentaje del área de cada biotopo obtenido con el procedimiento de integración jerárquica que coincidía espacialmente con los biotopos obtenidos con la integración estadística (Figura 5.29). Como biotopo análogo se seleccionó aquél con el que presentaba un mayor porcentaje de superposición. Asimismo, se calculó, para cada nivel de detalle, el valor medio y la desviación estándar del grado de coincidencia de todos los biotopos con su análogo. De forma complementaria, se estimó el grado de especificidad del biotopo análogo. Para ello se calculó el porcentaje de su superficie que se superponía espacialmente con el biotopo del que se le consideraba análogo. La combinación de ambos indicadores permitió establecer si la delimitación de los biotopos análogos era similar (alta coincidencia y especificidad) o no (alta coincidencia y baja especificidad o viceversa).

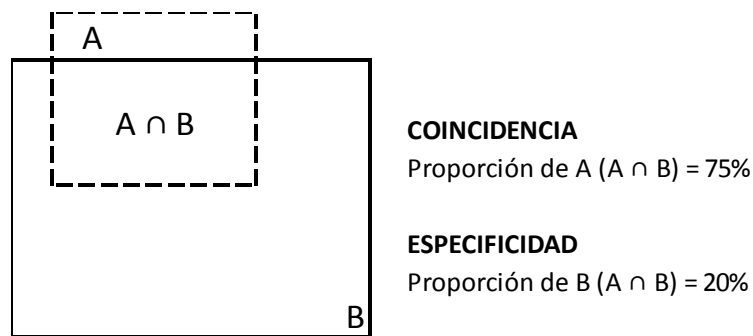


Figura 5.29. Coincidencia y especificidad entre dos polígonos análogos de las capas A (clasificación jerárquica) y B (clasificación estadística) que muestran un área de solapamiento ($A \cap B$).

5.3.2. Resultados

La aplicación del sistema de clasificación de biotopos en las Marismas de Santoña dio como resultado, por una parte, la caracterización abiótica del estuario y, por otra parte, la distribución espacial de los biotopos que alberga. En función de la metodología utilizada para integrar la información de las variables abióticas, jerárquica o estadística, se obtuvieron diferentes mapas de distribución de los biotopos.

5.3.2.1. Caracterización de las variables abióticas

Sustrato 1: consolidación del sedimento

En los estuarios de Cantabria y, concretamente, en las marismas de Santoña, apenas existen zonas de sustrato rocoso, por lo cual se asumió que es un estuario de fondo blando, es decir, con sedimento no consolidado en toda su extensión. Además, la mayor parte del escaso sustrato duro existente se asocia con estructuras de origen antrópico (Figura 5.30).

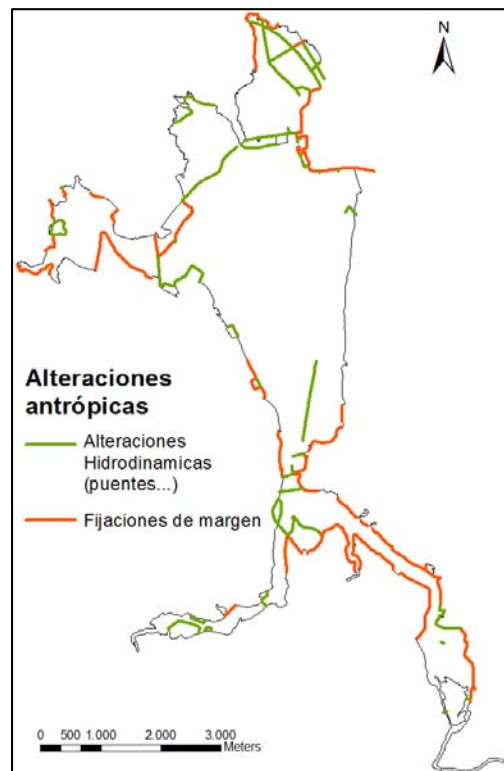


Figura 5.30. Alteraciones antrópicas en las marismas de Santoña que se asocian con la presencia de sedimento consolidado.

Batimetría 1: profundidad

A partir de la carrera de marea astronómica máxima de 5.1 metros, que se corresponde con una amplitud de 2.55 metros, se estableció el límite entre el submareal e intermareal en -2.5 metros con respecto al nivel medio del mar local:

- Medio submareal: zonas del estuario localizadas a profundidades superiores a -2.5 metros con respecto al nivel medio del mar local.

- Medio intermareal: zonas del estuario localizadas a profundidades inferiores a -2.5 metros con respecto al nivel medio del mar local.

La aplicación de dicho umbral en las marismas de Santoña puso de manifiesto que se trata de un estuario predominantemente intermareal, en el que una gran parte de su superficie se localiza en cotas por encima del nivel medio del mar local (cota de 0 metros en la batimetría referenciada con respecto al nivel medio del mar local) (Figura 5.31).

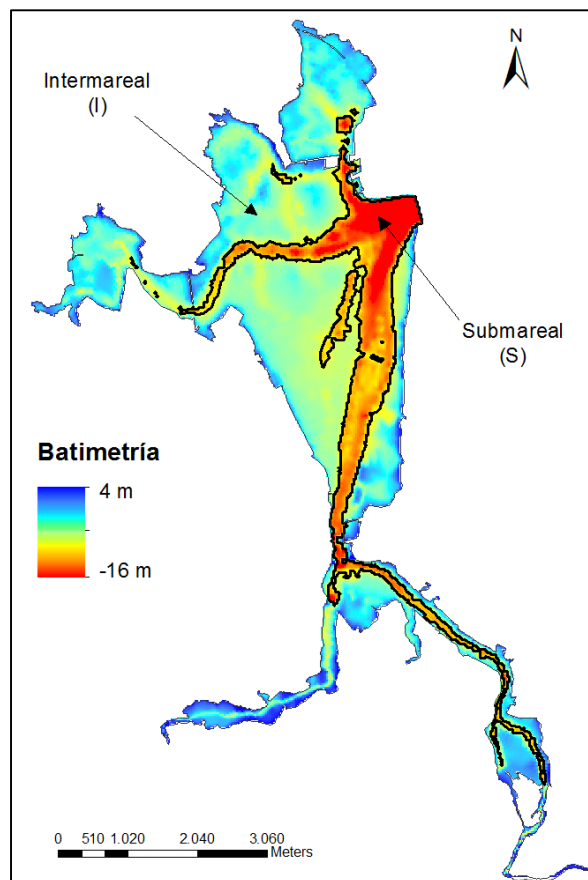


Figura 5.31. Batimetría del estuario de Santoña con respecto al nivel medio del mar local y clasificación en intermareal (I) y submareal (S, delimitado por la línea negra).

Salinidad

En las marismas de Santoña se identificaron cinco tipos salinos (Figura 5.32), de acuerdo con los resultados obtenidos en el apartado 5.2 de este capítulo, cada uno de ellos caracterizados por un régimen de variabilidad de la salinidad distinto.

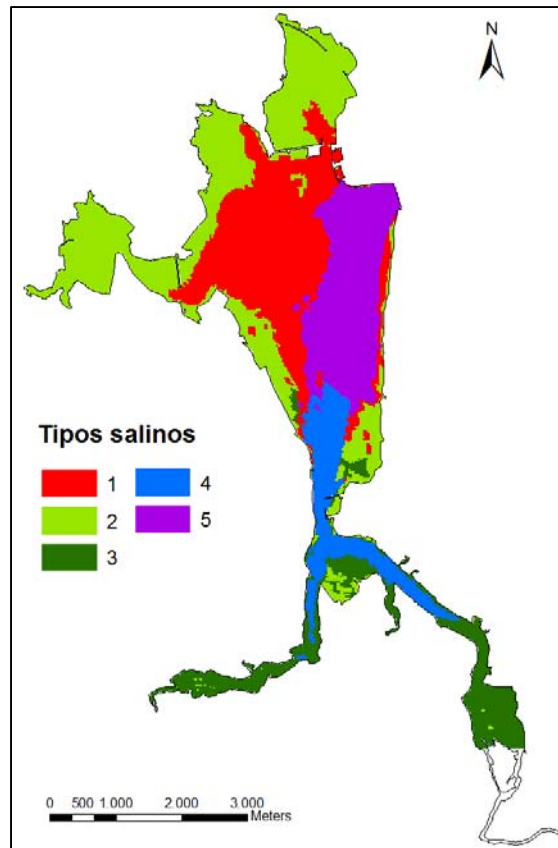


Figura 5.32. Distribución de los cinco tipos salinos identificados en las marismas de Santoña.

Batimetría 2: cota de inundación

Los resultados de la validación de la técnica de reconstrucción por análogos de los niveles del agua revelaron que ambas series, reconstruida y modelada en continuo, mostraban un buen grado de concordancia a lo largo del estuario (Figura 5.33). Asimismo, se observaron elevados coeficientes de correlación lineal entre ambas series, mayores que 0.95 en cada una de las estaciones y considerando todas en conjunto, lo cual corroboró el buen ajuste inicialmente detectado (Figura 5.34). En cuanto al error cuadrático medio, es de destacar que tomó un valor relativamente bajo, concretamente de 0.28 metros, considerando los datos de todas las estaciones juntos.

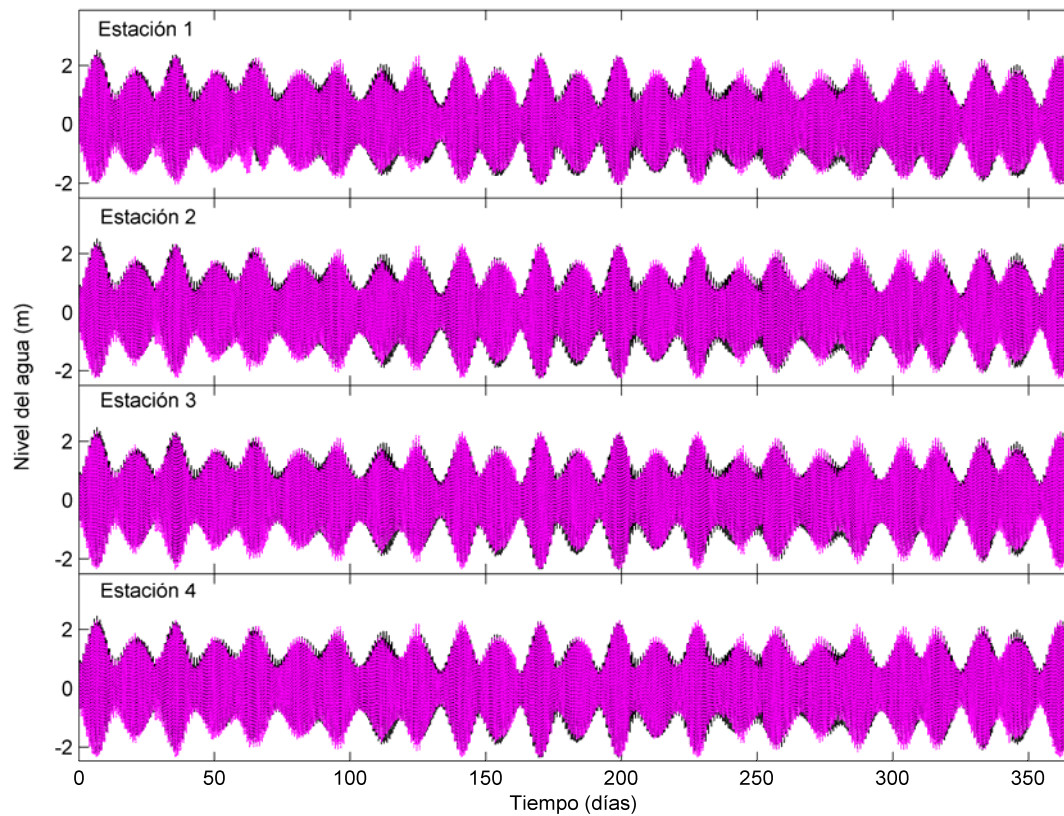


Figura 5.33. Comparación de las series de nivel del agua (referencia al nivel medio del mar local) reconstruida (rosa) y obtenida con la simulación en continuo (negro) en las estaciones 1 (cercana al río) a 4 (cercana a la bocana) para el período octubre 2002 – septiembre 2003 (Anejo 3).

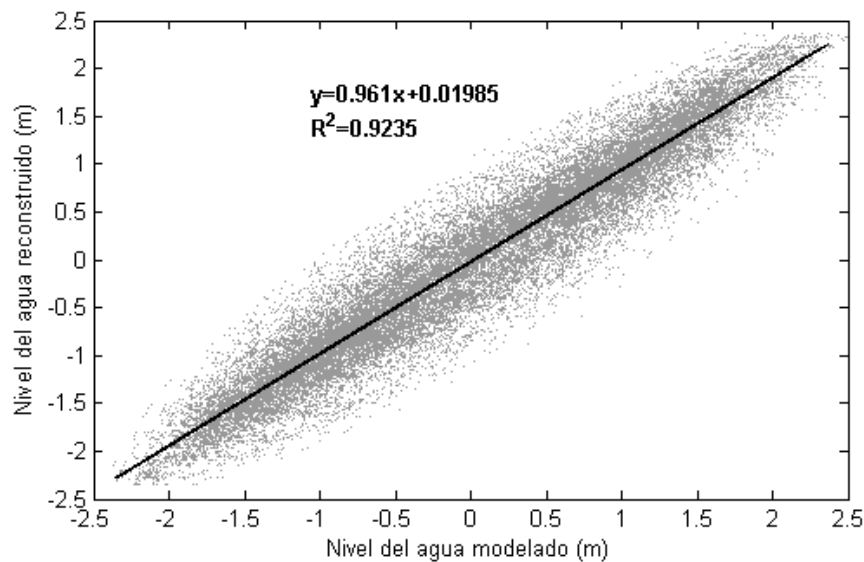


Figura 5.34. Ajuste de la recta de regresión entre los datos de nivel del agua reconstruidos y modelados en continuo con Delft3D en cuatro estaciones del estuario (Anejo 3).

A partir de la serie reconstruida de los niveles de agua se calcularon las variables establecidas para la zonificación del intermareal y submareal.

Zonas intermareales

Los resultados obtenidos indican que las zonas más próximas a la canal tienden a caracterizarse por tiempos medios interanuales de inundación más altos, mientras que las zonas más periféricas o aisladas del estuario tienden a mostrar valores muy bajos del tiempo de inundación (Figura 5.35 izquierda). En relación con estas observaciones, la zonificación del estuario reveló que el intermareal alto tiene una distribución muy restringida dentro de las marismas de Santoña en comparación con el intermareal medio y bajo (Figura 5.35 derecha).

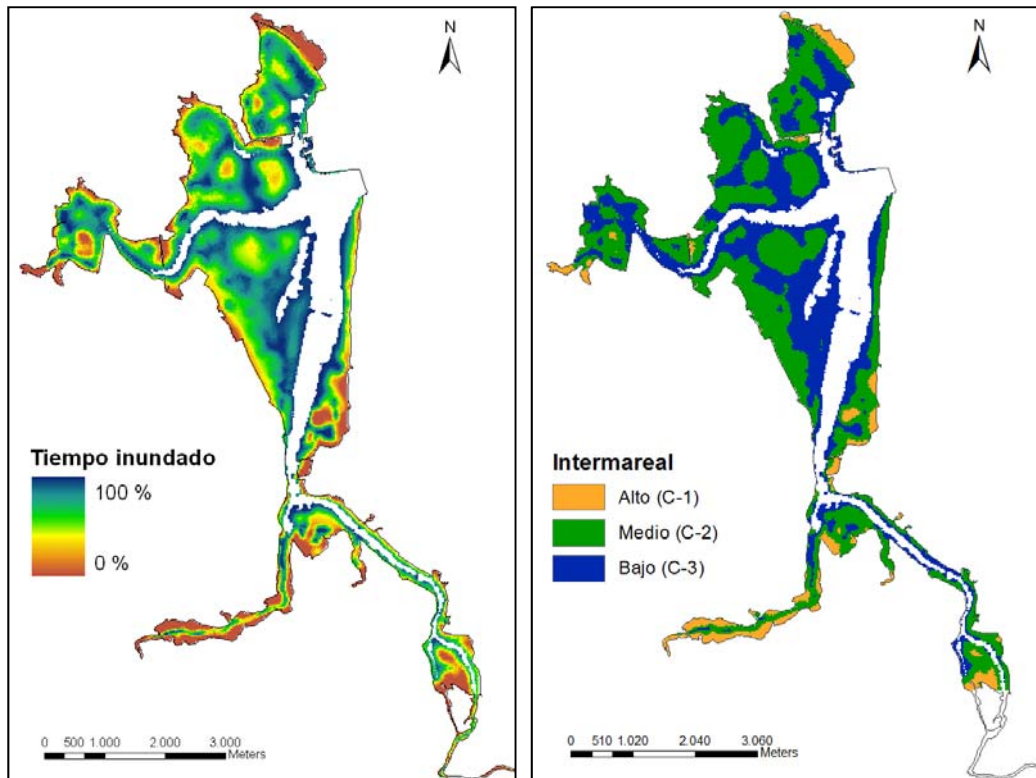


Figura 5.35. Distribución espacial del tiempo de inundación medio interanual (%) en Santoña y clasificación del estuario en tres zonas: intermareal alto, medio y bajo.

Zonas submareales

En primer lugar, se validó el umbral establecido en el sistema de clasificación, según el cual la profundidad hasta la que penetraba el 10% de la luz incidente determina el límite entre el submareal somero y profundo. A partir de una profundidad media del disco de Secchi (DS) de 12.1 metros medida en costa, se calculó un coeficiente de extinción de la luz (K_{dPAR}) de 0.14 y una profundidad (h) aproximada de 15 metros hasta la cual penetra el 10% de la luz (Fr). Además, dicha profundidad coincide con la establecida por Guinda *et al.* (2012), lo cual confirma el significado ecológico de dicho umbral.

En segundo lugar, para un valor medio, e igual a la mediana, de 4 metros (± 1.5 metros de desviación estándar) de profundidad del disco de Secchi en los estuarios de Cantabria, se obtuvo que el 10% de la luz superficial se alcanzaba con una columna de agua de aproximadamente 5 metros. Por lo tanto, se considera esta altura de la columna de agua como el umbral que define los dos tipos de submareales establecidos en el sistema de clasificación:

- submareal somero: la altura media interanual de la columna de agua es inferior o igual a 5 metros.
- submareal profundo: la altura media interanual de la columna de agua es superior a 5 metros.

La distribución espacial de las alturas de la columna de agua en Santoña muestra que las zonas más profundas, en torno a 15 metros, se localizan en las cercanías de la bocana (Figura 5.36 izquierda). Por lo tanto, el submareal profundo se asocia, casi exclusivamente, a las proximidades de la bocana y a zonas de estrechamiento de la canal principal (Figura 5.36 derecha).

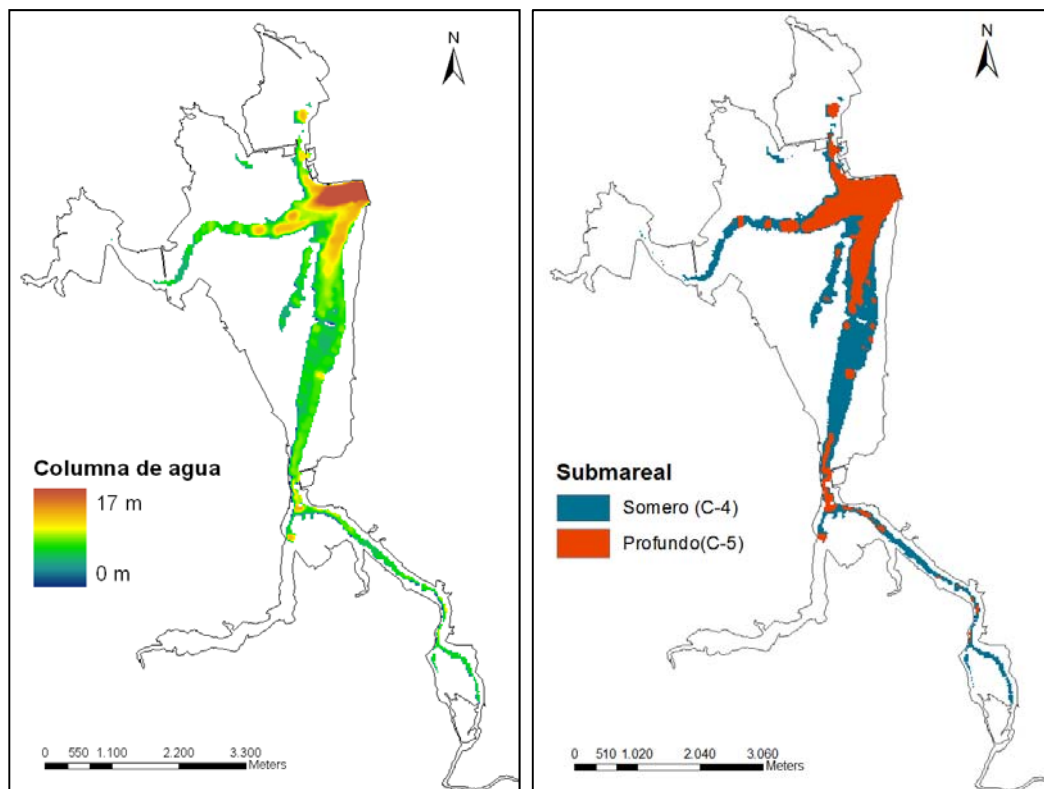


Figura 5.36. Distribución espacial de la altura media de la columna de agua (m) en Santoña y clasificación del submareal en profundo y somero.

Velocidad de la corriente

La validación de la metodología de reconstrucción por análogos de la máxima fricción tangencial de fondo reveló que ambas series, reconstruida y modelada en continuo, mostraban un buen grado de concordancia en las cuatro estaciones analizadas (Figura 5.37). Asimismo, se obtuvieron unos elevados coeficientes de correlación lineal entre ambas series, mayores que 0.80 en cada una de las estaciones y en todas ellas conjuntamente, lo cual corroboró el buen ajuste inicialmente detectado (Figura 5.38). En cuanto al error cuadrático medio, es de destacar que tomó un valor relativamente bajo, concretamente de 0.41 N/m^2 , considerando los datos de todas las estaciones en conjunto.

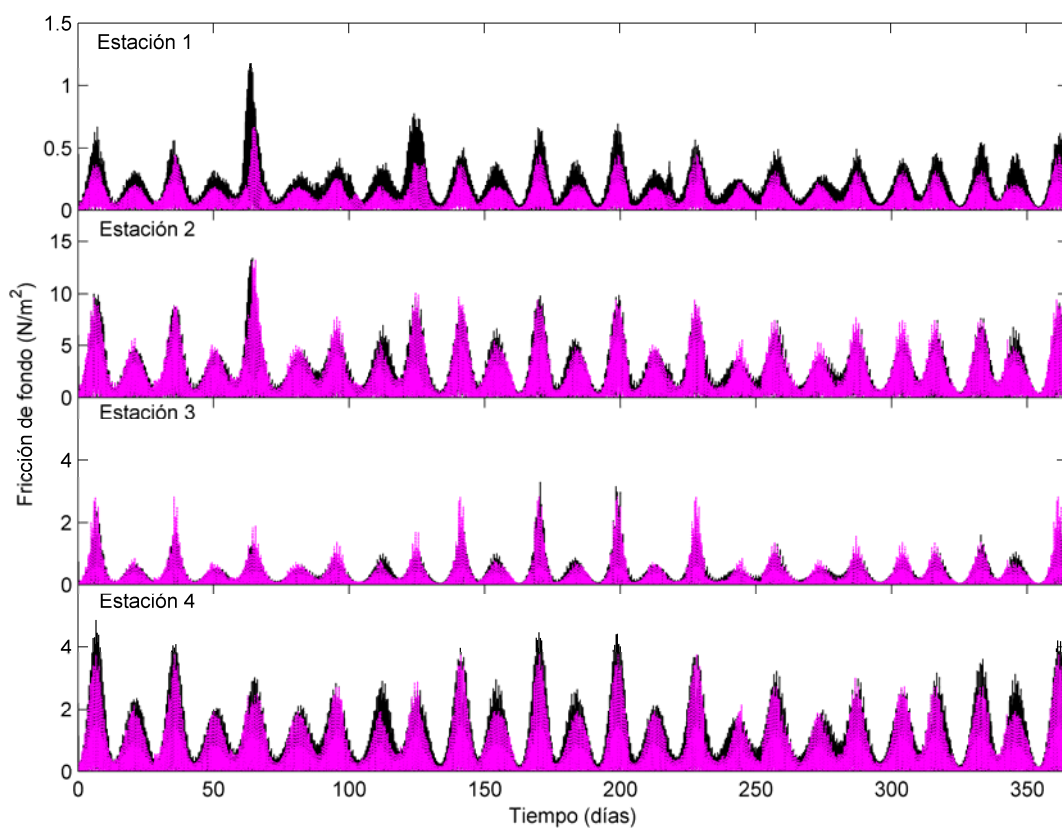


Figura 5.37. Comparación de las series de máxima fricción de fondo (N/m^2) reconstruidas (rosa) y obtenida con la simulación en continuo (negro) en las estaciones 1 (cercana al río) a 4 (cercana a la bocana) (Anejo 3) para el período octubre 2002 – septiembre 2003.

Los resultados obtenidos muestran que las mayores fricciones en el fondo (hasta 29 N/m^2) se producen en las zonas submareales, especialmente en el submareal profundo, y en algunos puntos aislados del estuario (Figura 5.39 izquierda). De hecho, la zonificación del estuario muestra que los puntos de máxima energía (energía fuerte) se localizan en la bocana y en la zona de la canal principal que se estrecha cerca de la desembocadura del río Asón en el estuario (Figura 5.39 derecha). Por otro lado,

también se observan algunas zonas de energía moderada que se encuentran principalmente asociadas a la canal principal. En general, se trata de estuarios que, en su mayor parte, están expuestos a bajos niveles de energía por corrientes.

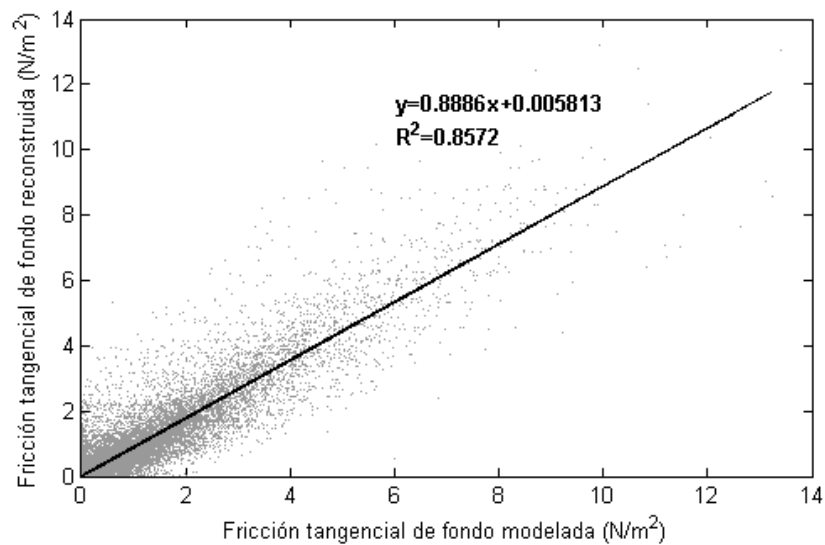


Figura 5.38. Ajuste de la recta de regresión entre los datos de fricción tangencial de fondo reconstruidos y modelados en continuo con Delft3D en cuatro estaciones del estuario (Anejo 3).

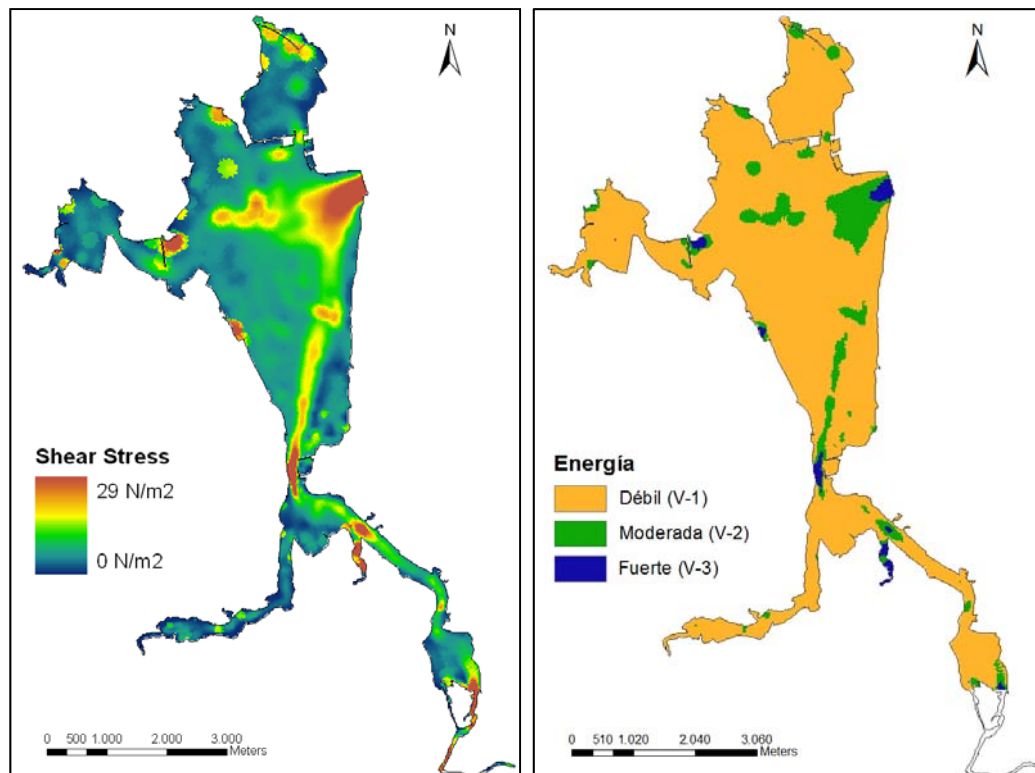


Figura 5.39. Distribución espacial de los valores de fricción de fondo o *bed shear stress* (valor medio interanual de los máximos) y clasificación según los niveles de energía (débil, moderada y fuerte).

Sustrato 2: granulometría

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que las proporciones de fango más elevadas se asocian con zonas intermareales (hasta un máximo de 82%) mientras que los mayores porcentajes de arena se registran en zonas submareales (hasta un 94%) (Figuras 5.40 y 5.41). El contenido en fangos es mayor en las zonas más influenciadas por los aportes fluviales o escorrentía superficial. Por su parte, las arenas se distribuyen preferentemente en zonas próximas a la bocana y a la canal principal. Finalmente, el contenido en gravas es bajo en toda la superficie del estuario (< 5%) (Figura 5.42).

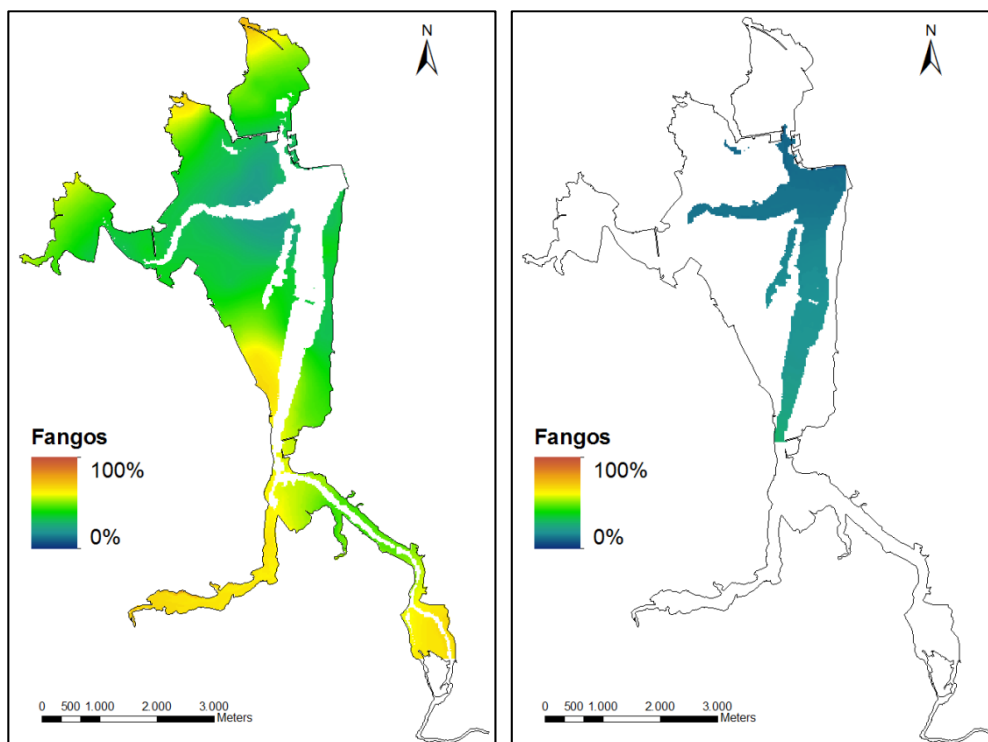


Figura 5.40. Interpolación de la distribución espacial de los fangos en el estuario de Santoña: intermareal a la izquierda y submareal a la derecha.

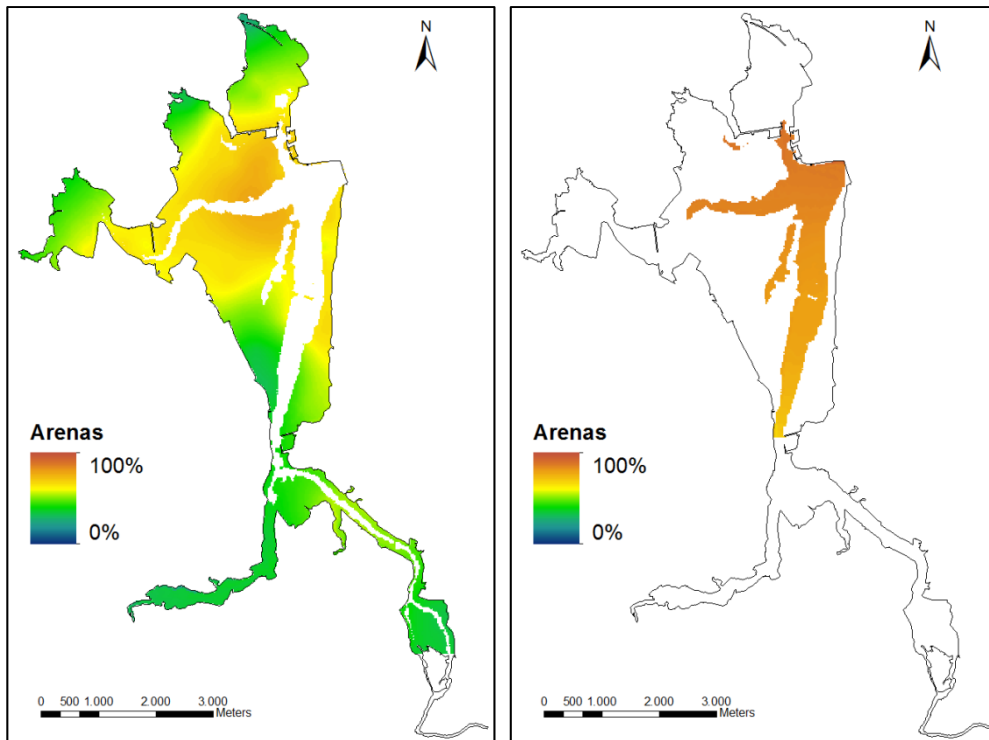


Figura 5.41. Interpolación de la distribución espacial de las arenas en el estuario de Santoña: intermareal a la izquierda y submareal a la derecha.

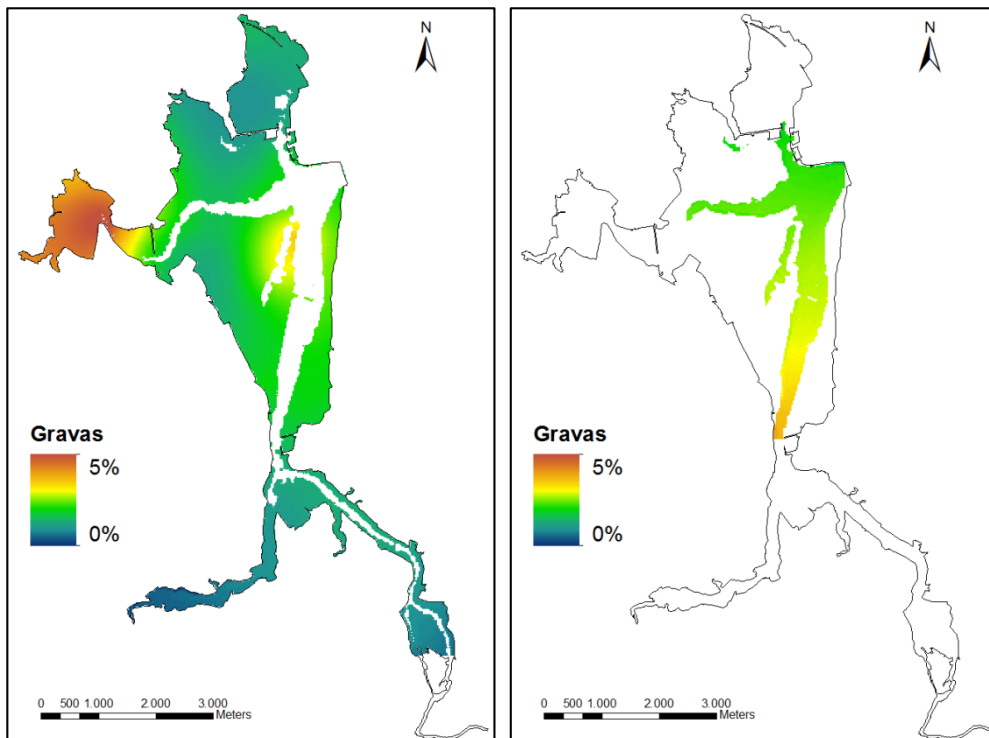


Figura 5.42. Interpolación de la distribución espacial de las gravas en el estuario de Santoña: intermareal a la izquierda y submareal a la derecha.

Asimismo, la clasificación del estuario en función del tipo de sedimento reveló que no hay ninguna zona del estuario que albergue un sustrato del tipo grueso o mixto. Por lo tanto, toda la superficie de las marismas de Santoña se clasifica como perteneciente al tipo arenoso, localizado en zonas cercanas a la bocana y ligadas a la canal principal, o fangoso, siendo éste el tipo de sedimento que mayor extensión ocupa (Figura 5.43).

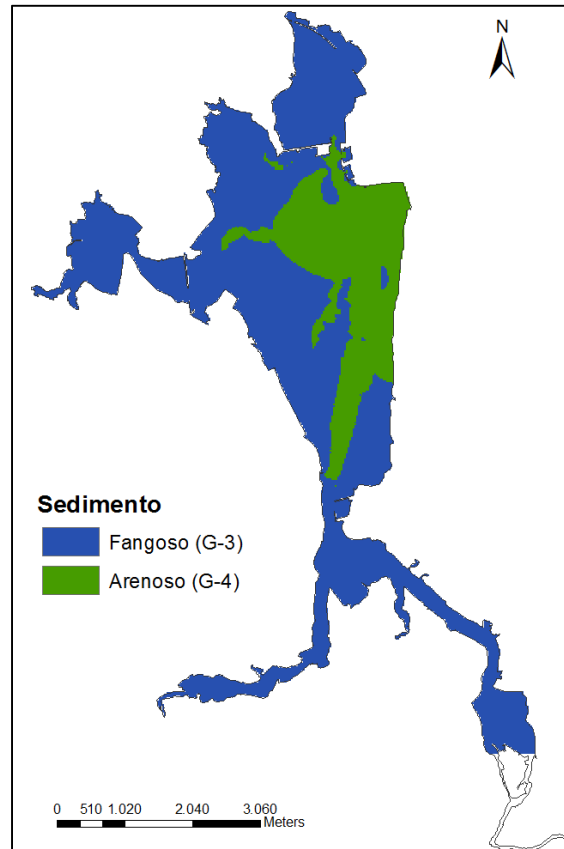


Figura 5.43. Distribución de las clases de sedimento en el estuario de Santoña: sedimento fangoso en azul y sedimento arenoso en verde.

Renovación del agua

Los resultados obtenidos indican que los valores más bajos del coeficiente de dispersión (asociados a un mayor tiempo de recuperación) se detectan en zonas periféricas del estuario parcialmente aisladas del resto del estuario, ya sea por causas naturales o antrópicas (Figura 5.44). Dichas zonas son las que se catalogan como de renovación baja. No obstante, la mayor parte del estuario se corresponde con zonas de renovación alta. En las marismas de Santoña, al igual que en otros estuarios Cantábricos, la renovación de las aguas es alta en la mayor parte del estuario, ya que el efecto de la marea semidiurna tiende a renovar, con cada ciclo de marea (en torno a

12 horas), el agua de la mayor parte del mismo, especialmente en las amplias regiones intermareales (IH Cantabria, 2010).

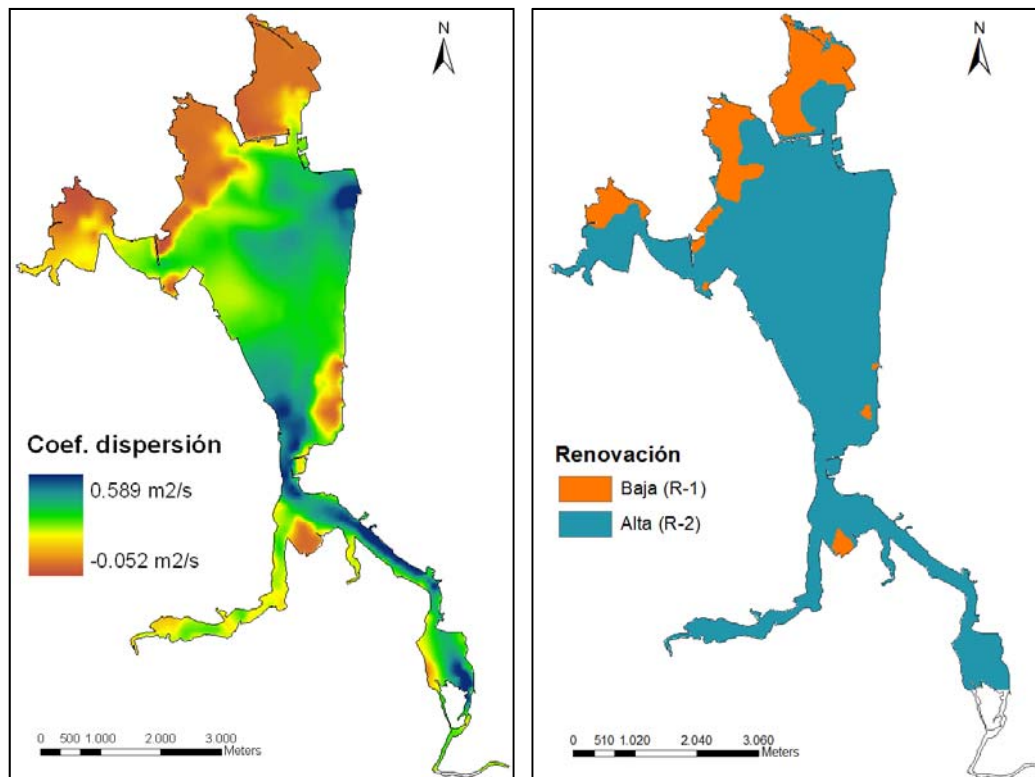


Figura 5.44. Variabilidad espacial del coeficiente de dispersión (m^2/s) y la correspondiente clasificación del estuario en alta o baja capacidad de renovación de las aguas.

5.3.2.2. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración jerárquico

La integración de la información ambiental mediante el procedimiento jerárquico permitió clasificar los biotopos del estuario y establecer su distribución atendiendo a cinco niveles de detalle o escalas espaciales (Figuras 5.45-5.49). La incorporación secuencial y ordenada de las variables abióticas generó un incremento exponencial de los biotopos, aunque no todas las combinaciones tenían la misma probabilidad de ocurrencia en el estuario, y muchas de ellas tenían incluso una probabilidad de cero. La integración de las dos primeras variables en la jerarquía, batimetría 1 (profundidad) y salinidad, dio lugar a 10 biotopos en Santoña (5 intermareales y 5 submareales), los cuales se correspondían con zonas de sustrato blando. La integración de una tercera variable, batimetría 2 (cota de inundación), resultó en 23 biotopos (13 intermareales y 10 submareales); la integración de una cuarta variable, velocidad de la corriente, en 57

biotopos (34 intermareales y 23 submareales); la integración de una quinta variable, sustrato 2 (granulometría), en 77 biotopos (45 intermareales y 32 submareales); y la integración de una sexta variable, renovación del agua, en 93 biotopos (61 intermareales y 32 submareales) (Figuras 5.45-5.49).

Un aspecto a tener en cuenta es que la cota de inundación se valoró de forma diferente para las zonas intermareales (tiempo de emersión, tipos C-1, C-2 y C-3) y submareales (altura de la columna de agua, tipos C-4 y C-5). Sin embargo, en los niveles 2 al 5 se reconocen biotopos que, aunque pertenecen al intermareal, se les asignan los tipos C-4 y C-5 para la cota de inundación, y viceversa (Figuras 5.46-5.49). Concretamente, son los biotopos cuyos tres primeros dígitos de la clave de identificación son I15, I35, S13, S23, S33 y S53, los cuales ocupan superficies inferiores a 5 ha. Este efecto es una consecuencia del proceso de suavizado o filtrado de los biotopos de menor tamaño en el nivel de detalle 1.

En las Figuras 5.45-5.49 se muestra la distribución de biotopos, y su correspondiente clave de identificación, en las marismas de Santoña para cada nivel de detalle:

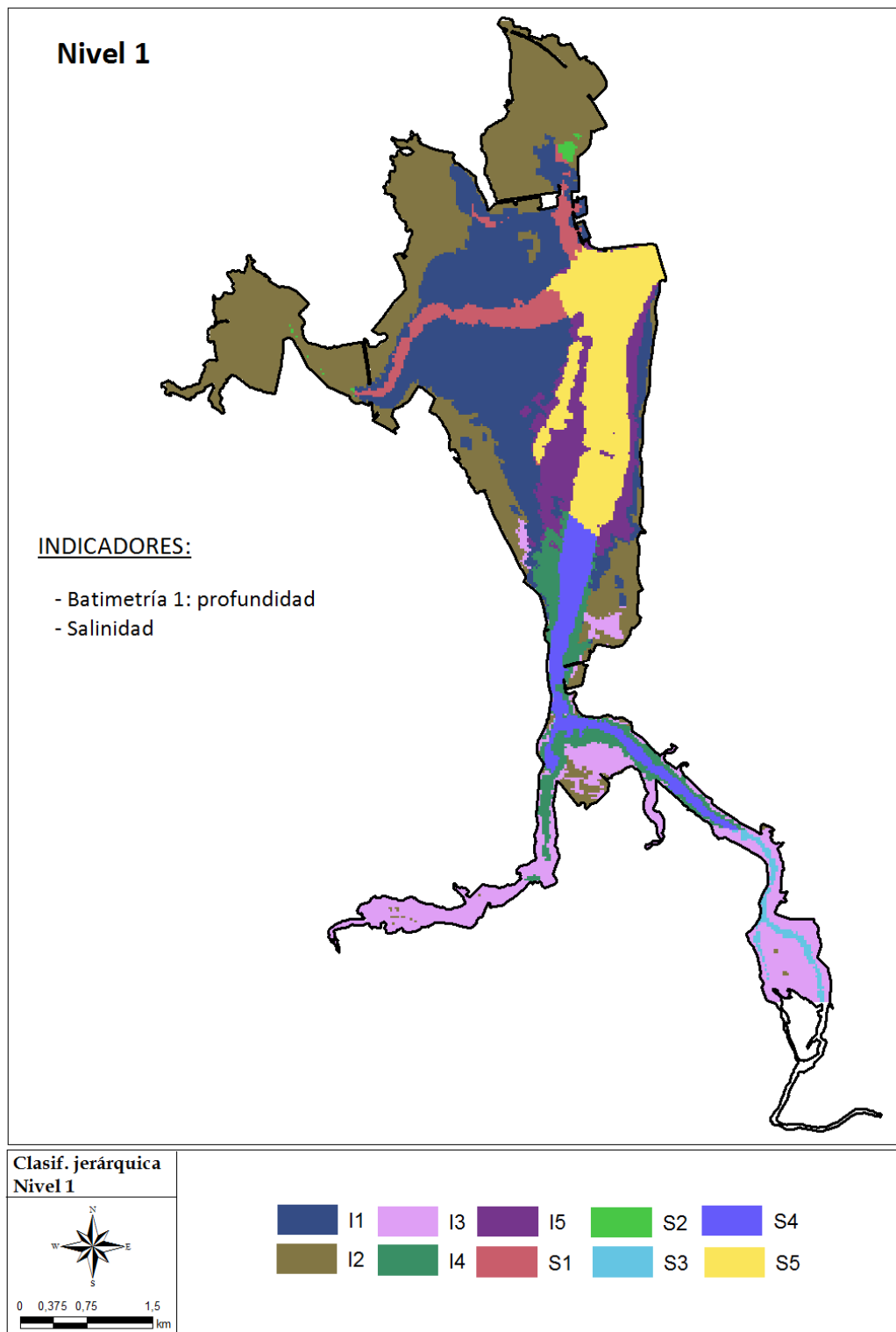


Figura 5.45. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 1 del sistema de clasificación jerárquico.

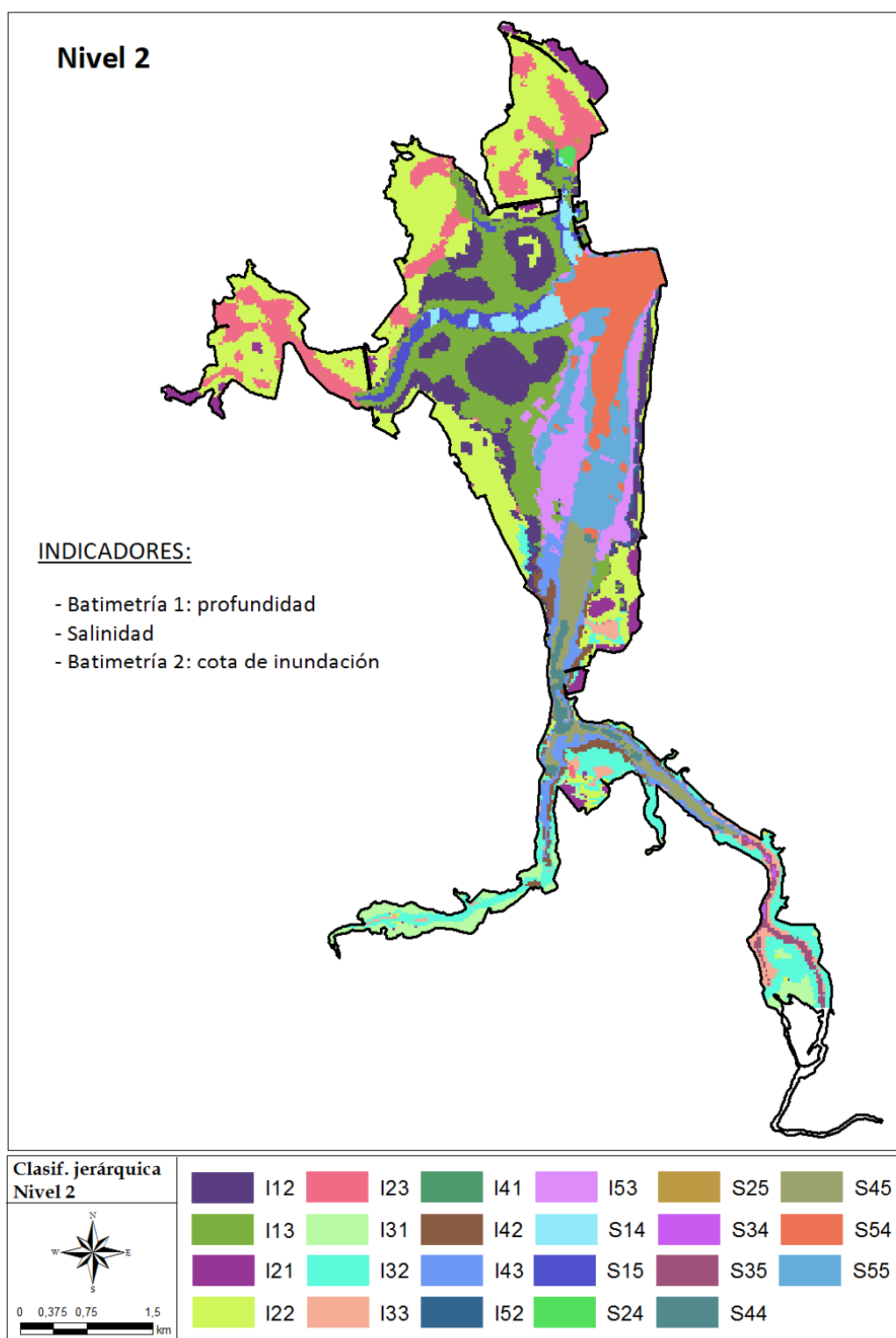


Figura 5.46. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 2 del sistema de clasificación jerárquico.

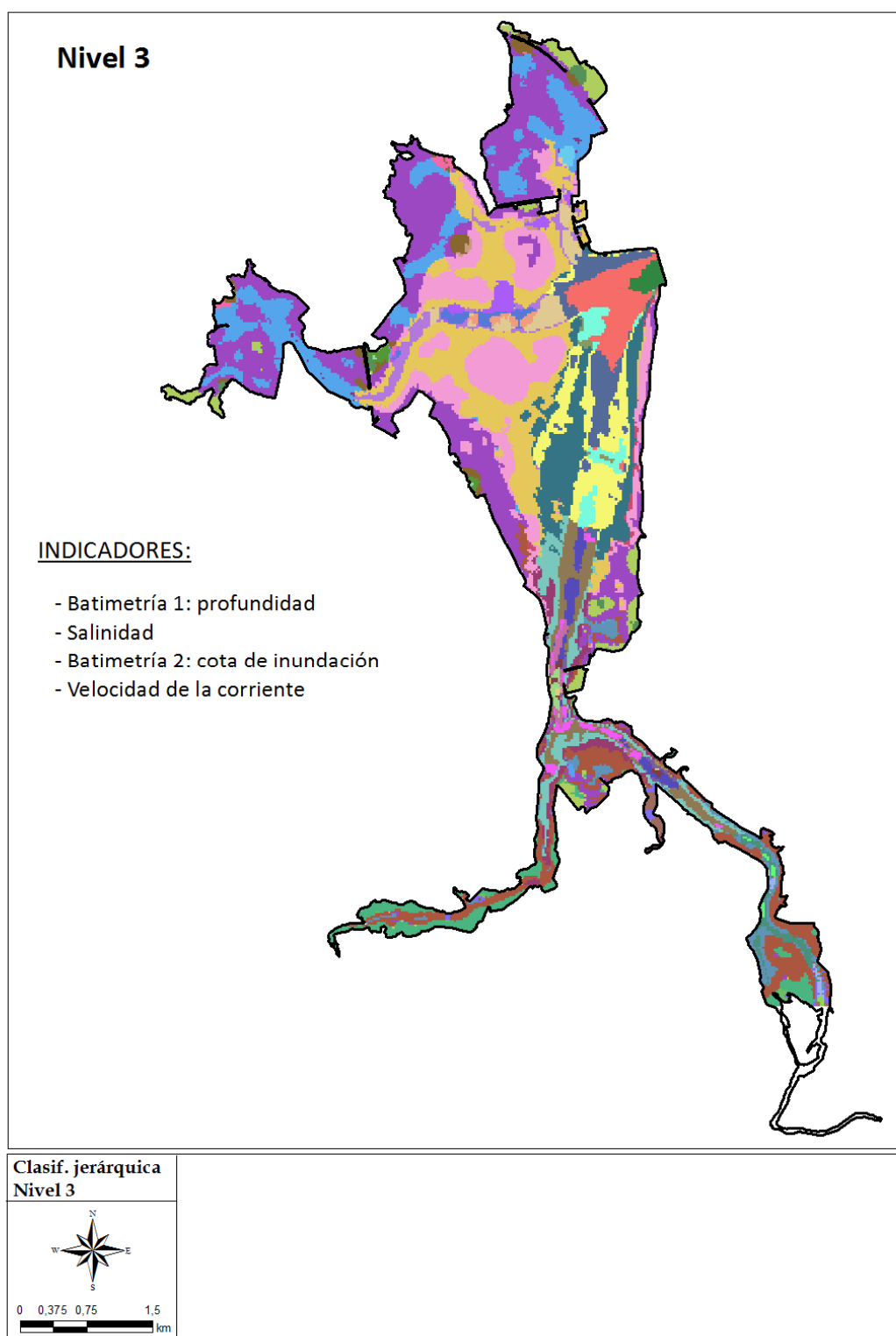


Figura 5.47. (Continúa)


























































Clasif. jerárquica Nivel 3	 I12.1	 I23.3	 I42.3	 S15.1	 S44.3
	 I12.2	 I31.1	 I43.1	 S15.2	 S45.1
	 I13.1	 I31.2	 I43.2	 S24.1	 S45.2
	 I13.2	 I31.3	 I43.3	 S25.1	 S45.3
	 I21.1	 I32.1	 I52.1	 S34.1	 S54.1
	 I21.2	 I32.2	 I52.2	 S34.2	 S54.2
	 I21.3	 I32.3	 I52.3	 S34.3	 S54.3
	 I22.1	 I33.1	 I53.1	 S35.1	 S55.1
	 I22.2	 I33.2	 I53.2	 S35.2	 S55.2
	 I22.3	 I41.1	 I53.3	 S35.3	
	 I23.1	 I42.1	 S14.1	 S44.1	
	 I23.2	 I42.2	 S14.2	 S44.2	

Figura 5.47. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 3 del sistema de clasificación jerárquico.

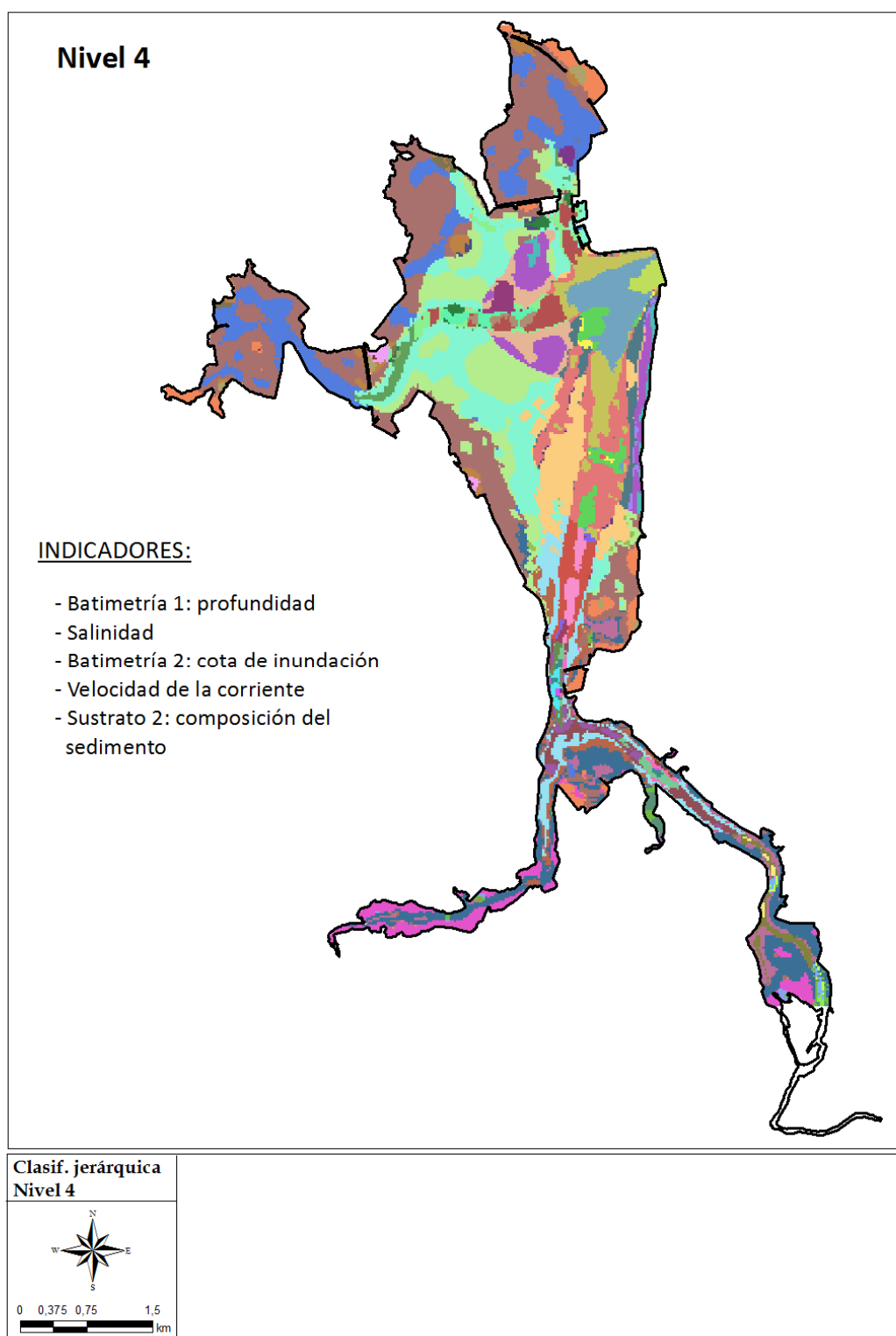


Figura 5.48. (Continúa)














































































Clasif. jerárquica Nivel 4	 I12.13	 I22.33	 I42.33	 S14.24	 S44.24
	 I12.14	 I23.13	 I43.13	 S15.13	 S44.33
	 I12.23	 I23.14	 I43.23	 S15.14	 S45.13
	 I12.24	 I23.23	 I43.33	 S15.23	 S45.14
	 I13.13	 I23.33	 I52.13	 S15.24	 S45.23
	 I13.14	 I31.13	 I52.14	 S24.13	 S45.24
	 I13.23	 I31.23	 I52.24	 S25.13	 S45.33
	 I13.24	 I31.33	 I52.34	 S34.13	 S54.14
	 I21.13	 I32.13	 I53.13	 S34.23	 S54.24
	 I21.14	 I32.23	 I53.14	 S34.33	 S54.34
	 I21.23	 I32.33	 I53.23	 S35.13	 S55.13
	 I21.33	 I33.13	 I53.24	 S35.23	 S55.14
	 I22.13	 I33.23	 I53.34	 S35.33	 S55.24
	 I22.14	 I41.13	 S14.13	 S44.13	
	 I22.23	 I42.13	 S14.14	 S44.14	
	 I22.24	 I42.23	 S14.23	 S44.23	

Figura 5.48. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 4 del sistema de clasificación jerárquico.

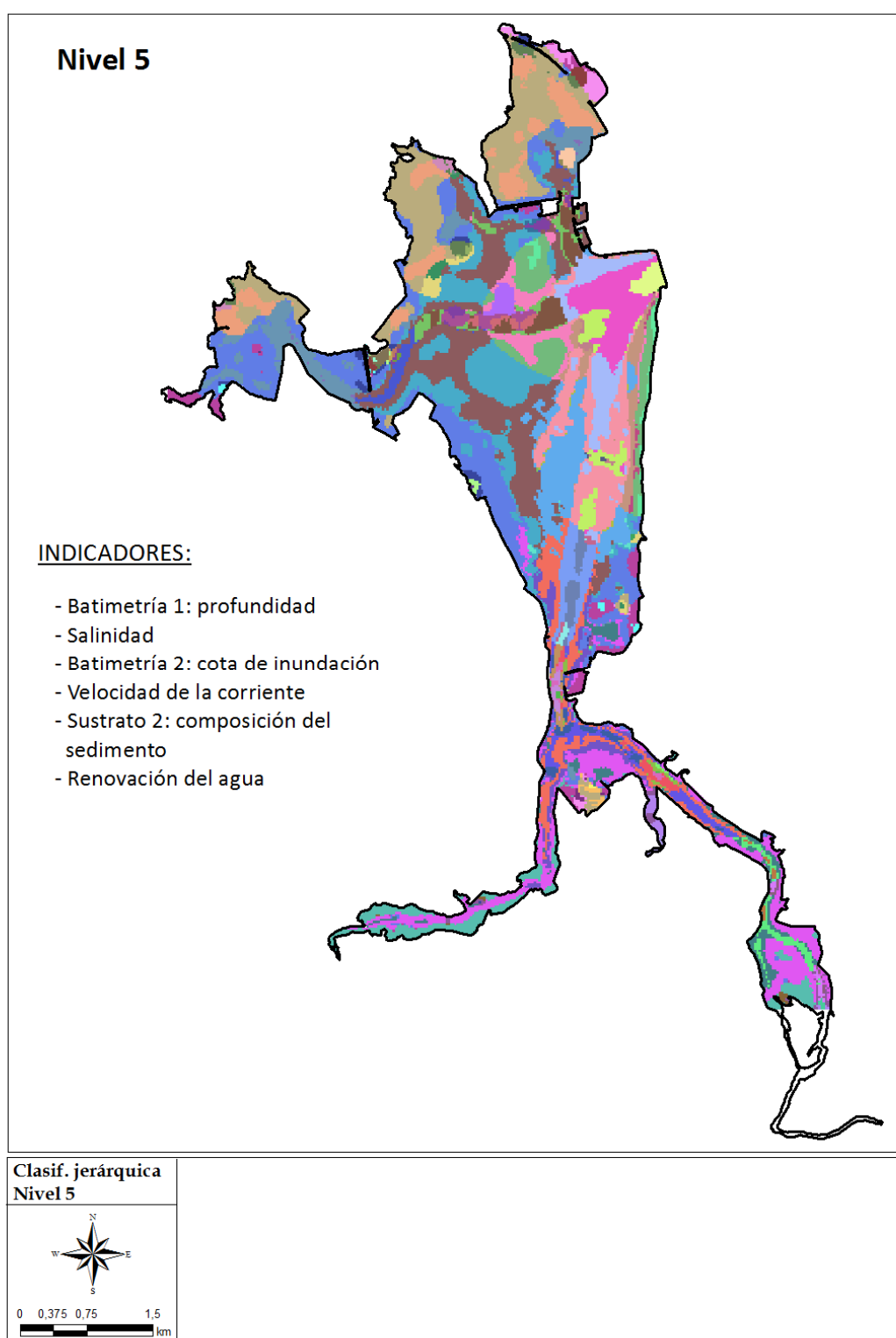


Figura 5.49. (Continúa)






























































































Clasif. jerárquica Nivel 5	 I12.131	 I22.131	 I32.132	 I53.142	 S35.332
	 I12.132	 I22.132	 I32.232	 I53.232	 S44.132
	 I12.142	 I22.142	 I32.332	 I53.242	 S44.142
	 I12.231	 I22.231	 I33.131	 I53.342	 S44.232
	 I12.232	 I22.232	 I33.132	 S14.132	 S44.242
	 I12.242	 I22.242	 I33.232	 S14.142	 S44.332
	 I13.131	 I22.331	 I41.132	 S14.232	 S45.132
	 I13.132	 I22.332	 I42.132	 S14.242	 S45.142
	 I13.142	 I23.131	 I42.232	 S15.132	 S45.232
	 I13.231	 I23.132	 I42.332	 S15.142	 S45.242
	 I13.232	 I23.142	 I43.132	 S15.232	 S45.332
	 I13.242	 I23.231	 I43.232	 S15.242	 S54.142
	 I21.131	 I23.232	 I43.332	 S24.132	 S54.242
	 I21.132	 I23.332	 I52.131	 S25.132	 S54.342
	 I21.142	 I31.131	 I52.132	 S34.132	 S55.132
	 I21.231	 I31.132	 I52.142	 S34.232	 S55.142
	 I21.232	 I31.232	 I52.242	 S34.332	 S55.242
	 I21.331	 I31.332	 I52.342	 S35.132	
	 I21.332	 I32.131	 I53.132	 S35.232	

Figura 5.49. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 5 del sistema de clasificación jerárquico.

En las Tablas 5.6 y 5.7 se caracterizan, de forma sintética, los biotopos identificados en las marismas de Santoña con el sistema de clasificación jerárquico al nivel de detalle 5. La diversidad de los biotopos intermareales localizados en los tramos poli y euhalinos (*i.e.*, tipos salinos 1, 2 y 5) es mayor que en los tramos meso y oligohalinos (*i.e.*, tipos salinos 3 y 4), donde, por el contrario, la diversidad de biotopos es superior en las zonas submareales.

BIOTOPOS POLIHALINOS/EUHALINOS		Salinidad	Cota	Velocidad de la corriente	Granulometría	Renovación del agua
		ZONA SUBMAREAL				
S14.132	Salinidad estable y expuesto, somero, baja energía y fangoso	S-1	C-4	V-1	G-3	R-2
S14.142	Salinidad estable y expuesto, somero, baja energía y arenoso	S-1	C-4	V-1	G-4	R-2
S14.232	Salinidad estable y expuesto, somero, energía moderada y fangoso	S-1	C-4	V-2	G-3	R-2
S14.242	Salinidad estable y expuesto, somero, energía moderada y arenoso	S-1	C-4	V-2	G-4	R-2
S15.132	Salinidad estable y expuesto, profundo, baja energía y fangoso	S-1	C-5	V-1	G-3	R-2
S15.142	Salinidad estable y expuesto, profundo, baja energía y arenoso	S-1	C-5	V-1	G-4	R-2
S15.232	Salinidad estable y expuesto, profundo, energía moderada y fangoso	S-1	C-5	V-2	G-3	R-2
S15.242	Salinidad estable y expuesto, profundo, energía moderada y arenoso	S-1	C-5	V-2	G-4	R-2
S24.132	Salinidad estable, somero, baja energía y fangoso	S-2	C-4	V-1	G-3	R-2
S25.132	Salinidad estable, profundo, baja energía y fangoso	S-2	C-5	V-1	G-3	R-2
S54.142	Salinidad variable, somero, baja energía y arenoso	S-5	C-4	V-1	G-4	R-2
S54.242	Salinidad variable, somero, energía moderada y arenoso	S-5	C-4	V-2	G-4	R-2
S54.342	Salinidad variable, somero, alta energía y arenoso	S-5	C-4	V-3	G-4	R-2
S55.132	Salinidad variable, profundo, baja energía y fangoso	S-5	C-5	V-1	G-3	R-2
S55.142	Salinidad variable, profundo, baja energía y arenoso	S-5	C-5	V-1	G-4	R-2
S55.242	Salinidad variable, profundo, energía moderada y arenoso	S-5	C-5	V-2	G-4	R-2
		ZONA INTERMAREAL				
I12.131	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, baja energía, fangoso y aislado	S-1	C-2	V-1	G-3	R-1
I12.132	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-1	C-2	V-1	G-3	R-2
I12.142	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, baja energía y arenoso	S-1	C-2	V-1	G-4	R-2
I12.231	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, energía moderada, fangoso y aislado	S-1	C-2	V-2	G-3	R-1
I12.232	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, energía moderada y fangoso	S-1	C-2	V-2	G-3	R-2

Tabla 5.6. (Continúa)

BIOTOPOS POLIHALINOS/EUHALINOS		Salinidad	Cota	Velocidad de la corriente	Granulometría	Renovación del agua
I12.242	Salinidad estable y expuesto, intermareal medio, energía moderada y arenoso	S-1	C-2	V-2	G-4	R-2
I13.131	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, baja energía, fangoso y aislado	S-1	C-3	V-1	G-3	R-1
I13.132	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, baja energía y fangoso	S-1	C-3	V-1	G-3	R-2
I13.142	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, baja energía y arenoso	S-1	C-3	V-1	G-4	R-2
I13.231	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, energía moderada, fangoso y aislado	S-1	C-3	V-2	G-3	R-1
I13.232	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, energía moderada y fangoso	S-1	C-3	V-2	G-3	R-2
I13.242	Salinidad estable y expuesto, intermareal bajo, energía moderada y arenoso	S-1	C-3	V-2	G-4	R-2
I21.131	Salinidad estable, intermareal alto, baja energía, fangoso y aislado	S-2	C-1	V-1	G-3	R-1
I21.132	Salinidad estable, intermareal alto, baja energía y fangoso	S-2	C-1	V-1	G-3	R-2
I21.142	Salinidad estable, intermareal alto, baja energía y arenoso	S-2	C-1	V-1	G-4	R-2
I21.231	Salinidad estable, intermareal alto, energía moderada, fangoso y aislado	S-2	C-1	V-2	G-3	R-1
I21.232	Salinidad estable, intermareal alto, energía moderada y fangoso	S-2	C-1	V-2	G-3	R-2
I21.331	Salinidad estable, intermareal alto, alta energía, fangoso y aislado	S-2	C-1	V-3	G-3	R-1
I21.332	Salinidad estable, intermareal alto, alta energía y fangoso	S-2	C-1	V-3	G-3	R-2
I22.131	Salinidad estable, intermareal medio, baja energía, fangoso y aislado	S-2	C-2	V-1	G-3	R-1
I22.132	Salinidad estable, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-2	C-2	V-1	G-3	R-2
I22.142	Salinidad estable, intermareal medio, baja energía y arenoso	S-2	C-2	V-1	G-4	R-2
I22.231	Salinidad estable, intermareal medio, energía moderada, fangoso y aislado	S-2	C-2	V-2	G-3	R-1
I22.232	Salinidad estable, intermareal medio, energía moderada y fangoso	S-2	C-2	V-2	G-3	R-2
I22.242	Salinidad estable, intermareal medio, energía moderada y arenoso	S-2	C-2	V-2	G-4	R-2
I22.331	Salinidad estable, intermareal medio, alta energía, fangoso y aislado	S-2	C-2	V-3	G-3	R-1
I22.332	Salinidad estable, intermareal medio, alta energía y fangoso	S-2	C-2	V-3	G-3	R-2
I23.131	Salinidad estable, intermareal bajo, baja energía, fangoso y aislado	S-2	C-3	V-1	G-3	R-1

Tabla 5.6. (Continúa)

BIOTOPOS POLIHALINOS/EUHALINOS		Salinidad	Cota	Velocidad de la corriente	Granulometría	Renovación del agua
I23.132	Salinidad estable, intermareal bajo, baja energía y fangoso	S-2	C-3	V-1	G-3	R-2
I23.142	Salinidad estable, intermareal bajo, baja energía y arenoso	S-2	C-3	V-1	G-4	R-2
I23.231	Salinidad estable, intermareal bajo, energía moderada, fangoso y aislado	S-2	C-3	V-2	G-3	R-1
I23.232	Salinidad estable, intermareal bajo, energía moderada y fangoso	S-2	C-3	V-2	G-3	R-2
I23.332	Salinidad estable, intermareal bajo, alta energía y fangoso	S-2	C-3	V-3	G-3	R-2
I52.131	Salinidad variable, intermareal medio, baja energía, fangoso y aislado	S-5	C-2	V-1	G-3	R-1
I52.132	Salinidad variable, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-5	C-2	V-1	G-3	R-2
I52.142	Salinidad variable, intermareal medio, baja energía y arenoso	S-5	C-2	V-1	G-4	R-2
I52.242	Salinidad variable, intermareal medio, energía moderada y arenoso	S-5	C-2	V-2	G-4	R-2
I52.342	Salinidad variable, intermareal medio, alta energía y arenoso	S-5	C-2	V-3	G-4	R-2
I53.132	Salinidad variable, intermareal bajo, baja energía y fangoso	S-5	C-3	V-1	G-3	R-2
I53.142	Salinidad variable, intermareal bajo, baja energía y arenoso	S-5	C-3	V-1	G-4	R-2
I53.232	Salinidad variable, intermareal bajo, energía moderada y fangoso	S-5	C-3	V-2	G-3	R-2
I53.242	Salinidad variable, intermareal bajo, energía moderada y arenoso	S-5	C-3	V-2	G-4	R-2
I53.342	Salinidad variable, intermareal bajo, alta energía y arenoso	S-5	C-3	V-3	G-4	R-2

Tabla 5.6. Características físico-químicas de los biotopos pertenecientes a los tramos poli y euhalinos (tipos salinos 1, 2 y 5) identificados en las Marismas de Santoña al nivel de detalle 5.

BIOTOPOS MESOHALINOS/OLIGOHALINOS		Salinidad	Cota	Velocidad de la corriente	Granulometría	Renovación del agua
		ZONA SUBMAREAL				
S34.132	Salinidad variable, somero, baja energía y fangoso	S-3	C-4	V-1	G-3	R-2
S34.232	Salinidad variable, somero, energía moderada y fangoso	S-3	C-4	V-2	G-3	R-2
S34.332	Salinidad variable, somero, alta energía y fangoso	S-3	C-4	V-3	G-3	R-2
S35.132	Salinidad variable, profundo, baja energía y fangoso	S-3	C-5	V-1	G-3	R-2
S35.232	Salinidad variable, profundo, energía moderada y fangoso	S-3	C-5	V-2	G-3	R-2
S35.332	Salinidad variable, profundo, alta energía y fangoso	S-3	C-5	V-3	G-3	R-2
S44.132	Salinidad muy variable, somero, baja energía y fangoso	S-4	C-4	V-1	G-3	R-2
S44.142	Salinidad muy variable, somero, baja energía y arenoso	S-4	C-4	V-1	G-4	R-2
S44.232	Salinidad muy variable, somero, energía moderada y fangoso	S-4	C-4	V-2	G-3	R-2
S44.242	Salinidad muy variable, somero, energía moderada y arenoso	S-4	C-4	V-2	G-4	R-2
S44.332	Salinidad muy variable, somero, alta energía y fangoso	S-4	C-4	V-3	G-3	R-2
S45.132	Salinidad muy variable, profundo, baja energía y fangoso	S-4	C-5	V-1	G-3	R-2
S45.142	Salinidad muy variable, profundo, baja energía y arenoso	S-4	C-5	V-1	G-4	R-2
S45.232	Salinidad muy variable, profundo, energía moderada y fangoso	S-4	C-5	V-2	G-3	R-2
S45.242	Salinidad muy variable, profundo, energía moderada y arenoso	S-4	C-5	V-2	G-4	R-2
S45.332	Salinidad muy variable, profundo, alta energía y fangoso	S-4	C-5	V-3	G-3	R-2
		ZONA INTERMAREAL				
I31.131	Salinidad variable, intermareal alto, baja energía, fangoso y aislado	S-3	C-1	V-1	G-3	R-1
I31.132	Salinidad variable, intermareal alto, baja energía y fangoso	S-3	C-1	V-1	G-3	R-2
I31.232	Salinidad variable, intermareal alto, energía moderada y fangoso	S-3	C-1	V-2	G-3	R-2
I31.332	Salinidad variable, intermareal alto, alta energía y fangoso	S-3	C-1	V-3	G-3	R-2
I32.131	Salinidad variable, intermareal medio, baja energía, fangoso y aislado	S-3	C-2	V-1	G-3	R-1

Tabla 5.7. (Continúa)

BIOTOPOS MESOHALINOS/OLIGOHALINOS		Salinidad	Cota	Velocidad de la corriente	Granulometría	Renovación del agua
I32.132	Salinidad variable, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-3	C-2	V-1	G-3	R-2
I32.232	Salinidad variable, intermareal medio, energía moderada y fangoso	S-3	C-2	V-2	G-3	R-2
I32.332	Salinidad variable, intermareal medio, alta energía y fangoso	S-3	C-2	V-3	G-3	R-2
I33.131	Salinidad variable, intermareal bajo, baja energía, fangoso y aislado	S-3	C-3	V-1	G-3	R-1
I33.132	Salinidad variable, intermareal bajo, baja energía y fangoso	S-3	C-3	V-1	G-3	R-2
I33.232	Salinidad variable, intermareal bajo, energía moderada y fangoso	S-3	C-3	V-2	G-3	R-2
I41.132	Salinidad muy variable, intermareal alto, baja energía y fangoso	S-4	C-1	V-1	G-3	R-2
I42.132	Salinidad muy variable, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-4	C-2	V-1	G-3	R-2
I42.232	Salinidad muy variable, intermareal medio, energía moderada y fangoso	S-4	C-2	V-2	G-3	R-2
I42.332	Salinidad muy variable, intermareal medio, alta energía y fangoso	S-4	C-2	V-3	G-3	R-2
I43.132	Salinidad muy variable, intermareal medio, baja energía y fangoso	S-4	C-3	V-1	G-3	R-2
I43.232	Salinidad muy variable, intermareal medio, energía moderada y fangoso	S-4	C-3	V-2	G-3	R-2
I43.332	Salinidad muy variable, intermareal medio, alta energía y fangoso	S-4	C-3	V-3	G-3	R-2

Tabla 5.7. Características físico-químicas de los biotopos pertenecientes a los tramos meso y oligohalinos (tipos salinos 1, 2 y 5) identificados en las Marismas de Santoña al nivel de detalle 5.

5.3.2.3. Establecimiento de biotopos con el sistema de integración estadístico

La integración estadística de la información bruta relativa a todas las variables ambientales analizadas para la identificación de los biotopos, atendiendo a los cinco niveles de detalle, dio lugar a una clasificación diferente con respecto al procedimiento jerárquico anteriormente descrito (Figuras 5.50-5.54, Tablas 5.8-5.12). Dichas diferencias hacen referencia tanto a la caracterización de los biotopos como a su distribución espacial. El número de biotopos correspondiente a cada nivel de detalle se estableció de acuerdo con los resultados obtenidos con el procedimiento de integración jerárquica: 10 (5 intermareales y 5 submareales), 23 (13 intermareales y 10 submareales), 57 (34 intermareales y 23 submareales), 77 (45 intermareales y 32 submareales) y 93 (61 intermareales y 32 submareales) biotopos para los niveles de detalle 1 al 5 respectivamente. En todos los casos excepto en el nivel de detalle 1, el número de grupos final fue inferior al establecido inicialmente en la clasificación porque la probabilidad de acierto de uno de los grupos fue de cero según el análisis k-medias.

En las Figuras 5.50-5.54 y en las correspondientes Tablas 5.8-5.12 se presenta la distribución espacial de los biotopos identificados en los cinco niveles de detalle, así como sus características físico-químicas:

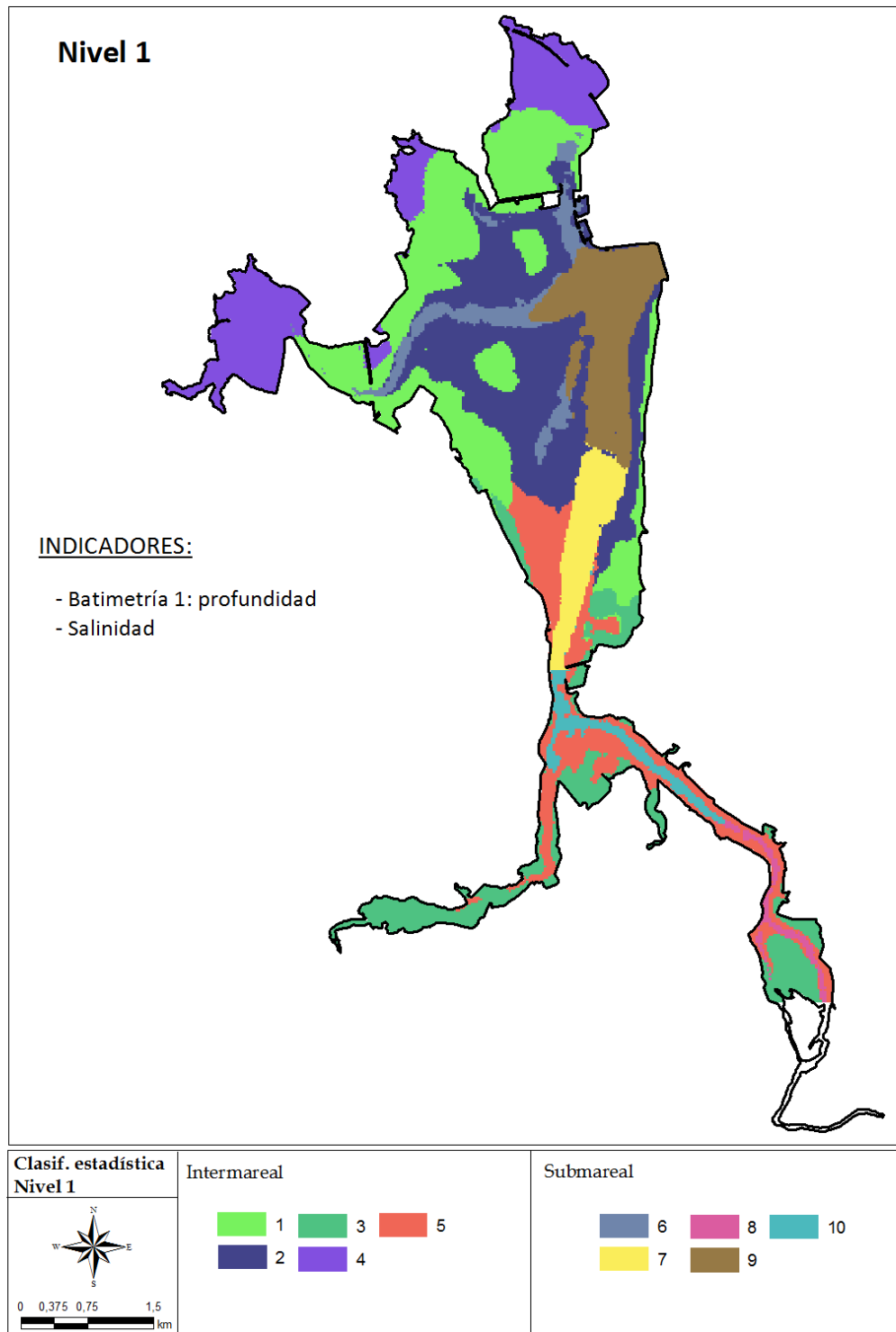


Figura 5.50. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 1 del sistema de clasificación estadístico.

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (%)	Rango (%)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
Intermareal:														
1	24,45	3,10	0,72	81,31	15,19	0,39	139,15	54,07	65,05	0,63	1,68	61,71	37,15	5,84
2	23,04	4,17	0,69	25,60	57,51	0,35	5,70	130,11	86,44	0,86	1,81	68,41	30,01	0,06
3	6,19	7,67	0,45	117,27	9,36	0,33	157,43	28,87	29,27	0,73	1,04	39,84	59,01	0,25
4	26,79	2,06	0,72	154,18	5,76	0,40	185,74	11,46	61,10	0,44	2,53	46,71	49,59	431,09
5	5,12	11,04	0,44	59,37	44,31	0,39	15,75	111,30	78,73	0,81	1,39	42,14	56,35	0,05
Submareal:														
6	25,47	3,02	0,71	11,63	59,00	0,39	4,78	137,30	4,13	1,09	2,32	81,57	18,42	0,08
7	9,51	12,96	0,53	4,24	115,65	0,27	2,84	155,74	4,20	1,56	3,07	74,94	18,94	0,05
8	0,02	5,61	0,10	31,74	29,75	0,49	25,25	100,99	3,59	1,35	0,95	41,73	56,97	0,05
9	24,52	4,24	0,66	4,76	109,76	0,24	3,29	136,06	6,40	1,98	2,45	85,38	14,18	0,04
10	1,21	16,03	0,30	17,76	68,38	0,40	2,75	162,15	4,31	2,03	1,35	45,76	52,45	0,04

⁽¹⁾ En el intermareal se muestra el porcentaje (%) de tiempo inundado y en el submareal la altura de la columna de agua (m).

Tabla 5.8. Características físico-químicas de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico (k-medias) del nivel de detalle 1: valor de las variables ambientales en el centroide del grupo asignado a cada biotopo.

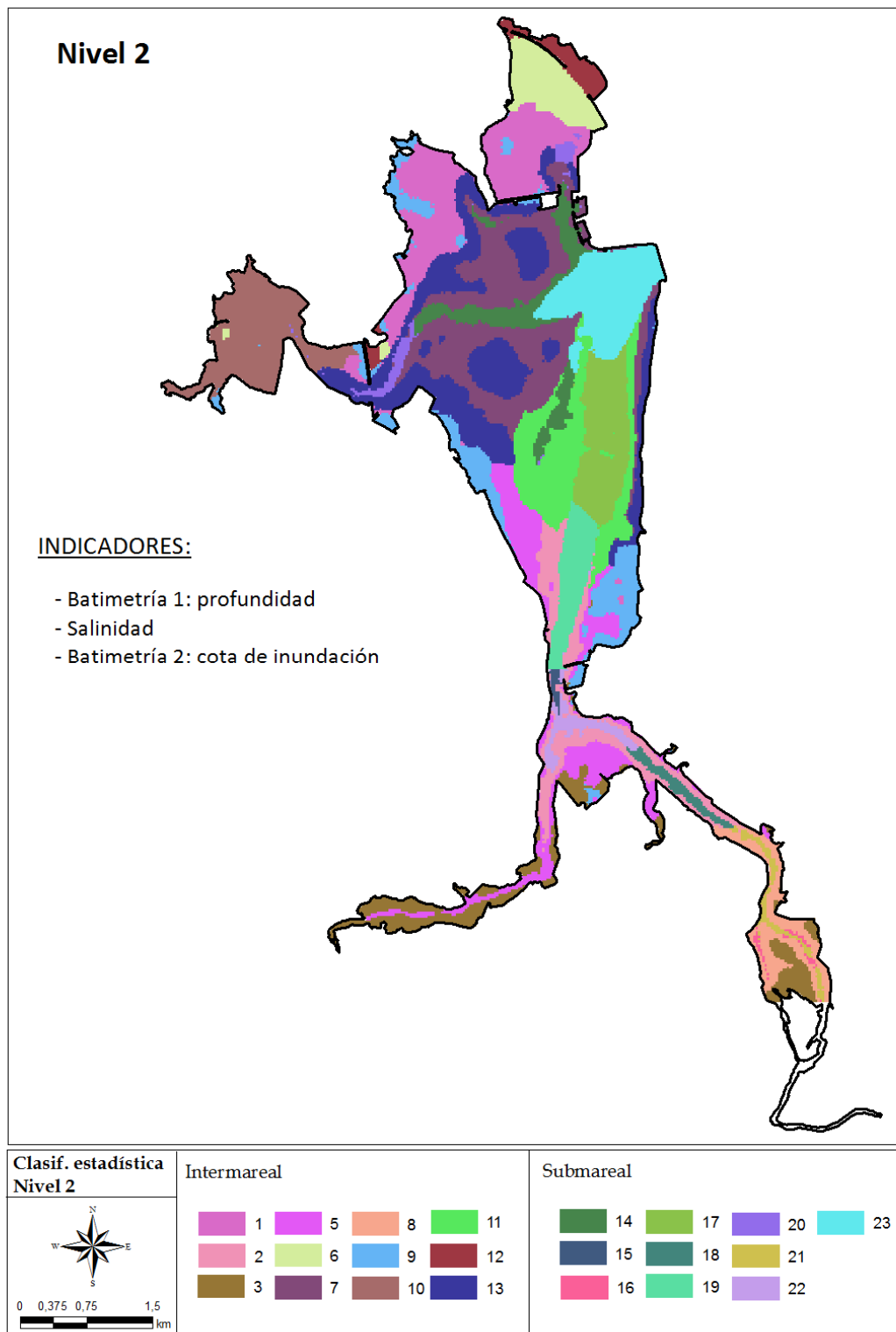


Figura 5.51. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 2 del sistema de clasificación estadístico.

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación (1)	Fricción de fondo (N/m²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m²/s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía								
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
Intermareal:														
1	26,36	2,27	0,74	109,41	10,37	0,42	160,56	32,41	73,79	0,54	1,42	55,80	42,93	18,69
2	3,84	13,85	0,43	55,25	59,28	0,38	4,70	138,04	85,15	0,92	1,46	42,50	55,94	0,05
3	4,20	7,80	0,40	124,57	8,38	0,29	152,73	21,93	15,63	0,61	0,79	36,11	62,62	0,04
5	8,50	9,39	0,58	81,99	24,27	0,37	59,15	70,85	62,78	0,78	1,40	42,25	56,18	0,06
6	27,47	1,89	0,76	144,97	6,33	0,43	182,08	13,67	74,67	0,86	1,30	46,99	51,36	948,83
7	25,12	3,18	0,71	25,95	49,45	0,37	4,91	131,84	86,88	0,95	1,76	70,84	27,42	0,06
8	0,04	5,94	0,13	88,65	19,65	0,47	78,50	69,19	72,28	0,80	0,93	39,83	58,94	0,05
9	18,92	5,22	0,67	108,38	5,02	0,34	340,93	28,38	35,47	0,73	1,74	54,00	45,48	4,21
10	26,56	1,93	0,73	145,85	7,96	0,43	135,12	13,45	68,23	0,03	3,75	49,87	44,36	16,79
11	17,96	6,70	0,65	8,45	85,77	0,30	4,17	139,56	93,60	0,75	1,94	62,02	36,68	0,07
12	27,65	2,41	0,62	100,86	1,93	0,24	206,27	4,03	16,86	1,29	1,41	44,83	53,28	1388,83
13	24,62	3,16	0,71	65,99	24,45	0,39	39,74	85,54	65,44	0,67	1,75	67,55	31,24	0,11
Submareal:														
14	25,24	3,31	0,70	8,13	68,60	0,36	3,16	153,37	4,37	1,23	2,47	86,91	13,47	0,07
15	2,08	17,95	0,38	10,42	76,51	0,34	2,54	178,01	5,08	7,01	1,47	39,35	58,91	0,03
16	0,01	4,34	0,09	60,11	21,96	0,48	99,75	57,77	3,25	0,77	0,90	36,32	62,72	0,06
17	18,08	7,54	0,61	3,55	131,00	0,24	3,17	139,69	4,41	1,37	2,70	79,41	16,96	0,05
18	0,20	14,06	0,19	25,44	60,90	0,45	2,71	157,21	3,81	1,89	1,25	53,19	44,79	0,03
19	6,09	15,33	0,49	4,72	105,25	0,28	2,76	160,43	4,35	1,66	3,23	72,55	19,86	0,04
20	26,22	2,26	0,73	22,02	33,88	0,44	10,01	81,02	3,57	0,58	1,82	63,47	35,05	0,09
21	0,02	5,65	0,10	24,37	31,11	0,50	5,63	110,53	3,69	1,54	0,95	42,62	56,03	0,05
22	1,69	16,78	0,35	14,01	70,88	0,39	2,82	161,81	4,47	1,20	1,38	42,11	56,25	0,05
23	26,56	3,26	0,67	5,27	101,53	0,24	3,32	136,07	7,46	2,37	2,37	88,02	13,00	0,04

⁽¹⁾ En el intermareal se muestra el porcentaje (%) de tiempo inundado y en el submareal la altura de la columna de agua (m).

Tabla 5.9. Características físico-químicas de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico (k-medias) del nivel de detalle 2: valor de las variables ambientales en el centroide del grupo asignado a cada biotopo.

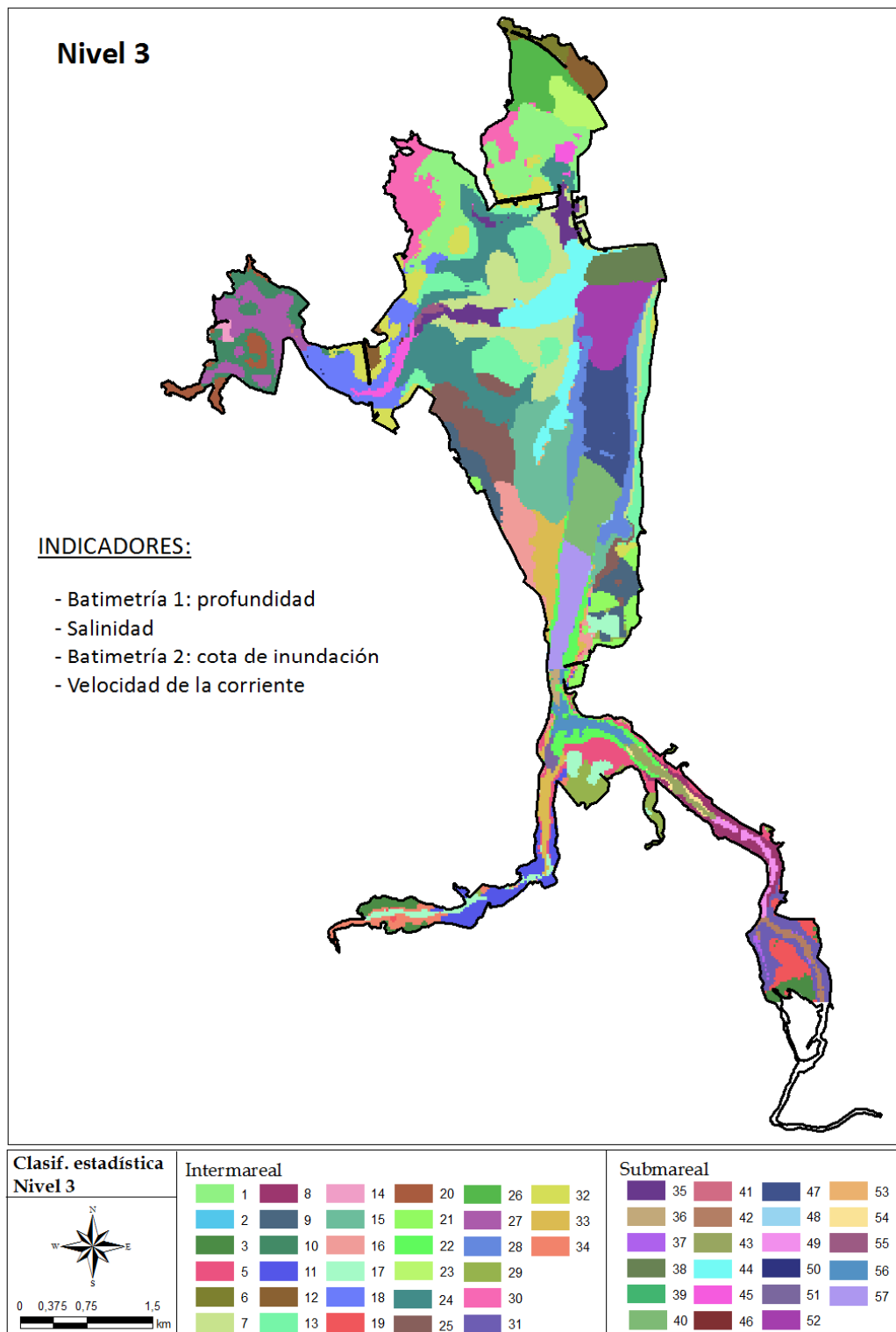


Figura 5.52. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 3 del sistema de clasificación estadístico.

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación (1)	Fricción de fondo (N/m²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m²/s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía								
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
Intermareal:														
1	26,62	2,21	0,74	84,17	12,61	0,42	88,73	42,18	79,86	0,58	1,26	56,66	42,27	21,05
2	2,64	17,71	0,41	6,20	79,54	0,32	2,51	173,91	99,97	0,91	3,53	62,67	25,49	0,03
3	3,16	6,07	0,23	63,68	1,63	0,27	113,82	4,54	6,13	0,46	0,63	33,63	65,29	0,02
5	3,17	12,99	0,47	181,95	24,42	0,40	13,71	86,87	55,47	0,81	1,28	45,78	52,48	0,05
6	27,39	2,16	0,72	190,53	2,15	0,36	283,79	4,38	19,99	1,08	1,28	32,71	65,19	1422,57
7	25,87	3,08	0,70	21,24	58,95	0,34	4,31	135,39	88,35	1,18	1,81	73,97	24,15	0,05
8	0,19	10,85	0,19	87,67	34,33	0,46	4,61	124,35	84,07	1,06	1,10	49,83	48,24	0,04
9	15,59	6,48	0,67	31,82	5,93	0,36	480,50	41,29	45,82	0,78	1,72	55,84	44,14	0,59
10	26,75	1,80	0,73	203,87	5,28	0,44	194,29	9,28	61,79	0,46	3,75	49,05	45,12	0,03
11	4,55	9,51	0,49	56,99	24,47	0,25	41,25	57,12	17,55	0,27	0,85	35,83	62,78	0,06
12	27,80	2,53	0,56	53,93	1,83	0,18	163,05	3,87	15,47	1,43	1,49	51,52	46,71	1359,22
13	26,53	2,68	0,71	91,55	28,65	0,36	25,88	91,20	57,19	0,71	1,73	72,82	26,17	0,03
14	26,89	1,69	0,75	178,04	5,23	0,44	168,28	8,64	76,99	0,30	3,94	44,67	49,63	894,25
15	17,30	6,56	0,66	9,86	66,47	0,33	4,41	141,59	91,98	0,68	1,89	55,63	42,56	0,05
16	13,07	7,74	0,65	46,77	26,44	0,37	75,22	80,09	58,02	0,70	1,67	39,43	58,75	0,02
17	6,63	8,68	0,56	69,83	15,69	0,39	75,23	42,87	77,26	0,51	1,13	42,56	56,25	0,11
18	25,86	2,23	0,74	56,16	24,27	0,42	53,06	48,55	84,75	0,73	2,43	63,05	34,56	1,32
19	0,29	5,96	0,23	238,53	4,79	0,38	299,14	15,71	35,85	0,58	0,87	35,64	63,42	0,04
20	25,43	2,92	0,61	180,94	1,69	0,35	200,92	3,01	19,54	-2,56	3,89	47,36	47,23	0,01
21	16,46	6,17	0,64	83,93	3,37	0,27	163,67	16,07	12,36	0,88	1,70	53,33	47,08	2,65
22	2,72	16,37	0,39	33,91	70,69	0,35	4,09	149,80	88,46	1,12	1,50	42,96	55,52	0,05
23	27,11	1,99	0,76	88,05	7,97	0,41	93,93	16,84	85,95	0,85	1,30	54,72	43,89	998,98
24	24,55	3,11	0,72	33,00	34,22	0,42	6,55	123,39	84,42	0,64	1,64	66,48	32,04	0,08
25	18,04	5,57	0,68	24,31	18,93	0,38	81,40	85,14	68,14	0,61	1,72	60,71	38,01	0,06

Tabla 5.10. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (%)	Rango (%)	Inundación			Sequía								
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
26	27,71	1,83	0,75	176,83	5,37	0,44	235,43	11,90	67,92	0,86	1,23	42,47	55,82	916,70
27	26,91	1,67	0,75	103,66	9,90	0,46	86,44	16,83	86,76	0,48	3,82	48,94	44,84	8,91
28	19,61	6,49	0,63	6,78	108,97	0,26	3,60	136,79	95,41	0,88	2,01	71,77	27,38	0,09
29	6,78	10,20	0,61	179,70	3,80	0,31	261,48	17,69	30,24	1,87	1,25	46,08	52,37	0,14
30	25,90	2,42	0,75	174,38	5,63	0,39	324,82	16,06	59,28	0,43	1,43	47,27	51,28	17,59
31	0,03	4,70	0,11	74,80	19,19	0,47	85,60	55,53	73,08	0,84	0,89	36,99	62,03	0,05
32	26,19	2,49	0,72	147,06	9,27	0,37	213,13	36,25	47,66	0,70	1,83	64,11	34,63	5,51
33	7,56	10,79	0,57	20,62	57,12	0,36	5,91	128,57	83,22	0,61	1,57	36,67	62,01	0,05
34	6,18	6,52	0,44	130,90	4,66	0,35	114,57	9,54	13,57	0,36	0,47	32,70	65,98	0,05
Submareal:														
35	26,66	2,54	0,72	10,01	61,56	0,41	3,42	156,10	4,43	1,32	2,41	89,73	11,81	0,07
36	2,09	17,95	0,38	9,30	76,81	0,34	2,49	178,42	5,10	7,36	1,47	39,40	58,86	0,03
37	0,01	4,93	0,11	73,11	14,07	0,48	156,57	42,01	3,20	0,37	0,90	37,38	61,57	0,07
38	28,06	2,65	0,67	5,83	93,67	0,25	3,05	149,80	11,34	2,86	2,28	89,88	12,07	0,04
39	2,51	16,76	0,39	102,76	59,94	0,37	5,86	144,43	4,37	1,67	1,40	39,94	58,36	0,04
40	12,25	10,95	0,57	3,69	126,53	0,25	2,90	151,86	4,16	1,40	2,93	77,96	17,75	0,05
41	26,61	1,80	0,75	59,46	18,86	0,43	53,38	30,26	2,26	0,87	3,92	55,20	37,30	0,00
42	0,00	3,71	0,07	28,95	30,85	0,50	20,92	81,09	3,39	1,59	0,88	36,29	62,79	0,05
43	0,24	14,76	0,20	11,61	65,62	0,44	2,68	162,05	3,93	2,06	1,29	53,30	44,68	0,03
44	25,17	3,59	0,69	6,48	78,81	0,29	3,03	147,34	5,03	1,30	2,47	86,39	13,75	0,05
45	26,33	2,21	0,73	21,25	33,51	0,44	7,57	80,13	3,62	0,57	1,78	63,66	35,00	0,09
46	25,61	2,39	0,74	55,18	34,93	0,44	140,00	80,82	3,21	0,36	2,08	64,73	33,27	0,16
47	19,63	6,67	0,62	3,53	132,08	0,24	3,24	136,18	4,49	1,37	2,65	79,65	16,72	0,05
48	11,72	11,03	0,56	4,46	114,46	0,27	3,29	144,86	3,06	0,49	1,85	61,71	40,23	0,07
49	0,03	7,82	0,12	25,05	32,72	0,50	3,19	133,41	3,87	1,31	1,03	48,15	50,10	0,04

Tabla 5.10. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
50	26,30	1,95	0,75	26,82	28,60	0,42	12,35	45,28	2,44	0,51	3,24	63,05	32,67	0,14
51	3,01	13,06	0,45	10,58	50,21	0,46	2,79	153,90	4,57	0,14	1,28	38,97	59,68	0,08
52	25,43	3,81	0,66	4,15	116,74	0,22	3,52	125,37	5,84	2,46	2,41	86,51	13,74	0,04
53	23,09	4,22	0,69	7,69	68,99	0,35	2,81	156,35	3,19	1,04	1,90	66,30	31,33	0,06
54	0,17	13,98	0,19	75,33	56,83	0,45	2,68	148,15	3,66	1,58	1,24	52,81	45,18	0,03
55	25,72	2,53	0,72	12,80	50,76	0,47	4,36	140,56	4,53	0,92	2,49	88,50	12,66	0,22
56	1,31	17,75	0,33	9,71	76,00	0,37	2,64	165,33	4,48	1,50	1,40	42,42	55,87	0,04
57	4,65	16,42	0,46	5,08	98,27	0,28	2,71	162,93	4,32	1,74	3,32	70,58	20,57	0,04

⁽¹⁾ En el intermareal se muestra el porcentaje (%) de tiempo inundado y en el submareal la altura de la columna de agua (m).

Tabla 5.10. Características físico-químicas de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico (k-medias) del nivel de detalle 3: valor de las variables ambientales en el centroide del grupo asignado a cada biotopo.

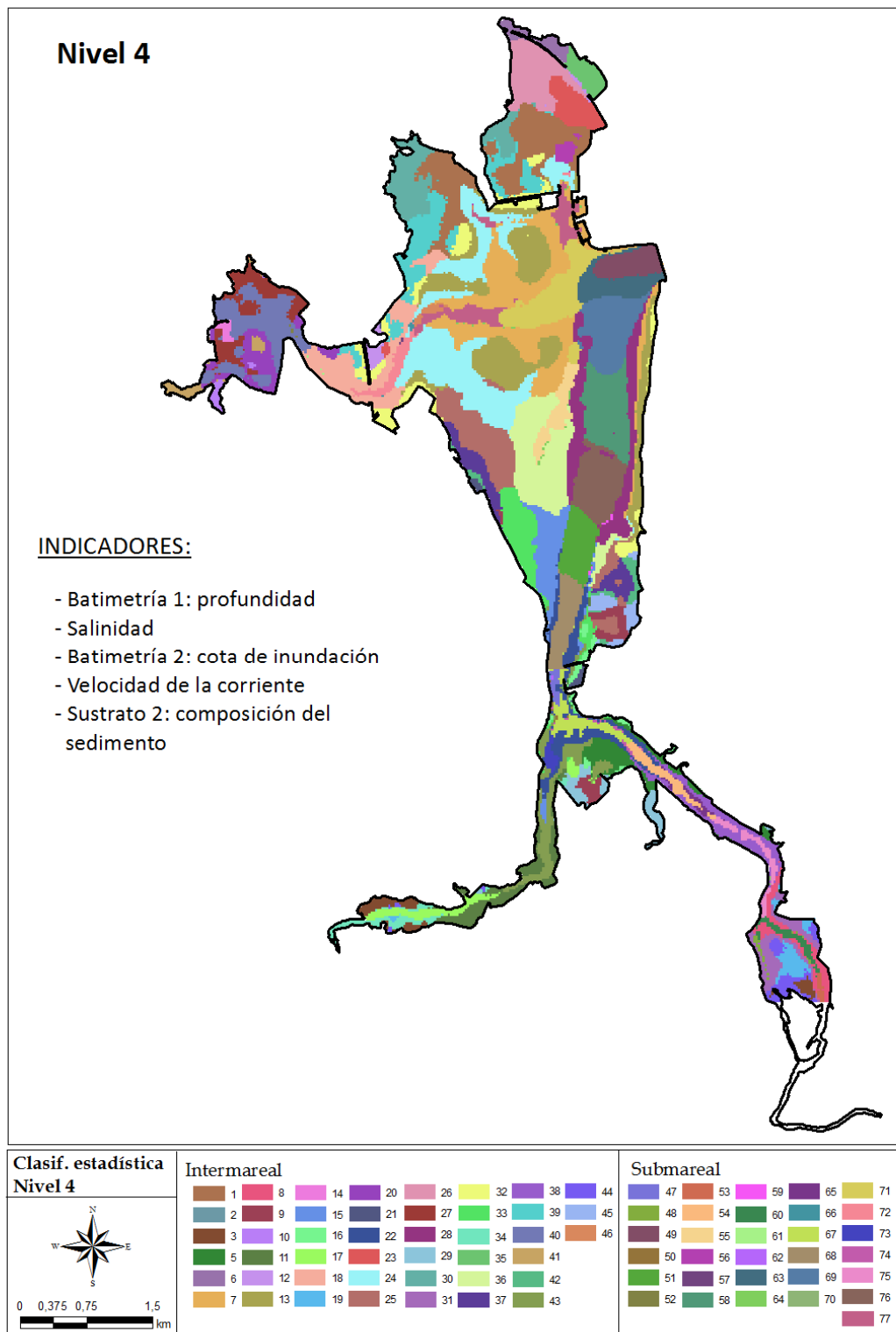


Figura 5.53. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 4 del sistema de clasificación estadístico.

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación (1)	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
Intermareal:														
1	26,68	2,20	0,74	78,48	13,46	0,43	63,64	46,33	80,78	0,60	1,22	55,85	43,13	24,94
2	2,64	17,71	0,41	6,20	79,54	0,32	2,51	173,91	99,97	0,91	3,53	62,67	25,49	0,03
3	4,61	6,29	0,23	45,71	1,48	0,26	46,12	3,12	2,75	0,26	0,52	32,71	66,08	0,03
5	2,79	13,35	0,46	227,83	23,70	0,40	16,94	82,30	55,99	0,88	1,30	48,65	49,47	0,04
6	27,38	2,16	0,72	191,92	2,15	0,36	284,56	4,40	20,20	1,09	1,28	32,61	65,28	1421,70
7	25,98	3,00	0,70	20,21	58,19	0,35	4,08	136,98	89,13	1,18	1,78	73,60	24,57	0,05
8	0,01	4,10	0,08	42,66	28,88	0,49	20,13	85,63	75,80	1,31	0,88	37,03	61,97	0,04
9	8,62	9,33	0,62	100,49	4,63	0,41	393,53	23,03	45,59	0,58	1,53	49,48	49,83	0,86
10	25,39	2,84	0,62	326,76	1,80	0,33	479,50	2,89	14,49	0,57	3,84	49,80	45,06	0,03
11	4,44	9,63	0,49	57,17	23,24	0,25	42,65	55,60	13,20	0,23	0,84	35,73	62,88	0,06
12	26,10	2,78	0,66	127,59	3,73	0,23	226,94	11,29	28,08	3,06	2,12	60,41	37,60	973,57
13	26,27	2,78	0,71	89,22	30,09	0,36	21,01	93,66	58,73	0,72	1,74	72,78	26,05	0,03
14	26,89	1,69	0,75	177,38	5,25	0,44	167,86	8,66	77,30	0,30	3,94	44,69	49,61	885,58
15	9,71	10,43	0,60	12,56	68,70	0,34	5,09	132,12	87,10	0,66	1,74	38,22	60,56	0,04
16	12,41	7,60	0,66	270,28	16,08	0,33	44,59	57,99	25,64	0,57	1,48	44,82	53,61	0,03
17	6,29	6,61	0,53	79,69	14,59	0,36	70,49	28,60	65,53	0,59	0,68	36,17	62,45	0,07
18	25,86	2,23	0,74	54,17	24,61	0,42	47,39	49,13	85,52	0,75	2,40	63,05	34,62	1,47
19	0,36	5,72	0,23	298,21	4,90	0,40	291,31	15,56	37,42	0,51	0,86	35,49	63,56	0,04
20	26,53	1,95	0,73	161,56	5,66	0,42	154,06	10,01	50,96	0,53	3,81	54,24	39,84	0,05
21	22,87	4,44	0,51	131,97	3,06	0,23	211,55	19,07	11,00	1,40	1,58	45,90	52,29	0,37
22	2,61	16,08	0,40	32,31	67,63	0,36	4,05	150,76	88,36	1,06	1,47	42,15	56,32	0,05
23	27,15	1,97	0,76	87,67	8,05	0,42	89,67	16,77	87,43	0,72	1,27	54,47	44,16	999,53
24	24,14	3,26	0,71	33,05	32,68	0,42	7,49	120,44	83,38	0,61	1,66	66,16	32,36	0,07
25	16,80	6,04	0,68	23,96	18,17	0,39	94,73	77,69	70,33	0,60	1,70	58,65	40,12	0,10

Tabla 5.11. (Continúa)

Biotopo	Salinidad			Inundación			Sequía			Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (%)	Rango (%)		Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº			Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
26	27,71	1,83		0,75	176,62	5,40	0,44	234,58	12,00	67,95	0,86	1,23	42,53	55,76	915,09
27	26,62	1,88		0,73	229,13	4,78	0,43	212,42	8,38	65,19	0,46	3,68	44,98	49,37	0,01
28	19,62	6,49		0,63	6,81	109,15	0,26	3,71	136,32	95,35	0,88	2,00	71,94	27,26	0,09
29	6,24	10,53		0,60	164,64	3,04	0,26	223,68	13,30	29,67	2,75	1,19	45,98	52,35	0,00
30	25,83	2,45		0,74	183,03	5,46	0,39	319,95	16,27	57,66	0,45	1,39	44,00	54,57	20,74
31	0,03	5,37		0,15	103,92	11,31	0,45	141,94	35,95	69,74	0,49	0,91	37,38	61,61	0,05
32	26,23	2,57		0,71	136,90	10,29	0,37	159,95	47,42	41,18	0,70	1,75	65,76	33,74	1,47
33	12,87	7,92		0,65	33,41	27,21	0,38	73,18	80,80	61,14	0,72	1,70	38,58	59,63	0,02
34	6,23	6,49		0,44	134,32	3,99	0,35	115,41	8,24	9,43	0,30	0,46	32,38	66,31	0,05
35	28,42	2,42		0,53	25,59	1,22	0,17	138,20	1,28	11,74	0,84	1,24	48,05	50,27	1500,00
36	17,73	6,35		0,67	10,07	65,42	0,33	4,30	142,77	91,87	0,69	1,91	56,57	41,51	0,05
37	16,31	6,21		0,67	24,33	6,97	0,36	498,75	48,04	49,01	0,75	1,71	55,80	43,91	0,41
38	0,20	11,31		0,19	88,47	35,82	0,46	4,66	125,00	84,30	1,07	1,12	50,45	47,60	0,04
39	26,15	2,31		0,75	132,54	7,71	0,40	275,65	21,49	67,22	0,48	1,64	60,07	38,35	4,39
40	26,92	1,67		0,75	100,84	10,08	0,46	84,45	17,14	86,87	0,47	3,83	49,27	44,48	8,58
41	25,16	3,36		0,55	90,16	0,91	0,36	73,27	1,63	10,28	-7,10	3,99	45,11	49,75	0,00
42	17,54	5,71		0,66	28,92	1,34	0,30	421,13	19,44	21,46	0,95	1,76	58,80	42,73	0,54
43	4,19	11,30		0,50	53,44	30,88	0,38	13,69	94,85	67,80	0,46	1,18	38,77	59,82	0,08
44	0,58	6,16		0,23	117,93	2,59	0,28	279,57	9,61	16,28	0,79	0,83	35,33	63,77	0,02
45	13,84	7,06		0,65	36,48	1,82	0,28	95,67	6,86	10,02	0,75	1,75	55,78	45,10	2,08
Submareal:															
46	25,72	2,53		0,72	12,80	50,76	0,47	4,36	140,56	4,53	0,92	2,49	88,50	12,66	0,22
47	2,07	18,00		0,38	7,43	77,16	0,34	2,42	178,99	5,13	7,44	1,47	39,37	58,88	0,03
48	0,01	4,93		0,11	73,11	14,07	0,48	156,57	42,01	3,20	0,37	0,90	37,38	61,57	0,07
49	28,19	2,61		0,67	5,01	94,18	0,25	2,93	150,84	12,54	2,85	2,27	89,97	12,06	0,04

Tabla 5.11. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación (1)	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
50	3,33	16,10	0,43	126,76	58,74	0,36	2,72	145,71	4,23	1,68	1,42	39,91	58,41	0,03
51	8,01	13,86	0,52	4,06	116,23	0,26	2,82	156,88	4,31	1,46	3,09	75,86	18,62	0,05
52	26,61	1,80	0,75	59,46	18,86	0,43	53,38	30,26	2,26	0,87	3,92	55,20	37,30	0,00
53	0,00	1,93	0,03	13,66	41,23	0,54	7,11	91,43	3,25	3,75	0,79	35,57	63,75	0,04
54	0,25	14,95	0,21	9,60	66,82	0,43	2,68	162,97	3,93	2,11	1,30	53,34	44,64	0,03
55	20,78	5,33	0,67	6,22	75,17	0,31	2,75	159,37	3,50	0,81	2,65	80,96	16,39	0,05
56	27,49	2,05	0,73	27,38	20,92	0,45	10,31	64,70	4,78	0,24	1,20	61,64	37,40	0,12
57	25,64	2,37	0,74	59,37	35,45	0,44	154,30	79,33	3,35	0,36	2,09	64,77	33,27	0,07
58	20,18	6,37	0,63	3,54	131,57	0,23	3,27	134,87	4,59	1,28	2,62	79,78	16,65	0,05
59	11,72	11,03	0,56	4,46	114,46	0,27	3,29	144,86	3,06	0,49	1,85	61,71	40,23	0,07
60	0,01	4,19	0,08	33,05	28,07	0,48	24,63	78,31	3,43	1,00	0,90	36,49	62,54	0,05
61	26,30	1,95	0,75	26,82	28,60	0,42	12,35	45,28	2,44	0,51	3,24	63,05	32,67	0,14
62	3,01	16,55	0,43	62,49	65,77	0,35	4,14	160,03	4,11	6,15	1,49	39,82	58,43	0,03
63	27,36	2,94	0,67	5,70	98,09	0,24	3,23	140,81	7,51	3,07	2,32	89,15	12,42	0,04
64	23,17	4,16	0,69	7,87	67,52	0,36	2,81	156,74	3,21	1,04	1,86	66,06	31,69	0,06
65	0,12	13,20	0,17	65,58	53,64	0,46	2,71	148,70	3,75	1,64	1,20	52,96	45,04	0,03
66	25,62	2,42	0,73	25,12	39,01	0,45	16,95	97,58	3,40	0,49	2,03	64,71	33,34	0,27
67	1,34	17,79	0,33	7,85	76,15	0,37	2,63	166,09	4,50	1,52	1,39	42,13	56,16	0,04
68	3,67	17,17	0,44	5,51	91,76	0,29	2,68	164,85	4,40	1,91	3,40	68,50	21,38	0,04
69	24,81	4,10	0,65	3,93	121,84	0,22	3,61	121,99	5,61	2,19	2,44	85,61	14,16	0,04
70	0,02	6,84	0,11	93,05	23,57	0,48	2,95	120,17	3,67	2,65	1,01	48,25	50,21	0,04
71	26,73	2,97	0,70	6,69	80,19	0,28	3,15	143,05	5,55	1,45	2,41	88,29	12,84	0,05
72	25,79	2,29	0,74	18,16	39,41	0,43	6,25	86,84	3,06	0,74	2,05	64,60	33,90	0,07
73	3,01	13,06	0,45	10,58	50,21	0,46	2,79	153,90	4,57	0,14	1,28	38,97	59,68	0,08
74	0,81	17,23	0,29	54,63	70,14	0,39	4,27	150,23	4,09	1,12	1,39	46,29	51,84	0,05

Tabla 5.11. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (%)	Rango (%)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
75	0,03	7,84	0,12	23,65	32,91	0,50	3,20	133,68	3,88	1,28	1,03	48,15	50,10	0,04
76	14,55	9,50	0,58	3,56	130,59	0,25	2,96	148,69	4,00	1,46	2,86	78,48	17,43	0,06
77	26,66	2,54	0,72	10,00	61,58	0,41	3,41	156,00	4,42	1,32	2,41	89,72	11,82	0,07

⁽¹⁾ En el intermareal se muestra el porcentaje (%) de tiempo inundado y en el submareal la altura de la columna de agua (m).

Tabla 5.11. Características físico-químicas de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico (k-medias) del nivel de detalle 4: valor de las variables ambientales en el centroide del grupo asignado a cada biotopo.

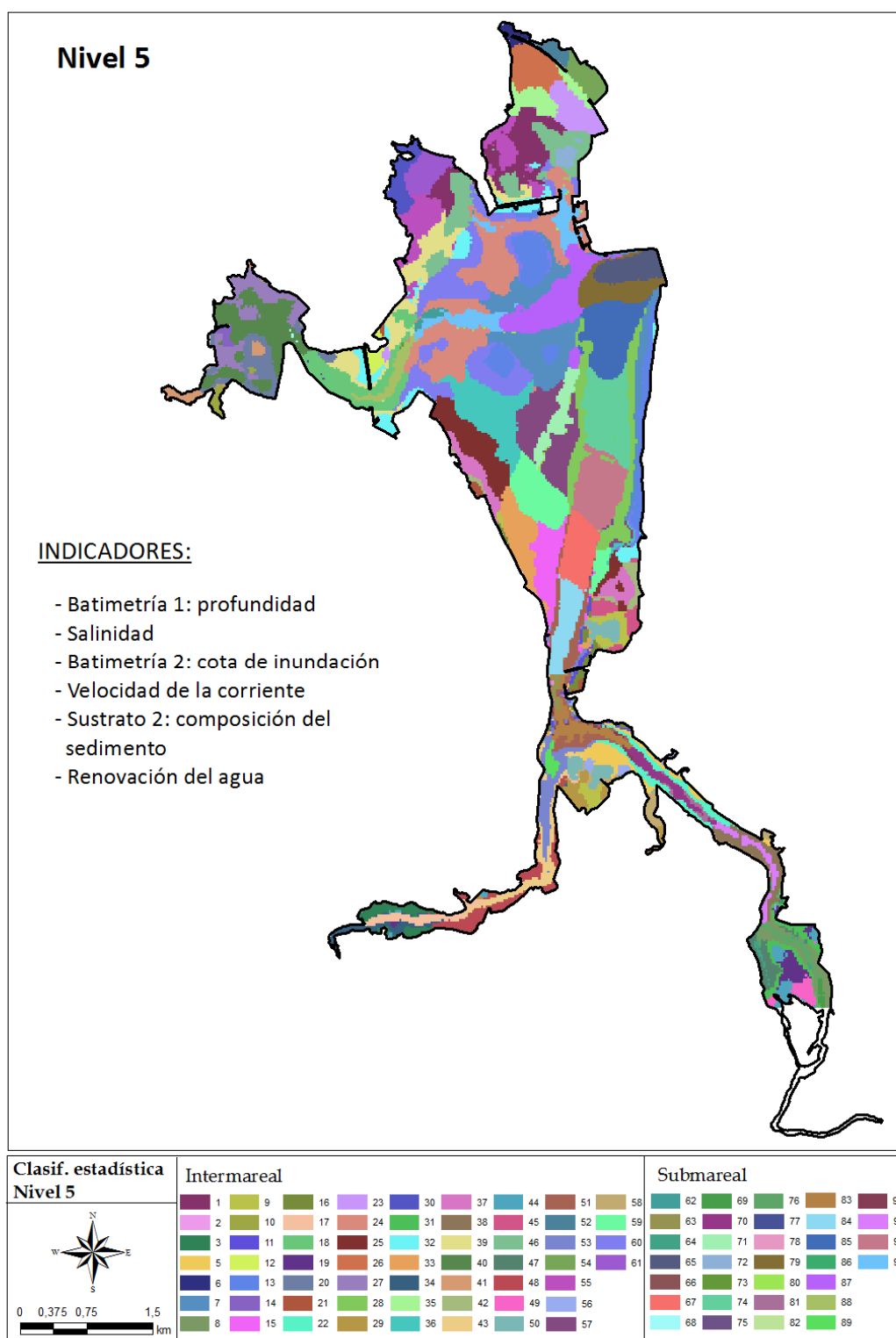


Figura 5.54. Distribución de los biotopos identificados en las Marismas de Santoña de acuerdo con el nivel de detalle 5 del sistema de clasificación estadístico.

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
Intermareal:														
1	26,99	2,12	0,74	104,72	10,90	0,44	108,58	41,95	72,55	0,52	1,16	54,46	44,61	46,93
2	2,64	17,71	0,41	6,20	79,54	0,32	2,51	173,91	99,97	0,91	3,53	62,67	25,49	0,03
3	5,96	7,03	0,27	52,65	1,23	0,25	46,83	2,55	2,66	0,25	0,44	31,68	66,95	0,03
5	2,58	13,83	0,45	208,72	27,92	0,41	10,63	90,90	57,74	0,87	1,32	48,43	49,67	0,04
6	26,03	2,81	0,71	238,98	1,25	0,22	271,73	2,22	23,89	1,57	1,29	26,21	71,59	1310,83
7	25,55	3,31	0,70	29,81	61,58	0,30	5,84	123,80	83,64	1,19	1,92	76,07	21,99	0,04
8	0,01	3,65	0,07	40,38	29,91	0,49	31,10	77,64	74,22	1,34	0,86	35,67	63,43	0,04
9	8,94	9,14	0,62	103,07	3,96	0,41	412,87	21,70	40,80	0,60	1,53	49,40	49,89	0,95
10	25,39	2,84	0,62	325,75	1,76	0,33	482,01	2,78	14,40	0,56	3,86	49,65	45,17	0,03
11	9,71	9,73	0,62	139,32	37,94	0,35	33,18	97,24	40,33	0,56	1,55	43,66	54,96	0,06
12	25,77	2,86	0,66	136,87	3,91	0,22	226,13	12,59	25,39	3,50	2,33	62,89	35,01	967,19
13	27,68	2,35	0,71	100,68	28,54	0,35	41,86	84,32	51,42	0,75	1,73	76,12	23,25	0,01
14	26,89	1,69	0,75	178,04	5,23	0,44	168,28	8,64	76,99	0,30	3,94	44,67	49,63	894,25
15	9,62	10,49	0,61	12,93	65,26	0,34	5,21	128,94	84,34	0,66	1,77	36,04	62,62	0,04
16	15,93	6,05	0,68	206,57	12,69	0,30	99,47	47,79	21,20	0,64	1,55	43,45	55,08	0,03
17	6,23	6,11	0,50	87,61	13,10	0,35	79,29	23,94	64,73	0,64	0,56	35,15	63,49	0,05
18	25,91	2,17	0,74	42,02	29,45	0,43	28,75	56,10	88,31	0,80	2,50	63,18	34,39	0,56
19	0,37	5,66	0,24	315,38	3,99	0,40	313,14	11,81	36,51	0,50	0,86	35,33	63,75	0,04
20	26,55	1,93	0,73	159,96	5,57	0,42	150,72	9,87	50,50	0,54	3,83	54,03	39,99	0,05
21	24,51	4,22	0,45	89,03	2,17	0,24	224,00	15,33	16,80	1,77	1,68	49,21	48,82	0,88
22	0,48	14,67	0,25	106,87	51,53	0,43	4,17	136,36	86,81	1,35	1,27	51,73	46,27	0,04
23	27,16	1,96	0,76	86,88	8,13	0,42	87,37	16,93	88,15	0,72	1,27	54,55	44,08	1000,00
24	26,17	2,62	0,72	24,26	45,99	0,42	3,63	140,17	90,26	0,90	1,60	69,27	29,28	0,07
25	17,08	5,91	0,68	24,26	14,04	0,38	149,12	71,22	63,25	0,63	1,69	58,85	40,02	0,14

Tabla 5.12. (Continúa)

Biotopo	Salinidad		Inundación			Sequía			Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (%)	Rango (%)	Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº			Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
26	28,05	1,66	0,76	180,59	4,86	0,47	237,46	9,12	74,99	1,07	1,26	38,68	59,41	947,62
27	26,62	1,88	0,73	230,47	4,76	0,43	213,90	8,35	64,97	0,45	3,68	45,05	49,29	0,01
28	19,06	6,80	0,63	6,04	112,81	0,26	3,45	136,91	96,10	0,85	1,99	71,86	27,55	0,10
29	6,97	9,95	0,62	152,82	1,79	0,27	259,60	8,69	17,18	1,83	1,18	43,21	55,22	0,00
30	25,05	2,74	0,73	247,03	4,61	0,37	366,33	12,03	51,36	0,49	1,51	38,69	59,60	11,39
31	0,04	5,62	0,17	131,34	11,29	0,43	152,44	37,23	54,18	0,63	0,90	36,35	62,65	0,04
32	26,01	2,62	0,71	158,54	9,44	0,36	174,13	41,62	38,71	0,78	1,77	64,85	34,62	1,81
33	13,13	7,82	0,65	26,98	25,87	0,38	77,60	80,17	60,80	0,71	1,71	37,99	60,14	0,02
34	6,25	5,95	0,45	147,94	3,76	0,38	128,97	6,88	11,10	0,31	0,40	32,27	66,45	0,06
35	27,24	2,09	0,74	160,93	5,91	0,38	226,64	15,06	57,63	0,61	1,20	48,26	50,30	890,54
36	19,45	5,09	0,69	20,67	29,45	0,39	16,66	113,17	80,76	0,57	1,77	63,48	34,83	0,04
37	16,30	6,21	0,67	23,70	6,16	0,36	542,34	46,05	47,59	0,78	1,71	55,96	43,87	0,44
38	0,06	8,69	0,15	71,07	25,88	0,47	5,70	116,18	80,21	0,85	1,02	47,24	50,92	0,05
39	25,84	2,37	0,74	107,02	10,79	0,40	175,35	26,28	72,90	0,56	1,93	62,46	35,67	3,90
40	26,92	1,67	0,75	101,71	9,94	0,46	85,34	16,92	86,79	0,47	3,83	49,15	44,60	9,14
41	25,16	3,37	0,55	89,62	0,87	0,36	72,78	1,56	9,84	-7,28	3,99	44,98	49,91	0,00
42	17,73	5,63	0,66	25,31	1,15	0,29	413,67	19,08	21,27	0,88	1,77	59,51	42,25	0,55
43	4,19	9,86	0,50	53,99	30,71	0,33	24,57	76,15	50,47	0,47	0,98	36,51	62,14	0,08
44	0,88	6,56	0,25	131,32	2,14	0,27	339,95	8,99	15,73	0,94	0,82	35,24	63,80	0,02
45	13,62	7,14	0,65	28,75	1,33	0,28	89,10	5,19	10,04	0,78	1,74	55,59	45,20	2,20
46	26,65	2,23	0,73	50,38	17,18	0,43	35,21	57,30	88,86	0,51	1,27	60,62	38,31	6,03
47	0,02	5,31	0,14	82,62	9,68	0,47	146,00	31,89	84,10	0,28	0,92	38,80	60,17	0,06
48	4,51	9,53	0,48	56,60	21,80	0,24	44,77	52,54	8,25	0,17	0,81	35,59	63,00	0,06
49	0,11	4,90	0,19	81,83	3,32	0,31	104,92	8,00	7,77	0,37	0,82	35,42	63,81	0,02
50	7,27	10,13	0,59	70,27	11,74	0,44	73,49	47,99	84,24	0,43	1,48	47,57	51,35	0,16

Tabla 5.12. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación ⁽¹⁾	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía								
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
51	3,36	16,54	0,42	17,43	76,55	0,33	3,71	153,21	90,66	1,12	1,56	41,31	57,31	0,05
52	28,40	1,67	0,73	160,53	2,83	0,46	295,94	6,00	17,76	0,72	1,27	37,47	60,49	1495,15
53	3,48	12,32	0,48	36,01	42,30	0,41	5,04	131,25	80,49	0,52	1,25	38,27	60,38	0,07
54	28,42	2,42	0,53	25,83	1,23	0,17	139,18	1,30	11,95	0,85	1,24	48,08	50,24	1495,56
55	26,45	2,26	0,75	146,75	5,62	0,40	357,58	18,28	57,67	0,38	1,43	54,79	43,86	15,08
56	4,42	11,48	0,54	378,38	10,94	0,38	16,91	56,53	34,98	0,54	1,29	48,40	49,79	0,04
57	19,53	5,75	0,67	9,98	68,60	0,32	3,11	152,56	92,36	0,73	2,06	61,68	35,77	0,05
58	4,96	11,59	0,54	171,70	6,25	0,29	134,77	28,92	53,08	3,46	1,22	50,14	48,03	0,01
59	15,53	7,15	0,66	10,16	63,18	0,34	7,26	127,54	91,38	0,66	1,78	50,40	48,37	0,05
60	25,27	2,94	0,71	66,89	26,19	0,40	13,10	101,23	66,85	0,60	1,67	67,59	31,01	0,08
61	25,45	2,46	0,75	127,10	10,11	0,38	114,44	29,43	78,49	0,97	1,32	40,60	58,11	10,09
Submareal:														
62	25,72	2,53	0,72	12,80	50,76	0,47	4,36	140,56	4,53	0,92	2,49	88,50	12,66	0,22
63	2,07	18,00	0,38	7,43	77,16	0,34	2,42	178,99	5,13	7,44	1,47	39,37	58,88	0,03
64	0,01	4,93	0,11	73,11	14,07	0,48	156,57	42,01	3,20	0,37	0,90	37,38	61,57	0,07
65	28,19	2,61	0,67	5,01	94,18	0,25	2,93	150,84	12,54	2,85	2,27	89,97	12,06	0,04
66	3,33	16,10	0,43	126,76	58,74	0,36	2,72	145,71	4,23	1,68	1,42	39,91	58,41	0,03
67	8,01	13,86	0,52	4,06	116,23	0,26	2,82	156,88	4,31	1,46	3,09	75,86	18,62	0,05
68	26,61	1,80	0,75	59,46	18,86	0,43	53,38	30,26	2,26	0,87	3,92	55,20	37,30	0,00
69	0,00	1,93	0,03	13,66	41,23	0,54	7,11	91,43	3,25	3,75	0,79	35,57	63,75	0,04
70	0,25	14,95	0,21	9,60	66,82	0,43	2,68	162,97	3,93	2,11	1,30	53,34	44,64	0,03
71	20,78	5,33	0,67	6,22	75,17	0,31	2,75	159,37	3,50	0,81	2,65	80,96	16,39	0,05
72	27,49	2,05	0,73	27,38	20,92	0,45	10,31	64,70	4,78	0,24	1,20	61,64	37,40	0,12
73	25,64	2,37	0,74	59,37	35,45	0,44	154,30	79,33	3,35	0,36	2,09	64,77	33,27	0,07
74	20,18	6,37	0,63	3,54	131,57	0,23	3,27	134,87	4,59	1,28	2,62	79,78	16,65	0,05

Tabla 5.12. (Continúa)

Biotopo	Salinidad								Cota de inundación (1)	Fricción de fondo (N/m ²)	Granulometría del sedimento			Coef. de dispersión (m ² /s)
	Mediana (‰)	Rango (‰)	Inundación			Sequía					Grava (%)	Arena (%)	Fango (%)	
			Int.	Dur.	Nº	Int.	Dur.	Nº						
75	11,72	11,03	0,56	4,46	114,46	0,27	3,29	144,86	3,06	0,49	1,85	61,71	40,23	0,07
76	0,01	4,19	0,08	33,05	28,07	0,48	24,63	78,31	3,43	1,00	0,90	36,49	62,54	0,05
77	26,30	1,95	0,75	26,82	28,60	0,42	12,35	45,28	2,44	0,51	3,24	63,05	32,67	0,14
78	3,01	16,55	0,43	62,49	65,77	0,35	4,14	160,03	4,11	6,15	1,49	39,82	58,43	0,03
79	27,36	2,94	0,67	5,70	98,09	0,24	3,23	140,81	7,51	3,07	2,32	89,15	12,42	0,04
80	23,17	4,16	0,69	7,87	67,52	0,36	2,81	156,74	3,21	1,04	1,86	66,06	31,69	0,06
81	0,12	13,20	0,17	65,58	53,64	0,46	2,71	148,70	3,75	1,64	1,20	52,96	45,04	0,03
82	25,62	2,42	0,73	25,12	39,01	0,45	16,95	97,58	3,40	0,49	2,03	64,71	33,34	0,27
83	1,34	17,79	0,33	7,85	76,15	0,37	2,63	166,09	4,50	1,52	1,39	42,13	56,16	0,04
84	3,67	17,17	0,44	5,51	91,76	0,29	2,68	164,85	4,40	1,91	3,40	68,50	21,38	0,04
85	24,81	4,10	0,65	3,93	121,84	0,22	3,61	121,99	5,61	2,19	2,44	85,61	14,16	0,04
86	0,02	6,84	0,11	93,05	23,57	0,48	2,95	120,17	3,67	2,65	1,01	48,25	50,21	0,04
87	26,73	2,97	0,70	6,69	80,19	0,28	3,15	143,05	5,55	1,45	2,41	88,29	12,84	0,05
88	25,79	2,29	0,74	18,16	39,41	0,43	6,25	86,84	3,06	0,74	2,05	64,60	33,90	0,07
89	3,01	13,06	0,45	10,58	50,21	0,46	2,79	153,90	4,57	0,14	1,28	38,97	59,68	0,08
90	0,81	17,23	0,29	54,63	70,14	0,39	4,27	150,23	4,09	1,12	1,39	46,29	51,84	0,05
91	0,03	7,84	0,12	23,65	32,91	0,50	3,20	133,68	3,88	1,28	1,03	48,15	50,10	0,04
92	14,55	9,50	0,58	3,56	130,59	0,25	2,96	148,69	4,00	1,46	2,86	78,48	17,43	0,06
93	26,66	2,54	0,72	10,00	61,58	0,41	3,41	156,00	4,42	1,32	2,41	89,72	11,82	0,07

⁽¹⁾ En el intermareal se muestra el porcentaje (%) de tiempo inundado y en el submareal la altura de la columna de agua (m).

Tabla 5.12. Características físico-químicas de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico (k-medias) del nivel de detalle 5: valor de las variables ambientales en el centroide del grupo asignado a cada biotopo.

5.3.2.4. Comparación de las clasificaciones de biotopos obtenidas con los sistemas de integración jerárquico y estadístico

La comparación de los resultados obtenidos con ambos procedimientos de integración de las variables, en cuanto a la caracterización y distribución espacial de los biotopos, puso de manifiesto semejanzas y diferencias en aspectos relacionados con la extensión, fragmentación, coincidencia y especificidad de los mismos.

En general, con respecto a la distribución del área total del estuario entre los biotopos sólo se detectaron patrones semejantes en el nivel de detalle 1, siendo la característica principal que no se observaba una dominancia de biotopos de reducida o amplia extensión en ninguna de las dos clasificaciones (Figura 5.55). Sin embargo, según el sistema de integración jerárquico, se detectaron muchos biotopos de pequeño tamaño y unos pocos de gran tamaño en el resto de niveles. Este efecto fue más acusado a medida que aumentaba el nivel de detalle y, por lo tanto, el número de biotopos. En el caso de los biotopos obtenidos mediante la integración estadística se observó también una dominancia generalizada de biotopos de pequeño tamaño, aunque no fue tan acusada.

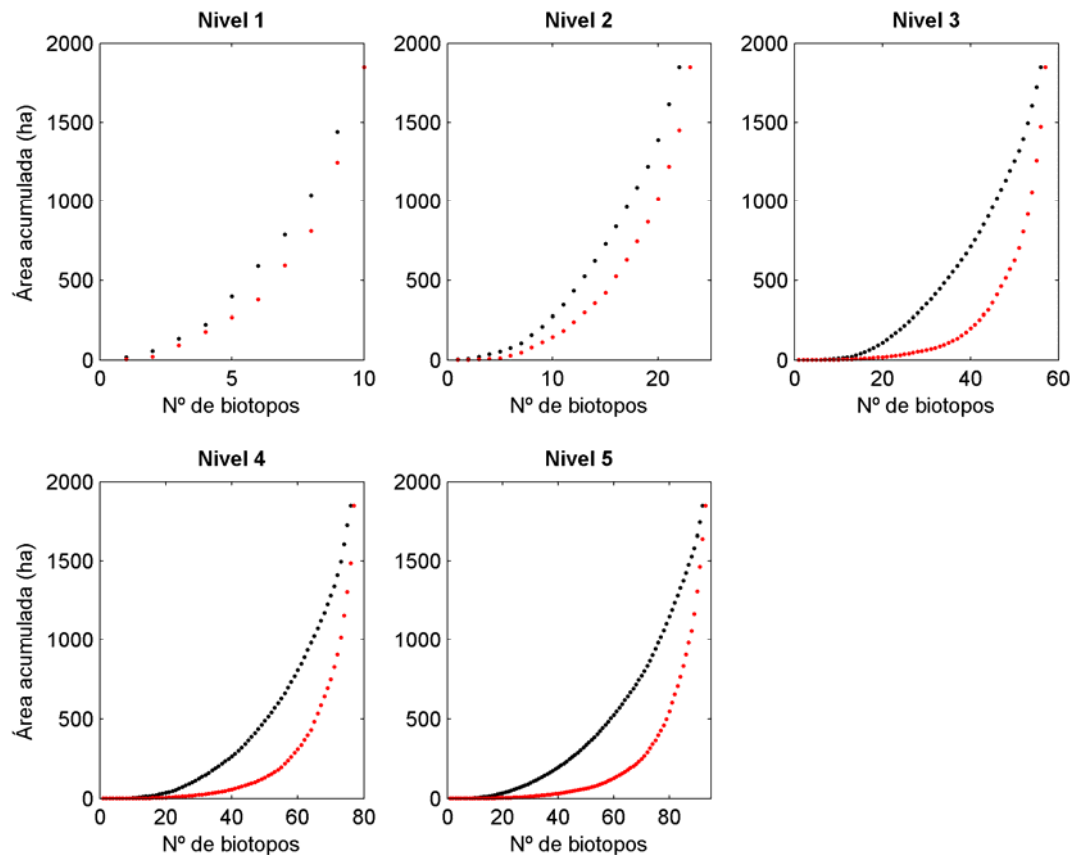


Figura 5.55. Curva de área acumulada en función del número de biotopos según la clasificación jerárquica (rojo) y estadística (negro) en cada nivel de detalle.

El análisis del grado de fragmentación de los biotopos en función del nivel de detalle mostró patrones diferentes entre ambos procedimientos de integración, siendo, generalmente, el grado de fragmentación superior en el caso de la integración jerárquica (Figura 5.56). En la clasificación obtenida con la integración estadística, la fragmentación de los biotopos fue relativamente baja y alcanzó valores máximos entre 40 y 46 particiones de un biotopo según el nivel de detalle (la mayor parte de dichas particiones se correspondía con píxeles aislados o pequeños grupos). Sin embargo, en la clasificación obtenida con la integración jerárquica de las variables se alcanzaron valores máximos de aproximadamente 100 particiones, excepto en el nivel de detalle 1 donde se alcanzó un máximo de 69 particiones, a pesar del proceso de filtrado de píxeles aislados que se llevó a cabo. De todas formas, en ambas clasificaciones dominaban en número los biotopos con un bajo nivel de fragmentación. En todos los niveles, el número medio de particiones fue menor en la clasificación estadística (19, 14, 11, 9 y 8 del nivel 1 al 5) que en la jerárquica (29, 35, 19, 15 y 13 del nivel 1 al 5).

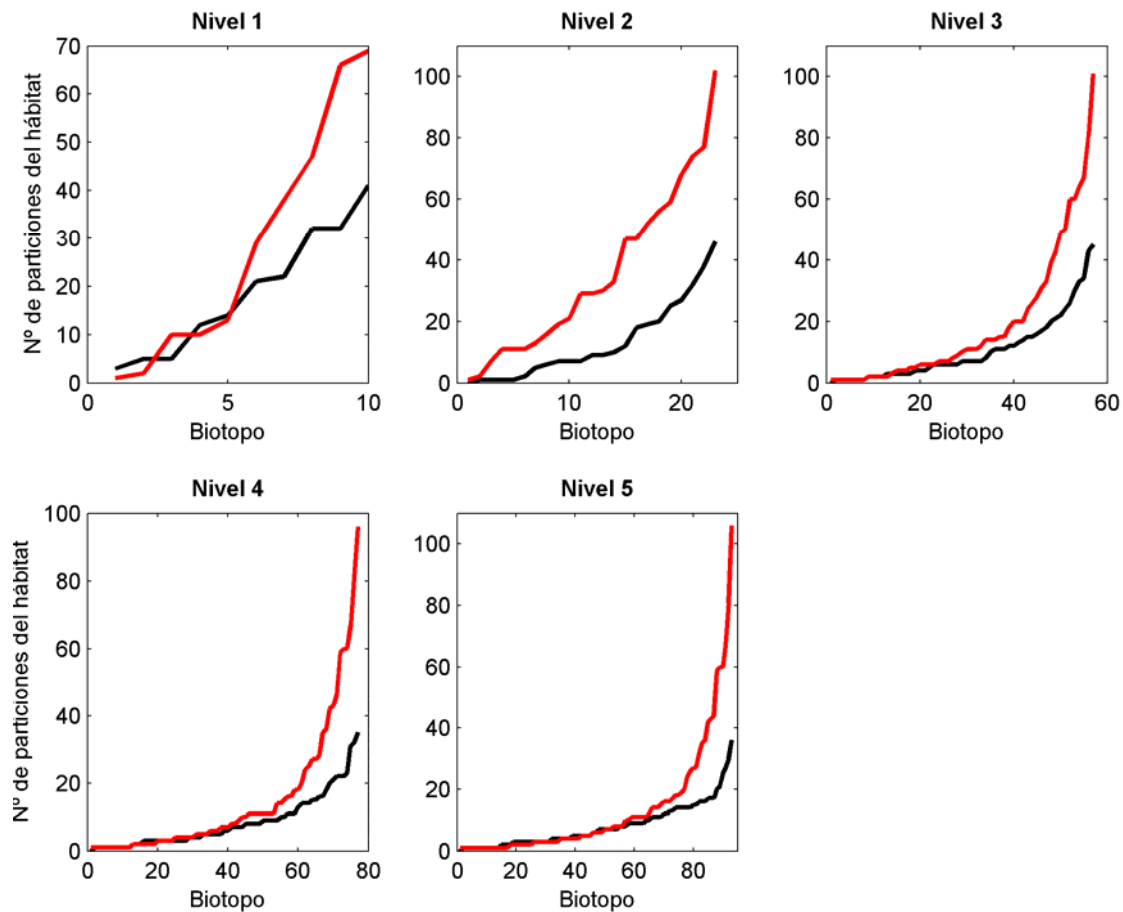


Figura 5.56. Número de particiones de los biotopos para ambos procedimientos de integración, jerárquico (rojo) y estadístico (negro), y para cada nivel (grado de fragmentación).

El grado de coincidencia entre los biotopos establecidos con ambas metodologías fue relativamente alto en todos los biotopos del nivel de detalle 1 (>50% de superposición) (Figura 5.57). En cambio, en el resto de niveles había una gran parte de biotopos que presentaban valores de coincidencia medios (<50%) y muy pocos biotopos que presentaban valores altos (>80%). En general, el valor medio obtenido indicaba un grado de coincidencia global de entre el 50-70% en todos los niveles (del $65 \pm 26\%$ en el Nivel 5 hasta el $69 \pm 15\%$ en el Nivel 1).

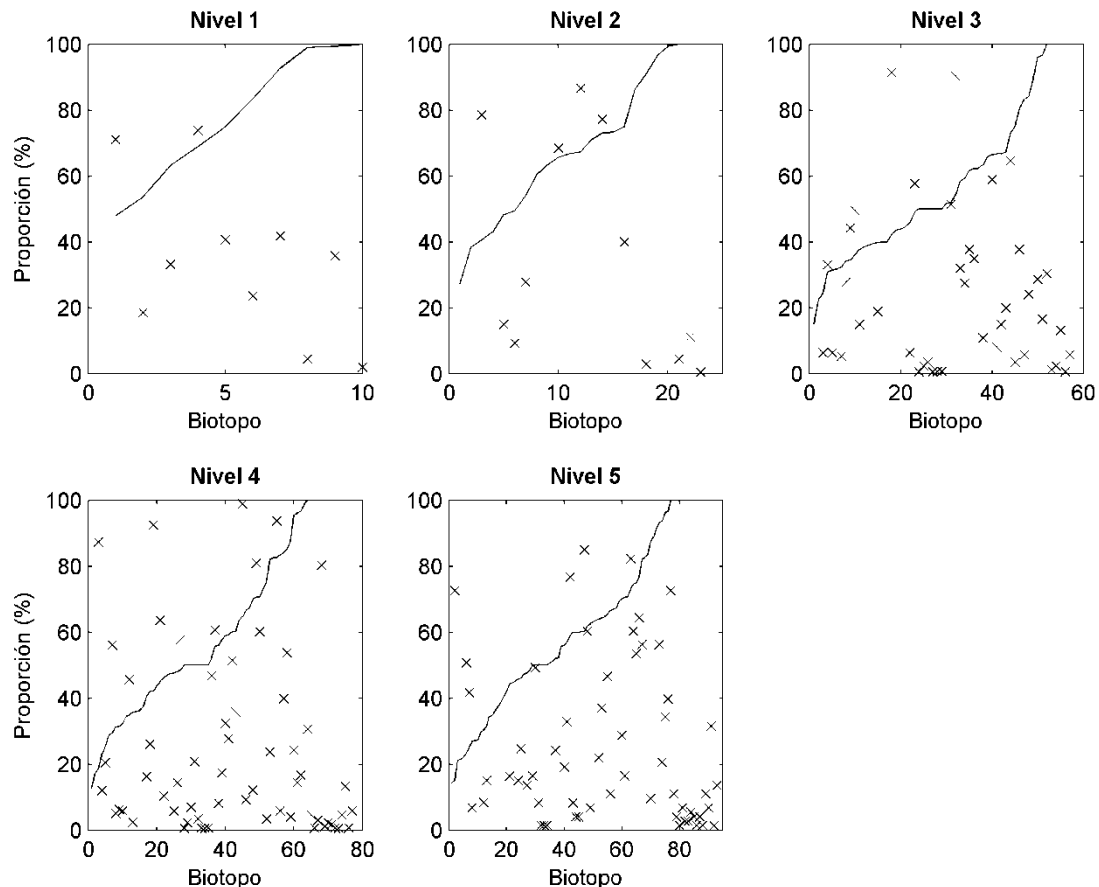


Figura 5.57. Máximo porcentaje de cada biotopo identificado con el procedimiento de integración jerárquica que coincide espacialmente con otro biotopo obtenido con el procedimiento estadístico (grado de coincidencia) (—), y porcentaje de la superficie de este último biotopo que se superpone con el primero (grado de especificidad) (x).

En cuanto al grado especificidad, no se identificó ningún patrón relacionado con el grado de coincidencia (Figura 5.57). En todos los casos se observó que el grado de especificidad era muy variable y que en la mayor parte de ellos era inferior al 50%. Por lo tanto, la delimitación de los biotopos obtenida con ambas metodologías de integración no es equivalente. En términos generales, se detectó una ligera tendencia,

aunque no muy clara, a bajos valores de especificidad cuando el grado de coincidencia era muy alto (aproximadamente del 100%). Esto quiere decir que en el par de biotopos que mostraban un alto grado de coincidencia, dicho valor se debía a que el biotopo obtenido con la integración estadística ocupaba una superficie mucho mayor, incluso englobaba al biotopo obtenido con la integración jerárquica. Asimismo, en los niveles de detalle del 2 al 5 se observaba el efecto contrario, es decir, con valores bajos de coincidencia se combinaban valores altos de especificidad. En esta ocasión, en el par de biotopos que mostraban una coincidencia máxima baja, dicho valor se explicaba porque el biotopo obtenido con la integración estadística tenía una distribución más restringida e incluso podía quedar englobado dentro del biotopo obtenido con la integración jerárquica.

5.3.3. *Discusión*

Las metodologías de clasificación aplicadas muestran una gran capacidad para discriminar biotopos en los cinco niveles de detalle considerados, tanto si se lleva a cabo una integración jerárquica de las variables abióticas como si se trata de una integración estadística. Además, dichos biotopos son representativos de los marcados gradientes ambientales característicos de los estuarios y, por tanto, también son capaces de reflejar su condición de ecotono o ecoclina entre diferentes ecosistemas terrestres y acuáticos (Attrill y Rundle, 2002).

La primera cuestión trascendental abordada en este apartado se refiere a cuáles son las variables abióticas que determinan, de forma prioritaria, la distribución de las especies y su funcionamiento ecológico (McLusky y Elliott, 2006; Ysebaert *et al.*, 2002; Ysebaert *et al.*, 2003). En una primera aproximación al problema emergen dos variables clásicas contempladas en los estudios de ecología de sistemas acuáticos, y concretamente de estuarios. Dichas variables son la salinidad, cuya importancia ecológica ya se discutió en el apartado 5.2 de este capítulo, y la batimetría, ya que determina el carácter intermareal o submareal de cada zona y, por tanto, la estructura y composición general de las comunidades asociadas (Day *et al.*, 1989). En zonas submareales, las comunidades biológicas de productores primarios, que desempeñan un papel muy importante dentro del estuario como ingenieros del ecosistema capaces de proporcionar hábitat y/o alimento a otras especies, son dependientes de la luz solar (Jones *et al.*, 1994; Ondiviela *et al.*, 2014). De hecho, se localizan en lo que se conoce como zona eufótica, cuyo límite se atribuye a la profundidad hasta la que penetra el 11% de la radiación solar incidente en superficie para el caso de fanerógamas marinas (Duarte, 1991), el 1% para el caso del fitoplancton (Steemann-Nielsen, 1975), el 0.5% en el de macroalgas de tipo ‘correoso’, el 0.1% en el de macroalgas de tipo ‘folioso y

delicado' y el 0.01% en el de macroalgas 'incrustantes' (Markager y Sand-Jensen, 1992). Esta variabilidad de límites para el desarrollo de distintas especies bentónicas submareales evidencia la existencia de los patrones de zonación vertical clásicamente descritos en ecología desde hace décadas.

Al igual que las zonas submareales, en el intermareal también se reconoce una estructura biológica propia organizada en patrones de zonación verticales, que, en esta ocasión, responden a los períodos de emersión (Beukema, 1976; Day *et al.*, 1989; Raffaelli y Hawkins, 1996). En el límite superior del intermareal, las especies sufren un estrés más severo debido a una exposición atmosférica prolongada, de tal forma que se distribuyen en función de su tolerancia ambiental. En cambio, en zonas del intermareal inferior, las especies están cubiertas por el agua la mayor parte del tiempo y se distribuyen en función de sus capacidades competitivas frente a otras especies. Por lo tanto, la distribución de las especies está condicionada, fundamentalmente, por procesos físicos en las cotas altas y por procesos biológicos en las cotas bajas del intermareal (Connell, 1972). Con base en estos patrones de zonación ecológicos característicos, tanto del intermareal como del submareal, se justifica la necesidad imperante de apoyar la clasificación de los biotopos en variables que expliquen dicho comportamiento a diferentes escalas.

Como respuesta a dicha necesidad, el sistema de clasificación jerárquico es capaz de identificar biotopos potencialmente representativos de dicha zonación, a un bajo nivel de detalle y sólo con base en estas dos variables. Sin embargo, la influencia de otras variables no es despreciable, especialmente si se trabaja a una menor escala o con grupos biológicos más específicos. En este sentido, cabe destacar aquellas variables relacionadas con la velocidad de las corrientes (Fonseca *et al.*, 1983; Greve y Binzer, 2004; Ysebaert *et al.*, 2003) y con el tipo de sedimento. El papel ecológico de la velocidad, como ya se ha mencionado a lo largo de este apartado, está vinculado a la fuerza de arrastre que ejerce sobre el fondo y los organismos anclados a él (Statzner y Higler, 1986), y a la renovación del agua, concretamente de los nutrientes y oxígeno imprescindibles para la vida (Gómez, 2010; Zaldívar *et al.*, 2008). En cuanto al sedimento, éste representa el espacio físico en el que desarrollan la mayor parte de su ciclo vital las especies bentónicas en el que, además, se retienen distintos tipos de contaminantes y materia orgánica que influyen sobre ellos (Anderson, 2008; Davidson *et al.*, 2008; Horng *et al.*, 2009; Snelgrove y Butman, 1994; Van Hoey *et al.*, 2004).

Una vez identificadas y justificadas, con criterios ecológicos, las variables básicas que condicionan la distribución espacial de los organismos en el estuario, surge una segunda cuestión, también de gran importancia para el establecimiento de biotopos: cuántas y cuáles de dichas variables son representativas de los mencionados patrones espaciales teniendo en cuenta la escala o nivel de detalle. En principio, no existe una

solución única y óptima para todas las casuísticas, habiéndose aplicado dos procedimientos de integración que permiten abarcar los casos más extremos: por un lado, considerar la información de todas las variables ambientales independientemente del nivel de detalle de la clasificación y, por otro lado, seleccionar sólo aquellas variables abióticas que condicionan los patrones de distribución a una escala espacial concreta. Esta última aproximación, la jerárquica, proporciona la ventaja de adaptar el número de variables y su caracterización, es decir, el esfuerzo y el coste, al nivel de detalle de los biotopos demandado en función de su utilidad (Bouma *et al.*, 2005). En contraposición, en el enfoque que considera la información bruta de todas las variables ambientales independientemente de la escala se emplean técnicas estadísticas que no permiten ajustar el esfuerzo de caracterización a la escala de la clasificación, pero que proporcionan otras valiosas ventajas, como son la objetividad y la conservación de toda la información reduciendo, así, la incertidumbre asociada a cualquier método de reducción o simplificación previo.

Con base en estas ventajas y desventajas, es difícil determinar *a priori* cuál de las dos metodologías es mejor o más adecuada. La preferencia por una u otra depende, básicamente, de para qué se pretende usar la clasificación de biotopos y cuáles son los medios disponibles para aplicarla. En todo caso, para tomar una decisión coherente y con rigor científico es necesario que se sustente en una validación biológica previa que aporte información sobre las diferencias entre ambas metodologías y sobre el efecto de considerar una descripción de la biota a distintos niveles taxonómicos, de asociación de especies o incluso de rasgos biológicos (*e.g.*, grupos funcionales) (Bouma *et al.*, 2005). Dicha validación es la que, en última instancia, permitirá corroborar la representatividad ecológica de los biotopos y establecer las relaciones entre biología y ambiente para definir ecotopos, al mismo tiempo que concretará el abanico de sus potenciales usos y aplicaciones. Como aspecto complementario, hay que tener en cuenta que el hecho de que el máximo número posible de biotopos se incremente exponencialmente con cada nivel, hace necesario reflexionar sobre el número de biotopos que puede ser representado espacialmente de forma reconocible en un mapa antes de seleccionar el nivel de detalle apropiado para cada aplicación, sobre todo desde el punto de vista de la gestión.

Dentro del marco europeo, se han desarrollado otras aproximaciones para clasificar los hábitats y biotopos del estuario y relacionarlos con la distribución de la biota, de entre las que cabe destacar el sistema jerárquico EUNIS (Davies y Moss, 2002). Aunque los indicadores incluidos en dicha metodología son similares a los del sistema propuesto, su caracterización es menos detallada y, por tanto, su capacidad para describir el medio es más limitada. Además, en EUNIS no se incluyen variables que hagan referencia a la energía del sistema ni al tiempo de renovación de las aguas. Otras

importantes diferencias a destacar son que EUNIS integra no sólo indicadores físico-químicos, sino también biológicos, y que, además, se basa en una valoración de tipo cualitativa más que cuantitativa, con la correspondiente pérdida de detalle, capacidad de discriminación y objetividad. La principal consecuencia de este enfoque, que se ve resuelto con el sistema de clasificación de biotopos, es que EUNIS no es válido para establecer modelos predictivos de la biota a partir de las características del ambiente, a pesar de su fuerte demanda por parte de gestores, legisladores y diferentes sectores sociales. Dichos modelos predictivos tienen múltiples potenciales aplicaciones, desde la gestión de usos hasta la evaluación de efectos del cambio climático u otro tipo de presiones. Por último, señalar que, además, en el caso de los estuarios, EUNIS no contempla, a día de hoy, todos los hábitats o biotopos que abarca este ecosistema de gran diversidad, lo cual limita aún más su utilidad para la sociedad y promueve el desarrollo de nuevas herramientas que cubran estas limitaciones, como es el caso del sistema de clasificación de biotopos.

Otro procedimiento metodológico enmarcado en un contexto europeo es el desarrollado en Holanda por Bouma *et al.* (2005), el cual es muy similar a la metodología jerárquica empleada en este estudio para clasificar los biotopos del estuario. Entre todas las similitudes existentes, caben destacar, por un lado, el enfoque jerárquico en cuanto a la ordenación de las variables abióticas y a los niveles de detalle de la clasificación y, por otro lado, la inclusión de un mismo indicador en diferentes niveles de la jerarquía. Asimismo, aunque muchas de las variables son comunes a las propuestas por Bouma *et al.* (2005) (*i.e.*, variables descriptoras de la salinidad, sustrato, cota e hidrodinámica), la metodología para estimarlas, valorarlas y establecer clases es generalmente diferente. Por ejemplo, los tipos salinos establecidos en el presente sistema de clasificación incorporan una caracterización más exhaustiva de la variabilidad natural de la salinidad en comparación con la aproximación holandesa. Además, la ordenación de las variables dentro de la jerarquía no coincide en ambos sistemas. En la clasificación de Bouma *et al.* (2005) la variable más importante es la salinidad y luego la estabilidad del sustrato y la profundidad, mientras que en la metodología propuesta es la profundidad (submareal/intermareal) y luego la salinidad en zonas de sustrato blando. Por lo tanto, los resultados obtenidos son comparables pero no equiparables.

Como consecuencia de la enorme dificultad inherente a la tarea de establecer una metodología estandarizada capaz de sintetizar toda la variabilidad interna de los estuarios en un número limitado de biotopos, frecuentemente se desarrollan procedimientos para su aplicación en zonas muy específicas y que, en principio, no son extrapolables a otras regiones. Con el objetivo de abordar esta cuestión a la escala del Nordeste Atlántico europeo, el sistema de clasificación de biotopos desarrollado se

enmarca dentro de otras clasificaciones de estuario a mayor escala, a partir de las cuales la zona de estudio se cataloga como perteneciente a la subregión B.2 (Figura 5.1) (Capítulo 3) y a la tipología de estuario de morfología compleja y dominado por la dinámica mareal y las zonas intermareales (tipología ITC) (Capítulo 4). Con base en esta jerarquía, la metodología de clasificación de biotopos se asume que es apropiada para su aplicación en todos los estuarios de dicha subregión, siendo necesario, para su extrapolación a otras subregiones o regiones, revisar algunos de los indicadores, variables y/o clases del sistema de clasificación para abarcar un gradiente ambiental más grande. Asimismo, dentro de la subregión B.2 también se reconoce cierta variabilidad representada por las diferentes tipologías hidro-morfológicas de estuario, cada una de las cuales se caracteriza, *a priori*, por albergar una composición de biotopos que se diferencia principalmente en las extensiones relativas de los mismos y, probablemente, en algunos biotopos exclusivos y característicos de determinadas tipologías. No obstante, todos estos argumentos expuestos acerca de la capacidad de extrapolación de la metodología a otros estuarios en función de su clasificación en regiones, subregiones y tipologías hidro-morfológicas deben ser corroborados de forma concluyente a través de la aplicación del sistema de clasificación en un mayor número de estuarios europeos lo más diversos posibles. Además, de esta forma se logrará ajustar y adaptar la metodología para su aplicación en toda la costa del Nordeste Atlántico europeo.

Por último, cabe resaltar que el sistema de clasificación de biotopos también tiene ciertas limitaciones, que hay que tener en cuenta sobre todo para definir sus potenciales usos e interpretar adecuadamente los resultados. En primer lugar, la mayor parte de las variables recogen la variabilidad interanual, lo cual impide, a su vez, la aplicación de la clasificación para detectar cambios en los biotopos a una escala temporal inferior. Otra consideración de gran importancia es que aunque la caracterización espacial en continuo de las variables ambientales es uno de los requerimientos básicos de cualquier sistema de clasificación de los biotopos bentónicos, es, al mismo tiempo, uno de los principales desafíos a los que se enfrenta la comunidad científica (Connor *et al.*, 2006; Van Lancker *et al.*, 2012). Por un lado, la caracterización de algunas variables abióticas requiere el empleo de modelos numéricos para alcanzar dicha resolución espacial y temporal, los cuales, aunque estén calibrados y validados para minimizar los errores de las predicciones, proporcionan resultados dependientes de las condiciones de contorno introducidas al mismo y de las asunciones realizadas. Por otro lado, las técnicas de interpolación son una valiosa herramienta para incrementar la resolución espacial de variables como el tipo de sustrato. En esta línea de trabajo, los avances más recientes señalan la técnica de interpolación con el algoritmo *co-kriging* como la que mayor potencialidad y mejores resultados proporciona, debido a la posibilidad de introducir variables secundarias

(pendiente, aporte de sedimentos, etc.) como condicionantes y, así, disminuir el error asociado a la predicción (Jerosch, 2013; Meilianda *et al.*, 2012; Verfaillie *et al.*, 2006). De esta forma, a través del uso de técnicas y herramientas innovadoras, el sistema de clasificación de biotopos logra alcanzar una caracterización más ajustada a la realidad del medio y, así, establecer biotopos con mayor capacidad para representar la ecología del estuario.

CAPÍTULO 6

ESTABLECIMIENTO DE LOS ECOTOPOS DEL ESTUARIO

A partir de los biotopos identificados en el capítulo anterior y que forman parte del último nivel del sistema de clasificación jerárquico de los estuarios, se plantea la posibilidad de caracterizarlos biológicamente para establecer los ecotopos³ del estuario, entendidos como unidades ecológicas que están determinadas por las condiciones bióticas y abióticas que los caracterizan. De esta forma, se define el objetivo general de este capítulo como el desarrollo de modelos de ecotopos estuarinos, a diferentes escalas espaciales, a partir de los biotopos previamente establecidos y considerando la fauna y flora bentónicas que colonizan estos ambientes. Dicho objetivo se desglosa en varios objetivos específicos, entre los que se incluye caracterizar los patrones de distribución de las especies y establecer modelos predictivos de su distribución potencial. En este sentido, el hecho de que las especies y comunidades respondan frente a las diferentes variables ambientales justifica el uso de éstas últimas como predictoras del nicho ecológico. Puesto que este planteamiento dirigió el desarrollo de la metodología para identificar los biotopos, se considera que

³Definición de conceptos en: Whittaker, R. H., Levin, S. A., Root, R. B., 1973. Niche, Habitat, and Ecotope. *The American Naturalist*, 107 (955): 321-338.

éstos constituyen un punto de partida idóneo sobre el cual basar la caracterización física de los ecotopos. Sin embargo, su caracterización biológica requiere desarrollar una metodología específica que tenga en cuenta el tipo y calidad de los datos biológicos a la hora de seleccionar las herramientas o modelos adecuados para establecer relaciones cuantitativas entre los biotopos y la biota. Dicha tarea constituye un gran desafío científico, porque, habitualmente la información biológica tiene una relativamente baja resolución espacial y temporal (*e.g.*, macroinvertebrados bentónicos) y es heterogénea, especialmente a amplias escalas espaciales. A este respecto, un enfoque que permite afrontar dichas limitaciones es considerar un sistema de clasificación de biotopos basado en una metodología jerárquica, en la cual es posible ajustar el nivel de detalle de los ecotopos a las necesidades del estudio. Para ello es necesario establecer criterios y técnicas que permitan evaluar dicho grado de ajuste y seleccionar la opción que mejores resultados aporte con un menor esfuerzo.

6.1. Metodología

La metodología para establecer ecotopos (biotopo y biocenosis *sensu* Whittaker *et al.* (1973)) consta de las siguientes fases (Figura 6.1, Tabla 6.1):

A) Identificación de los patrones de distribución de las especies en función de los gradientes ambientales:

Para el establecimiento de los patrones de respuesta de las especies frente a los gradientes ambientales que caracterizan los biotopos del estuario, se contrastó la presencia/ausencia de las especies con las condiciones ambientales en las diferentes estaciones de muestreo de las mismas, y, cuando los datos biológicos disponibles lo permitían, se aplicaron modelos de regresión logística binomial para ello.

Las variables ambientales incluidas en el sistema de clasificación de los biotopos del estuario y contrastadas con las especies son: batimetría (m), percentil del 50% de la salinidad (‰), rango de la salinidad (‰) (percentil del 80% - percentil del 20%), tiempo de emersión (%), fuerza de fricción en fondo (N/m^2), contenido en fangos y arenas (%) y tipo salino. Su caracterización se obtuvo a partir de los resultados del Capítulo 5.

B) Contraste de las especies con los biotopos

Análisis de la relación existente entre los biotopos y la distribución de las especies y su abundancia para la caracterización de los ecotopos de distintas

especies estuarinas. Para ello, se llevó a cabo un contraste entre los datos bióticos y abióticos, y, en los casos con mayor disponibilidad de datos biológicos, se aplicaron modelos de regresión logística multinomial considerando diferentes categorías de abundancia. La relación entre el biotopo se cuantificó a través de un único indicador (cobertura media ponderada) que resulta de la integración de la abundancia y la probabilidad de ocurrencia.

Dicho contraste se realizó con los biotopos obtenidos según los sistemas de clasificación jerárquico y/o estadístico en los cinco niveles de detalle. Los biotopos obtenidos con el sistema de clasificación jerárquico se renombraron, en este capítulo, de acuerdo a una escala numérica con el objetivo de facilitar el procesado y la representación de los resultados de los análisis (en la Tabla 1 del Anejo 4 se muestran las equivalencias entre dicha escala numérica y los correspondientes biotopos, de acuerdo a su clave de identificación).

C) Desarrollo de modelos predictivos de la distribución espacial

Para el desarrollo de modelos predictivos de la distribución potencial de las especies en función de la clasificación de biotopos previamente realizada, se establecieron umbrales que determinan diferentes grados de idoneidad de los biotopos para las especies en función de la probabilidad de presencia y/o del grado de desarrollo de la especie.

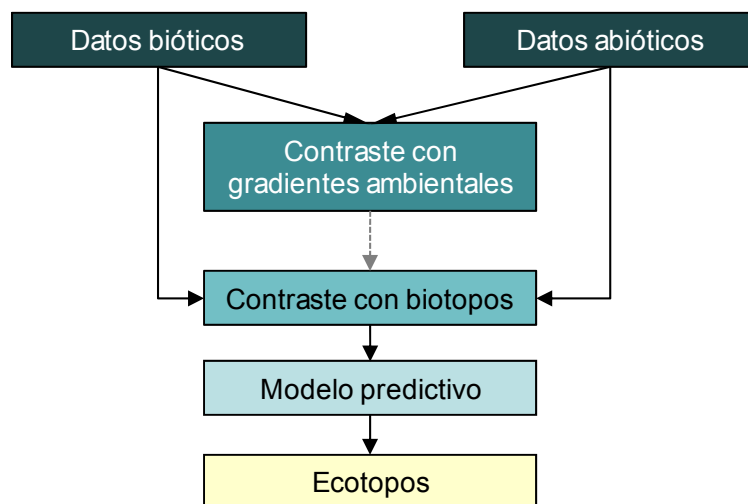


Figura 6.1. Esquema de la metodología para establecer los ecotopos.

Los diferentes grupos biológicos seleccionados para caracterizar los ecotopos estuarinos son (Tabla 6.1):

- Vegetación de marisma y fanerógamas marinas.
- Especies de macroinvertebrados de interés comercial como recurso marisquero.
- Asociaciones de macroinvertebrados bentónicos y especies características.

Esta metodología se aplicó, al igual que en ocasiones anteriores, a las Marismas de Santoña, como zona piloto (apartado 5.1 del Capítulo 5). La representación de la predicción de la distribución espacial de las comunidades y especies analizadas en dicho estuario se llevó a cabo con Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS 9.2 by ESRI). La predicción realizada a partir de la distribución de los biotopos del nivel de detalle 5 se consideró una estimación de la distribución potencial de la especie, a pesar de que no se tienen en cuenta, de forma explícita, aspectos biológicos, como pueden ser, por ejemplo, las relaciones de competencia intra- e inter-específicas.

	DATOS BIÓTICOS			
	Vegetación	Recursos marisqueros	Macroinvertebrados	
			Comunidades	Especies
Contrastes con variables ambientales	Regresión Logística Binomial		Selección variables (MDS+Correlación)	-
			↓	
			Biota vs. variables	
Contraste con biotopos	Kruskal-Wallis	-	Biota vs. biotopos	
	↓			
	Categorías de cobertura	Categorías de densidad		
	↓	↓		
	Regresión Logística Multinomial			
	↓			
	Cob. media ponderada	-		
Modelo predictivo	Idoneidad del biotopo (inadecuado, adecuado, subóptimo y óptimo)	Probabilidad de ocurrencia de las especies y su densidad	Presencia / Ausencia (extrapolación)	Densidad (extrapolación)

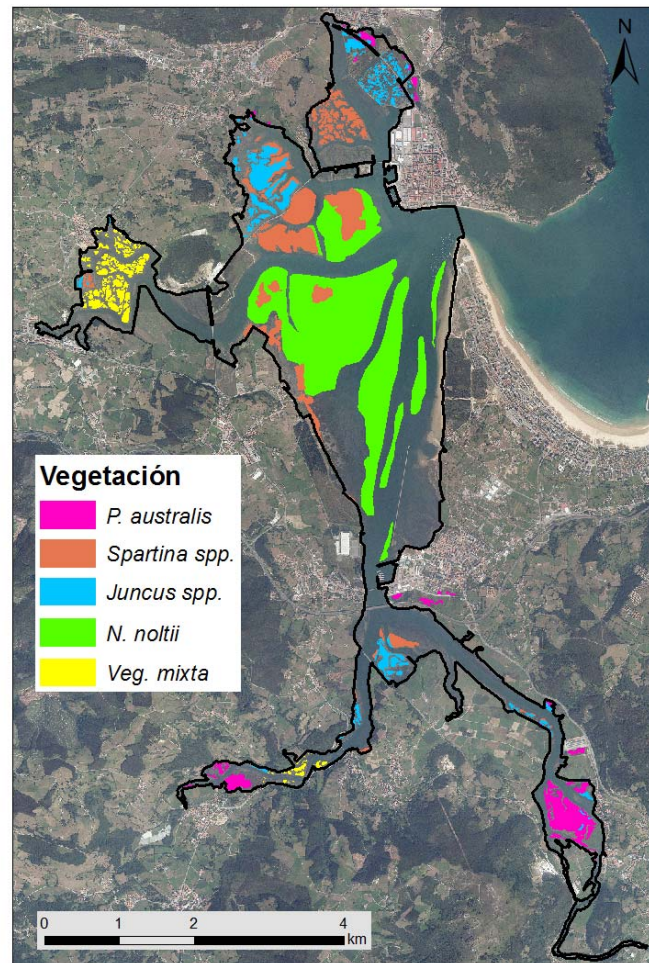
Tabla 6.1. Esquema de la metodología para establecer el modelo predictivo de la distribución de los diferentes grupos biológicos, a partir del cual se definen los ecotopos.

6.1.1. Vegetación de marisma y fanerógamas marinas

Para el establecimiento de los ecotopos correspondientes a la vegetación de marisma y fanerógamas marinas se utilizó, como datos de partida, una cartografía de las Marismas de Santoña realizada durante el verano de 2005 (GESHA, 2005c). En dicha cartografía se recogió información sobre la superficie vegetada y la cobertura de las principales especies del estuario a una escala 1:5000 (Figura 6.2):

- *Hallimione portulacoides*
- *Inula chritmoides*
- *Juncus* spp. (principalmente *J. ambiguus*, *J. gerardii* y *J. maritimus*)
- *Nanozostera noltii*⁴
- *Phragmites australis*
- *Salicornia* spp. (principalmente *S. dolichostachya*, *S. fragilis*, *S. europaea* y *S. ramosissima*)
- *Sarcocornia* spp. (principalmente *S. fruticosa* y *S. perennis*)
- *Spartina* spp. (principalmente *S. marítima* y *S. alterniflora*)

⁴ Anteriormente denominada *Zostera noltii* Hornemann.



“Veg. mixta”: combinación de diferentes especies características.

Figura 6.2. Distribución espacial de la vegetación dominante en las Marismas de Santoña.

La cobertura espacial se valoró de forma semi-cuantitativa a partir de una escala de rangos basada en la propuesta por Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932):

- Clase 1: < 5% de cobertura
- Clase 2: 5-25% de cobertura
- Clase 3: 25-50% de cobertura
- Clase 4: 50-75% de cobertura
- Clase 5: > 75% de cobertura

A partir de estos datos se construyó una matriz con información sobre la cobertura espacial de las especies anteriormente mencionadas en aproximadamente 30000 puntos distribuidos sistemáticamente por la zona de estudio con una resolución

espacial de 50x50 metros. Con base en dicha matriz se aplicaron los análisis de la Tabla 6.1, los cuales se describen con detalle a continuación.

A) Patrones de distribución de las especies en función de las variables ambientales

En primer lugar, se analizó la respuesta de las especies frente a los principales gradientes ambientales del estuario, para lo cual se aplicó un modelo de regresión logística que permitió predecir la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con las condiciones ambientales (Ecuación 6.1). Dicho modelo de regresión logística se incluye dentro de los modelos lineales generalizados (GLM) y se expresa como (Guanche *et al.*, 2014; Ysebaert *et al.*, 2002):

$$\ln \left(\frac{P(Y = j)}{P(Y = k)} \right) = \alpha_j + \beta_j X_j + e \quad (\text{Ecuación 6.1})$$

donde “Y” es la variable dependiente (presencia de las especies); “j” es la categoría de la variable independiente; “k” es el número de categorías; “P” es la probabilidad de que ocurra un evento de Y; “X” es la variable ambiental independiente o explicativa; “α” es un término constante; “β” es el coeficiente asociado a la variable independiente; “e” es el error.

El modelo de regresión logística descrito se seleccionó por su gran capacidad para trabajar con series de datos que muestran una gran variabilidad y dispersión a lo largo del gradiente ambiental estuarino. En este caso, el modelo se aplicó considerando una respuesta biológica binomial, es decir, en términos de presencia-ausencia de la especie (se consideró presencia cuando la cobertura espacial era distinta de cero), y se relacionó, de forma independiente, cada una de las especies con cada una de las diferentes variables ambientales consideradas, de tal forma que para cada combinación se obtuvo un modelo diferente (Ellis *et al.*, 2006; Thrush *et al.*, 2003; Ysebaert *et al.*, 2002). Este análisis se llevó a cabo en Matlab a través de la función de Regresión Multinomial Logística (*mnrfit*) (Guanche *et al.*, 2014), que permite estimar el valor de los coeficientes α y β de la Ecuación 6.1. Como resultado se obtuvo la respuesta de las especies, en términos de probabilidad de ocurrencia, frente a los diferentes gradientes ambientales. Asimismo, como una medida de la relevancia o significación de cada variable ambiental para explicar la distribución espacial de las especies, se calculó la diferencia entre la desviación (*deviance*) para el modelo ajustado, sin considerar ninguna variable independiente, y para el modelo ajustado a una de ellas. Posteriormente, se contrastó esta diferencia con el valor del estadístico χ^2

para un nivel de confianza del 95%, de tal forma que, si el incremento de la desviación era mayor que el valor del χ^2 , se concluía que la inclusión de dicha variable en el ajuste era significativa.

B) Contraste de las especies con los biotopos obtenidos con el sistema de integración jerárquico

Para evaluar si existían diferencias significativas entre los biotopos en función de la distribución de cada una de las especies, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para el contraste de las medianas en más de dos muestras independientes que no se ajustan a una distribución normal (Kruskal y Wallis, 1952). La variable independiente fue el biotopo (variable cualitativa politómica) y la variable dependiente la cobertura de la especie (variable ordinal o de razón ya que se valoró de forma semi-cuantitativa).

Como resultado se obtuvo el valor del estadístico de prueba H (Ecuación 6.2):

$$H = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} - 3(N+1) \quad (\text{Ecuación 6.2})$$

donde 'H' es el estadístico de la prueba de Kruskal-Wallis, 'k' es el número de grupos o biotopos, 'N' es el número total de observaciones entre todos los biotopos, 'n_i' es el número de observaciones en el biotopo i y 'R_i' es el sumatorio de rangos del biotopo i⁵.

Dicho estadístico H mostraba una distribución de probabilidades que se aproximaba a la distribución de χ^2 con k-1 grados de libertad, ya que el número de observaciones era mayor que 5 en todos los biotopos. Por lo tanto, con base en la distribución χ^2 se identificaron y seleccionaron aquellas especies cuya distribución espacial se relacionaba con la distribución de los biotopos para un nivel de significación de 0.01.

Posteriormente, y con el objetivo de identificar los biotopos que mejor explicaban la distribución de dichas especies en función de su cobertura espacial, se calculó la probabilidad relativa de cada una de las clases de cobertura en cada biotopo a través de un modelo de regresión logística multinomial (considerando las cinco clases de

⁵ Procedimiento de cálculo: 1) se ordenan las observaciones de menor a mayor, asignando a cada una de ellas su rango según dicho orden (1, 2...) y el rango medio en caso de empates; 2) para cada grupo se calcula la suma de los rangos de las observaciones correspondientes (R_i); 3) se calcula el rango medio como $M(R_i) = R_i/n_i$, siendo 'n_i' el número de observaciones del grupo 'i' y 'N' el número de observaciones total.

cobertura y la ausencia). Se representaron gráficamente las probabilidades de ocurrencia de las cinco clases de cobertura ponderadas con respecto a la probabilidad de presencia de la especie en el biotopo correspondiente (1-probabilidad de ausencia). Con base en dichas gráficas, se trataron de identificar patrones que relacionasen la probabilidad de ocurrencia de la especie y la probabilidad relativa de cada una de las clases de cobertura para identificar, *a priori*, los biotopos más favorables para el desarrollo de la especie.

C) Modelo predictivo de la distribución de la biota

Por último, se estimó la cobertura media ponderada en cada biotopo (% de cobertura) a partir de los resultados del modelo de regresión. Este índice permitió integrar la cobertura de la especie y su probabilidad de ocurrencia y, así, obtener una única escala numérica que facilitó, por un lado, la ordenación de los biotopos en función de su capacidad para albergar dicha especie, y, por otro lado, el establecimiento de umbrales que relacionaban los biotopos con la colonización y el desarrollo de la misma Ecuación 6.3.

$$\sum_{i=1}^6 P_i \times C_i \quad (\text{Ecuación 6.3})$$

donde 'i' es la clase de cobertura de la especie, 'P_i' es la probabilidad de ocurrencia del caso i, 'C_i' es el valor medio de cobertura de la clase i que, en este caso, fueron: 0% en caso de ausencia, 2.5% para la clase 1, 15% para la clase 2, 37.5% para la clase 3, 62.5% para la clase 4, 87.5% para la clase 5 y 0% en el caso de ausencia.

Los valores de la cobertura media ponderada de cada especie oscilaban en una escala entre 0% y 87.5%. Los biotopos se clasificaron en cuatro categorías: inadecuados, adecuados, subóptimos y óptimos, en función de su relación con la capacidad de la especie para establecerse y desarrollarse en los distintos ambientes. Para establecer los umbrales correspondientes, se ordenaron los biotopos de cada nivel de detalle de menor a mayor según el valor de la cobertura media y se calculó el incremento de dicho indicador de un biotopo al siguiente. Los umbrales se establecieron en aquellos puntos en los cuales se detectaba, con criterio de experto, un cambio significativo en dicho incremento. Se consideró que los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo constituían el ecotopo de la especie objetivo.

Una vez establecido el ecotopo de cada especie, se representó su distribución real y predicha al nivel de detalle 5. Además, se compararon cuantitativamente ambas distribuciones para valorar el grado de ajuste del modelo y, por tanto, su capacidad predictiva de la presencia de la especie en los cinco niveles de detalle. Para ello, se construyó una tabla de contingencia, con los datos de presencia/ausencia (Tabla 6.2) (a través de la función *crosstab* de Matlab), y los siguientes índices derivados de la misma (Swets, 1996):

- Precisión (ACC) = $(VP + VN) / (VP + FP + FN + VN)$. Indicativo del grado de ajuste entre la distribución predicha y la real, a partir de la comparación de las zonas donde está presente o ausente la especie.
- Sensibilidad o razón de verdadero positivos (VPR) = $VP / (VP + FN)$. Indicativo del número de observaciones de presencia que identifica adecuadamente el modelo predictivo y, por tanto, indicativo de la proporción de falsos negativos (*i.e.*, zonas de distribución de la especie no incluidas dentro del área de distribución potencial predicha).
- Razón de falsos positivos (FPR) = $FP / (FP + VN)$. Indicativo de la mayor o menor extensión de la distribución potencial predicha con respecto a la real.

		Predicción	
		Ausencia	Presencia
Realidad	Ausencia	VN (Verdaderos Negativos)	FP (Falsos Positivos)
	Presencia	FN (Falsos Negativos)	VP (Verdaderos Positivos)

Tabla 6.2. Tabla de contingencia con los datos de presencia/ausencia de la especie reales y predichos por el modelo.

También se evaluó la capacidad del modelo para predecir la distribución de las coberturas de la especie en función de los tipos de biotopo establecidos. Para abordar esta tarea, se calculó la frecuencia relativa de las observaciones totales registradas de cada clase de cobertura que se asociaba con los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo.

Como síntesis de los resultados obtenidos, se describió, en términos bióticos y abióticos, el ecotopo de cada especie a partir de los biotopos seleccionados en cada nivel de detalle.

6.1.2. Especies de interés comercial como recurso marisquero

Para el establecimiento de los ecotopos correspondientes a los principales macroinvertebrados de interés marisquero se utilizó una base de datos con información sobre la densidad (individuos.m⁻²) de las siguientes especies (IH Cantabria, 2011):

- Moluscos bivalvos: *Ruditapes decussatus* (almeja fina), *Ruditapes philippinarum* (almeja japonesa) y *Solen marginatus* (muergo).
- Crustáceos: diferentes especies de cangrejillo (género *Callinassa* (cangrejillo de arena) y género *Upogebia* (cangrejillo de fango)).
- Poliquetos: *Diopatra neapolitana* (gusana de tubo) y *Arenicola marina* (gusana de coco).
- Sipuncúlidos: *Sipunculus nudus* (tita).

Estas ocho especies se muestrearon en 60 estaciones localizadas en las zonas explotables (muestreo dirigido) a través de una muestra de 1 m de ancho por 10 m de longitud (Figura 6.3) (Tablas 5 y 6 del Anejo 2). Concretamente, se muestrearon 50 estaciones para *R. decussatus* y *R. philippinarum*; 27 para *S. marginatus*; 22 para *Callinassa* y *Upogebia*; 29 para *D. neapolitana* y *A. marina*; y 7 para *S. nudus*.

A partir de dicha base de datos se aplicaron los análisis referidos en la Tabla 6.1 para caracterizar los ecotopos del estuario.



Figura 6.3. Localización de las estaciones de muestreo de los macroinvertebrados de interés marisquero en las marismas de Santoña.

A) Patrones de distribución de las especies en función de las variables ambientales

En primer lugar, se definió la relación entre la distribución de las distintas especies, en términos de presencia/ausencia, y los gradientes espaciales de cada una de las variables abióticas, mediante un modelo de regresión logística binomial, que permite predecir la probabilidad de presencia de la especie a lo largo de dicho gradiente (Ecuación 6.1). Además, para valorar la significación del modelo (con un nivel de confianza del 95%), se calculó la diferencia entre la desviación (*deviance*) para el modelo ajustado sin considerar ninguna variable abiótica y para el modelo ajustado a una de ellas, tal y como se ha descrito anteriormente (apartado 6.1.1).

B) Contraste de las especies con los biotopos obtenidos con el sistema de integración jerárquico y estadístico

Se empleó el modelo de regresión logística (Ecuación 6.1) para relacionar la densidad de las especies con los biotopos establecidos con el sistema de clasificación jerárquico y estadístico y, así, establecer los ecotopos correspondientes a cada una de ellas. En esta ocasión, en el modelo de regresión logística se ha considerado una respuesta polinomial de 4 categorías de densidad de la especie: ausencia (0 individuos.m⁻²), densidad baja, densidad media y densidad alta. Puesto que las especies se caracterizan por distintos rangos de densidad, para cada una de ellas se determinó, de forma independiente, los umbrales específicos que delimitan dichas categorías. Para ello, se calculó la función de distribución de las densidad de cada especie en los cuatro estuarios de Cantabria donde se extraen recursos marisqueros (30 estaciones en San Vicente de la Barquera, 12 estaciones en Mogro, 55 estaciones en la Bahía de Santander y 60 estaciones en las Marismas de Santoña, todas ellas muestreadas en primavera de 2010 con la misma metodología descrita anteriormente) (IH Cantabria, 2011), una vez descartados los valores nulos. Posteriormente, se obtuvo la densidad (individuos.m⁻²) correspondiente a los percentiles del 30% y del 70%, y, a partir de dichos valores, se establecieron las siguientes categorías de densidad:

- Densidad baja: para valores de densidad inferiores al percentil del 30% de la función de distribución de las densidades de cada especie.
- Densidad media: para valores de densidad entre el percentil del 30 y del 70% de la función de distribución de las densidades de cada especie.
- Densidad alta: para valores de densidad superiores al percentil del 70% de la función de distribución de las densidades de cada especie.

Estos umbrales de densidad permitieron analizar más detalladamente los patrones de distribución de las especies en función de las características ambientales. Con esta división en categorías de densidad se pudo identificar si la probabilidad de ocurrencia se refiere a una baja o alta densidad y, de esta forma, encontrar diferencias entre especies que mostraban un comportamiento semejante cuando se analizaba sólo su probabilidad de presencia. Como resultado del modelo de regresión se obtuvo una caracterización de los ecotopos en términos de probabilidad de presencia de las cuatro categorías de abundancia de cada especie en cada uno de los biotopos.

En aquellos biotopos en los que sólo había una estación de muestreo, no se aplicó el modelo de regresión logística y se asumió que las características del biotopo se correspondían con las de dicha estación con una probabilidad del 100%.

C) Modelo predictivo de la distribución de la biota

Se representó, en términos de probabilidad de presencia, la distribución potencial de cada una de las especies en las marismas de Santoña a partir de los ecotopos previamente establecidos. Para ello, se calculó la probabilidad de presencia de cada especie (sp_i) en cada biotopo como la suma de la probabilidad de ocurrencia de las categorías de densidad baja, media y alta obtenidas con el modelo de regresión logística multinomial o, lo que es lo mismo,

$$\text{Probabilidad (densidad } sp_i > 0) = 1 - \text{Probabilidad (densidad } sp_i = 0)$$

La distribución de la especie, en términos probabilísticos, obtenida con los modelos predictivos construidos a partir de los biotopos de las clasificaciones jerárquica y estadística fueron comparados a través de los siguientes indicadores:

- Proporción (%) de la superficie del estuario que no forma parte del área de distribución de la especie según ninguno de los dos modelos.
- Proporción (%) de la superficie del estuario que se corresponde con el área de distribución de la especie predicha por el modelo construido a partir de los biotopos derivados de la clasificación jerárquica.
- Proporción (%) de la superficie del estuario que se corresponde con el área de distribución de la especie predicha por el modelo construido a partir de los biotopos derivados de la clasificación estadística.
- Proporción (%) de la superficie del estuario que se corresponde con el área de distribución de la especie predicha por los dos modelos. En este caso, y con el objetivo de evaluar el grado de ajuste o concordancia entre ambos, se compararon las probabilidades de ocurrencia a través del índice *kappa* ponderado linealmente, calculado con Matlab (Cardillo, 2007). Para ello, se consideraron seis categorías de probabilidad: 0%; 0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%. Para la estimación de este índice se utilizó una resolución espacial de los datos de 25x25 metros.

Por otro lado, también se representó la distribución espacial de la especie en función de las categorías de densidad (densidad baja, media y alta) y su probabilidad a partir de los ecotopos establecidos con el modelo de regresión logística multinomial.

6.1.3. Asociaciones de macroinvertebrados bentónicos y especies características

Para el establecimiento de los ecotopos correspondientes a las asociaciones y especies características se utilizó una base de datos con la abundancia media (individuos.m⁻²) de las especies de macroinvertebrados bentónicos en los años 2009-11, procedentes de 28 muestras de 2500 cm² distribuidas en 12 estaciones (Figura 6.4) (IH Cantabria, 2012a) (Tablas 2 y 3 del Anejo 2). A partir de la composición específica se asignó cada estación a una de las tres asociaciones de macroinvertebrados bentónicos descritas para la zona y se identificaron las especies características de cada una de ellas (Tabla 6.3) (IH Cantabria, 2012b; Puente *et al.*, 2008):

- Comunidad de *Scrobicularia plana* – *Cerastoderma edule*: se describe clásicamente como una comunidad característica de tramos oligohalinos y mesohalinos (Borja *et al.*, 2004b; Puente *et al.*, 2008). Se caracteriza por la presencia de la especies *Hediste diversicolor*, *Scrobicularia plana* y *Cyathura carinata*.
- Comunidad de *Abra alba*: se describe clásicamente como una comunidad característica de tramos polihalinos y presenta valores altos de riqueza (Borja *et al.*, 2004b; Puente *et al.*, 2008). Se caracteriza por la presencia de las especies *Abra alba* y *Nephtys hombergii*.
- Comunidad de *Abra tenuis*: comunidad de transición entre las dos anteriores (IH Cantabria, 2012b). Se caracteriza por la presencia de la especies *Abra tenuis* y *N. hombergii*, aunque también son relativamente frecuentes las especies *H. diversicolor*, *S. plana* y *C. carinata*.

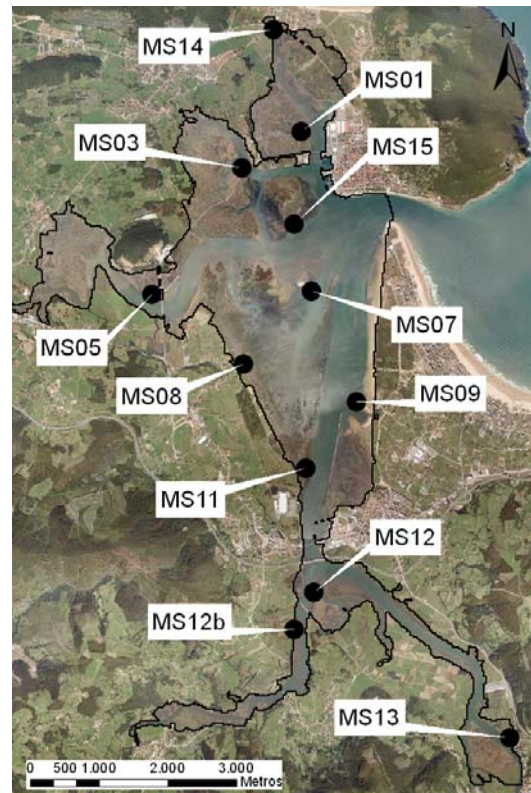


Figura 6.4. Localización de las estaciones de muestreo de los macroinvertebrados bentónicos en las Marismas de Santoña.

Asociación biológica	Estación	Especies características						Parámetros generales	
		<i>Hediste diversicolor</i> (Hd)	<i>Scrobicularia plana</i> (Sp)	<i>Cyathura carinata</i> (Cc)	<i>Nephtys hombergii</i> (Nh)	<i>Abra tenuis</i> (At)	<i>Abra alba</i> (Aa)	Riqueza	Densidad
<i>Abra alba</i>	MS-1	8	23		71	60	5	33	860
	MS-3		1		118	13	44	47	994
	MS-7	1		2	18			50	550
	MS-9	1	101		73		14	42	744
	MS-11	5	18	6	250	32	4	26	408
	MS-15			9	17		4	55	687
<i>Abra tenuis</i>	MS-5	47		2	6		4	15	101
	MS-8	3	12		19	29	5	29	247
	MS-12	53	337	117	53	8		15	719
	MS-12b	344	320	264	16			12	1096
<i>Scrobicularia plana</i>	MS-13	32	107	53				3	192
	MS-14	16	11					4	37

Tabla 6.3. Características biológicas de las estaciones de muestreo: asociación de macroinvertebrados bentónicos asignada a cada estación, abundancia media de las especies características (nº indiv./m²), riqueza específica y abundancia total.

Las características ambientales de cada estación de muestreo se presentan en la Tabla 6.4.

	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
Batimetría (m)	0,0	0,2	1,6	1,5	0,2	-0,4	-1,1	-1,9	-2,0	-0,9	-0,9	-1,4
Salinidad (‰)	15,9	3,0	26,3	0,0	25,3	3,5	6,1	25,8	22,3	27,2	27,4	14,6
Tiempo de emersión (%)	52,3	20,1	75,5	45,1	49,5	0,0	16,4	8,5	4,3	12,0	17,7	3,7
Fricción de fondo (N/m ²)	0,6	0,2	1,3	1,0	1,7	0,4	0,6	0,8	0,9	0,5	1,5	0,4
Arenas (%)	55,9	40,2	25,8	32,8	59,7	36,1	32,8	65,2	83,7	59,5	76,6	74,2
Fangos (%)	42,2	58,4	72,0	66,4	38,4	62,8	65,7	33,7	14,9	39,6	21,6	28,8
Tipo salino (*)	2	4	2	3	2	3	4	1	5	1	1	5

(*) según la Figura 5.21.

Tabla 6.4. Características ambientales de cada estación de muestreo.

A partir de estos datos se aplicaron los análisis referidos en la Tabla 6.1 para caracterizar los ecotopos del estuario.

A) Patrones de distribución de las asociaciones biológicas y especies características en función de las variables ambientales

En primer lugar, se identificaron las variables ambientales que permitían explicar la distribución de las tres asociaciones biológicas con el objetivo de obtener información sobre el comportamiento de las mismas frente a los diferentes gradientes ambientales incluidos dentro del sistema de clasificación de los biotopos. Para ello, se aplicó un análisis de ordenación multi-dimensional no paramétrico (MDS) a partir de la matriz de similaridad (índice de Bray-Curtis) construida con los datos de densidad media de todas las especies, previamente transformados con la raíz cuarta. Con base en los resultados de este análisis, se calculó la correlación de Spearman, específica para datos que incumplen el supuesto de normalidad, entre las variables ambientales y los ejes de ordenación del mismo. Los valores de correlación obtenidos permitieron seleccionar los principales ejes de variación ambiental que explicaban la ordenación de las estaciones en el MDS, mediante la aplicación de un umbral de 0.7. Dichos análisis se llevaron a cabo a través del software PRIMER v6 (Clarke y Warwick, 2001; Clarke y Gorley, 2006).

Por otro lado, también se analizó el comportamiento de las seis especies características de las tres asociaciones biológicas frente a los mencionados gradientes ambientales del estuario para, de esta forma, caracterizar sus patrones de distribución

espacial. Para ello, se calculó la abundancia relativa de cada especie a lo largo del gradiente ambiental.

B) Contraste de las asociaciones biológicas y especies con los biotopos obtenidos con los sistemas de integración jerárquico y estadístico

Una vez definido el comportamiento de la biota frente a las variables ambientales, se caracterizó la relación existente entre las asociaciones biológicas y los biotopos obtenidos en cada uno de los cinco niveles de detalle con los procedimientos de integración jerárquico y estadístico del sistema de clasificación, para identificar y describir los ecotopos correspondientes. Para ello, se representaron los biotopos asignados a cada una de las estaciones de muestreo de acuerdo con los ejes de ordenación del MDS anterior y teniendo en cuenta la asociación biológica.

Asimismo, se valoró la capacidad de cada sistema de clasificación de biotopos para establecer y discriminar entre ecotopos con diferente composición y densidad de las especies características de las asociaciones biológicas. Para ello, se representó gráficamente la densidad media acumulada de cada una de ellas en todas las estaciones de muestreo asociadas a un mismo biotopo, así como la densidad total considerando todas las especies conjuntamente. Finalmente, se compararon, de forma cualitativa, los resultados obtenidos a partir de los biotopos establecidos con el procedimiento de integración jerárquico y estadístico en los cinco niveles de detalle.

C) Modelo predictivo de la distribución de la biota

Como último paso, se obtuvieron los mapas de distribución potencial de las asociaciones biológicas con base en los ecotopos establecidos. Se asumió que la distribución potencial de cada asociación biológica se correspondía con la extensión ocupada por el conjunto de biotopos que se asociaban con la presencia de la misma. Asimismo, se representó la distribución espacial de dichos biotopos, correspondientes al nivel de detalle 5 y según los procedimientos de integración jerárquica y estadística, relacionados con la asociación de *Abra alba*, con la de *Abra tenuis* y con la de *Scrobicularia plana*. A partir de dichos ecotopos, se calculó el área (en términos absolutos, ha, y relativos a la superficie total del estuario, %) que ocupaban los biotopos vinculados a una misma asociación biológica, atendiendo al nivel de detalle y al sistema de clasificación, para, posteriormente, contrastar los resultados.

Por otro lado, se construyeron mapas de distribución potencial de las especies características. Para ello, se representó, en primer lugar, la superficie ocupada por los ecotopos establecidos en el nivel de detalle 5 a partir de los biotopos obtenidos con

ambos sistemas de clasificación y que se relacionaban con cada especie. Dichos ecotopos se establecieron considerando siete clases de abundancia de las especies: 0 (ausencia), <5, 5-25, 25-50, 50-100, 100-200 y >200 individuos/m². La representación espacial de los mismos en función de la abundancia de las especies permitió identificar fácilmente los requerimientos ambientales de las mismas y su ubicación preferente dentro del estuario. De forma complementaria a este análisis y con el objetivo de analizar la capacidad predictiva de los ecotopos definidos a partir de un número limitado de muestras biológicas, se calculó la superficie ocupada por cada uno de ellos de acuerdo con el nivel de detalle y el sistema de clasificación (estadístico o jerárquico), y se analizó su variación. En esta comparación se tuvo en cuenta la variación en la superficie, tanto absoluta (ha) como relativa a la superficie total del estuario (%). También se estimó la superficie total del estuario en la cual se llevó a cabo el contraste con los datos biológicos disponibles.

6.2. Resultados

6.2.1. Vegetación de marisma y fanerógamas marinas

A) Patrones de distribución de las especies en función de las variables ambientales

El modelo de regresión logístico construido con cada variable ambiental para explicar la distribución de las especies resultó significativo en todos los casos, excepto el del coeficiente de dispersión (renovación del agua) establecido para la especie *P. australis* (la diferencia entre el incremento de la desviación y el χ^2 para un nivel de confianza del 95% fue de -0.61). Además, dichos modelos pusieron de manifiesto diferentes comportamientos de las especies frente a los gradientes ambientales analizados, distinguiéndose entre especies generalistas y especialistas dentro del rango ambiental considerado (Figuras 6.5, 6.6 y 6.7). Un análisis más detallado de dichas tendencias permitió reconocer los patrones de zonación de las especies vegetales en el intermareal del estuario.

En general, se observa, en la mayor parte de las especies, una tendencia a incrementar su probabilidad de presencia al aumentar la cota, la salinidad y el porcentaje de fangos, y a la inversa en el caso de la fuerza de fricción de fondo y coeficiente de dispersión (Figura 6.5). Los patrones de *N. noltii* a lo largo de los gradientes ambientales analizados son, generalmente, contrarios a los identificados para la mayoría de las especies.

En relación con el gradiente de salinidad, cabe destacar que todas las especies halófilas y subhalófilas pertenecientes al género *Juncus* tienden a aumentar su probabilidad de ocurrencia al incrementarse la salinidad, de tal forma que se detectan probabilidades mínimas para valores inferiores al 10‰ y un incremento significativo de la pendiente de la curva de probabilidad para salinidades superiores al 25‰. Por el contrario, *P. australis*, también subhalófila, presenta el patrón inverso.

Asimismo, las especies también respondieron a los tipos salinos (Figura 6.6). *Spartina*, como especie pionera, y, sobre todo, *N. noltii*, como fanerógama marina, colonizan, con una relativamente alta probabilidad de ocurrencia, los tipos salinos 1 y 5, localizados en cotas bajas y cercanas a la bocana. *Juncus* spp. y *H. portulacoides* se caracterizan por probabilidades de ocurrencia relativamente altas en el tipo salino 2, que abarca las cotas más elevadas del intermareal. Por otro lado, las mayores probabilidades de ocurrencia para el tipo salino 3, caracterizado por una fuerte influencia fluvial, se producen con la especie *P. australis* y, en menor medida, *Juncus* spp. Finalmente, en el tipo salino 4 no se registra una alta probabilidad de ocurrencia de ninguna de las especies, lo cual indica que es una zona con escasa vegetación de marisma.

La distribución espacial de las especies dentro de las diferentes zonas salinas responde, principalmente, a la cota y al tiempo de emersión. A lo largo del gradiente de batimetría, y, por tanto, del tiempo de emersión, todas las especies tienden a aumentar su probabilidad de ocurrencia al aumentar la cota hacia tierra, excepto *N. noltii*, que muestra una tendencia inversa, es decir, a aumentar su probabilidad de ocurrencia al disminuir la cota (Figura 6.5). Por ello, se concluye que la vegetación de marisma tiende a desarrollarse en el intermareal alto, aunque algunas especies pueden colonizar el intermareal medio, como es el caso de *Spartina* spp., que es una especie pionera y que tolera tiempos de emersión relativamente bajos (Figura 6.5). Asimismo, *Sarcocornia* spp. también muestra una ligera preferencia a ocupar cotas relativamente bajas. Por otro lado, las fanerógamas marinas colonizan zonas submareales y del intermareal bajo y medio, es decir, las llanuras fangosas o arenosas que se localizan por debajo de la zona de marisma. Con base en los resultados obtenidos, concretamente a partir de la tendencia y pendiente de la probabilidad de ocurrencia a lo largo del gradiente salino (a mayor pendiente hacia cotas superiores, mayor afinidad por ellas) (Figura 6.5), se establece que en las zonas subhalófilas las especies se ordenan, desde las cotas más bajas hasta las más altas, de la siguiente forma:

- *Juncus* spp.
- *P. australis*

En cambio, en las zonas halófilas el patrón de ordenación de las especies es más complejo de interpretar, pero se corresponde, desde las cotas más bajas hasta las más altas, con el siguiente:

- *N. noltii*
- *Spartina* spp.
- *Sarcocornia* spp.
- *Salicornia* spp.
- *H. portulacoides*
- *I. crithmoides*
- *Juncus* spp.

Por otro lado, el comportamiento de las especies frente a los gradientes relativos a la fuerza de fricción de fondo y al coeficiente de dispersión revela que todas ellas tienden a aumentar su probabilidad de ocurrencia al disminuir los valores de ambas variables (Figura 6.5). Como excepción a este patrón, cabe destacar a *N. noltii*, en la cual se registra un fuerte incremento de su probabilidad de presencia al aumentar dichos valores. En cuanto al tiempo de emersión, la mayor parte de las especies muestran preferencia por zonas del intermareal expuestas a mayores valores de esta variable, salvo *N. noltii*, *Spartina* spp. y, en menor medida, *Sarcocornia* spp.

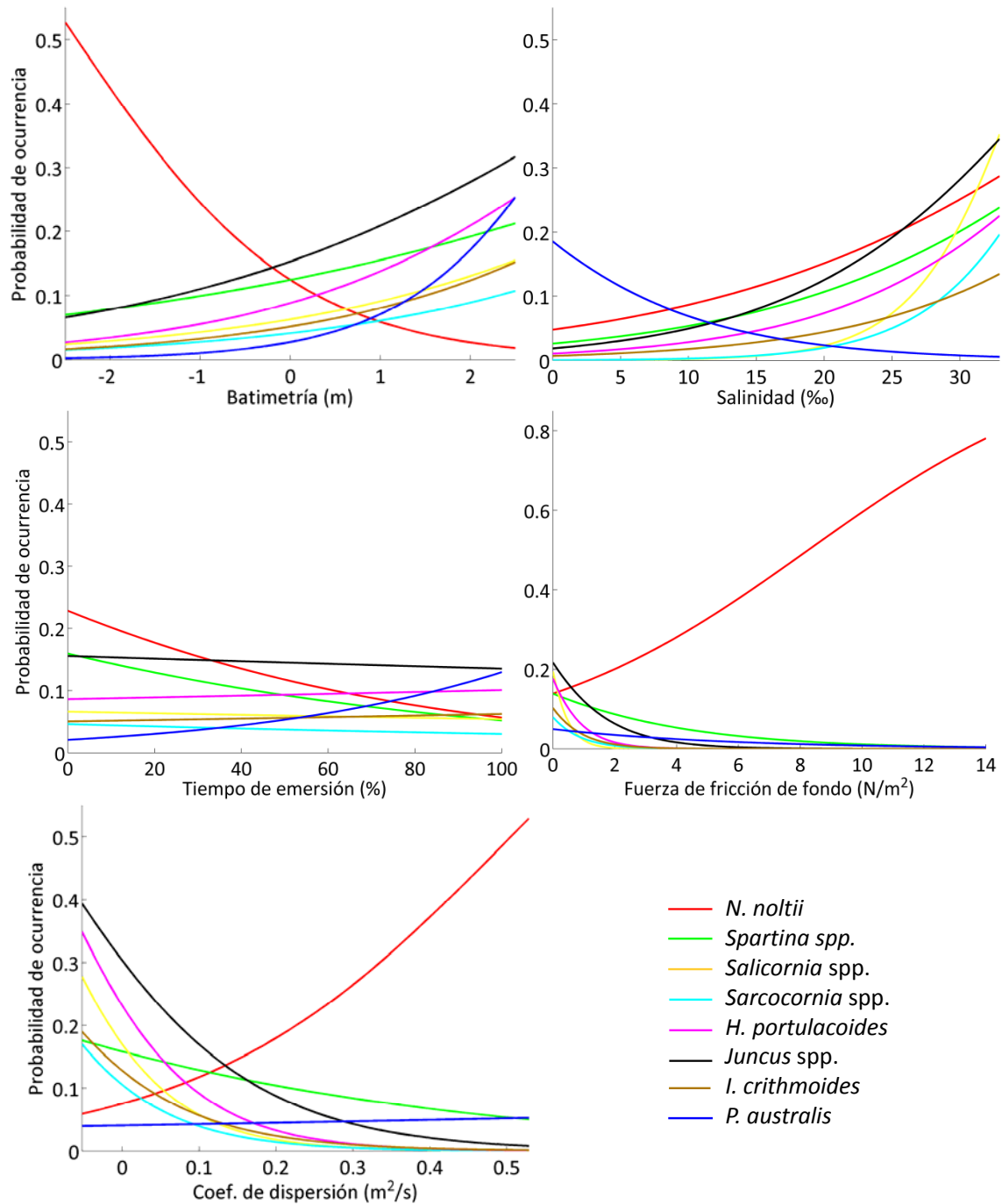


Figura 6.5. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con la batimetría (con respecto al nivel medio del mar local), salinidad (percentil del 50%), tiempo de emersión, fuerza de fricción de fondo y coeficiente de dispersión, que se relaciona con el tiempo de residencia del agua.

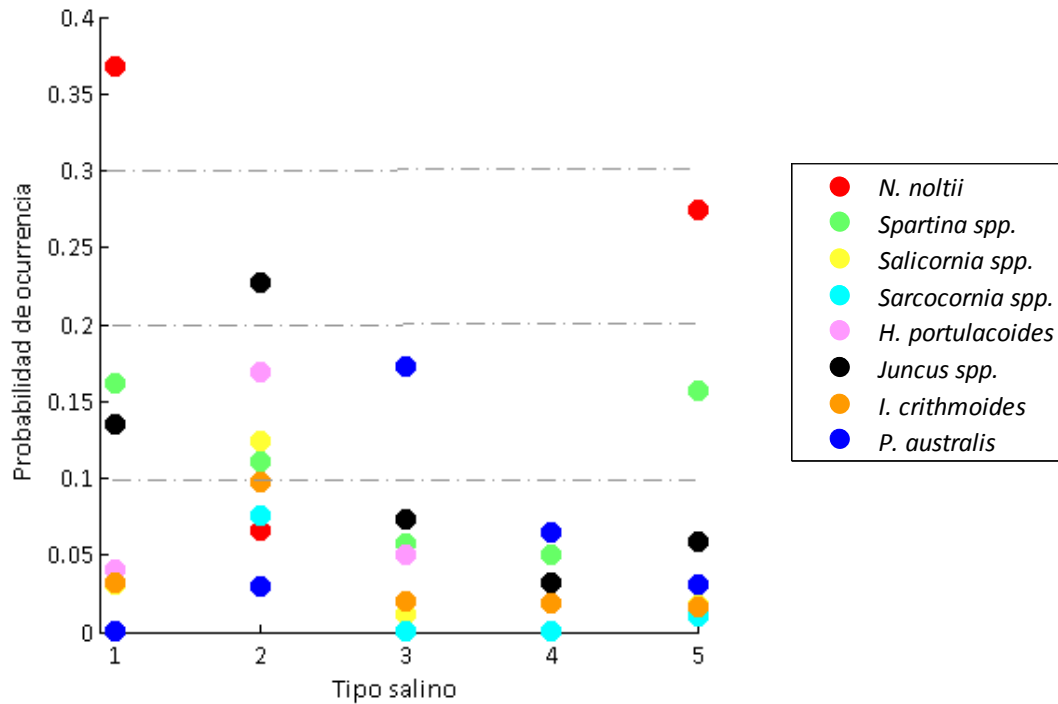


Figura 6.6. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con el tipo salino.

Por último, los patrones más marcados en relación con el tipo de sedimento se asocian con las especies *N. noltii* y *Spartina spp.*, por un lado, y *P. australis*, *H. portulacoides* e *I. crithmoides*, por otro lado, aumentando y disminuyendo su probabilidad de ocurrencia, respectivamente, al aumentar el tamaño de grano (Figura 6.7). En torno a un porcentaje de fangos y arenas del 40-60%, la probabilidad de ocurrencia de *P. australis* y *N. noltii* es similar.

A partir de estas tendencias generales descritas, se concluye que:

- *N. noltii* se localiza en las llanuras arenosas halófilas del intermareal más bajo, donde está expuesta a fuertes corrientes y donde el tiempo de residencia del agua es muy bajo.
- *Spartina spp.* muestra afinidades similares, aunque, a diferencia de la anterior, se localiza en cotas elevadas del intermareal medio o en cotas bajas del intermareal alto.
- *P. australis* se desarrolla preferentemente en cotas elevadas de los ambientes subhalófilos, donde hay una fuerte influencia de agua dulce fluvial y de escorrentía, y en sustratos fangosos.

- El resto de especies se localizan preferentemente en el intermareal alto de las zonas halófilas sobre sustratos mixtos ligeramente más fangosos.

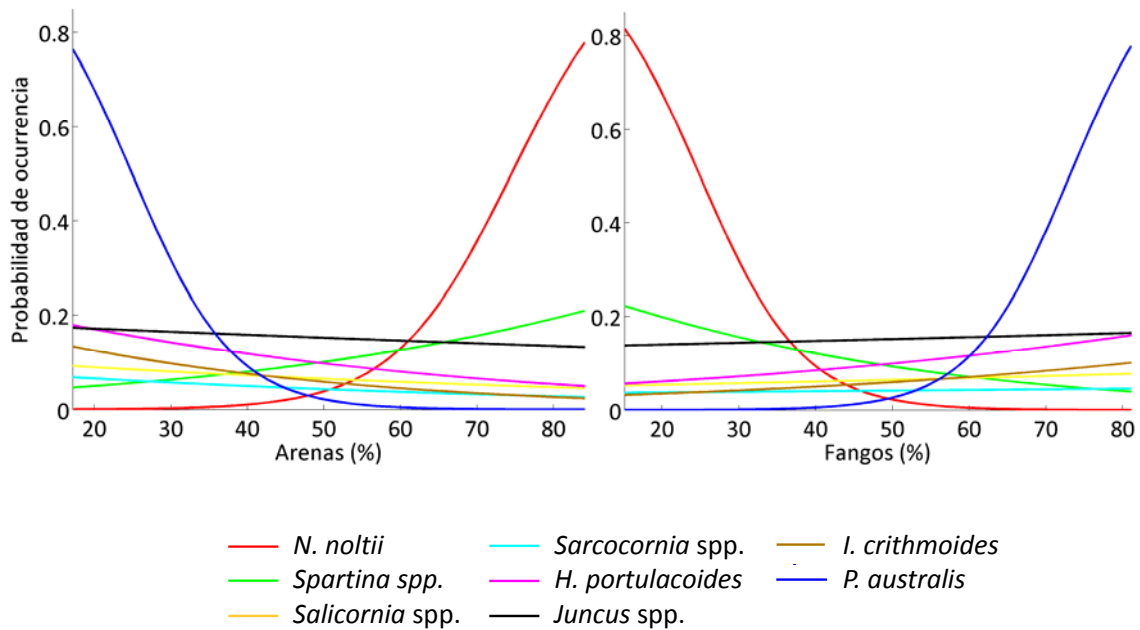


Figura 6.7. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con la composición del sedimento (porcentaje de arenas y fangos).

B y C) Contraste de las especies con los biotopos obtenidos con el sistema de integración jerárquico y desarrollo de modelos predictivos de la distribución potencial

De acuerdo con los resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, se concluye que existen evidencias (con un nivel de significación de 0.001) para rechazar la hipótesis nula, es decir, para afirmar que el biotopo está relacionado con la distribución de las especies en los cinco niveles de detalle (Tabla 6.5).

Sistema de clasificación jerárquico					
	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3	Nivel 4	Nivel 5
<i>N. noltii</i>	6603.3 ^{***}	6713.6 ^{***}	6817.4 ^{***}	7702.5 ^{***}	7987.4 ^{***}
<i>Spartina</i> spp.	718.3 ^{***}	1786.7 ^{***}	1834.4 ^{***}	1867.6 ^{***}	2223.1 ^{***}
<i>Sarcocornia</i> spp.	1357.1 ^{***}	1560.4 ^{***}	1603.7 ^{***}	1673.2 ^{***}	1794.1 ^{***}
<i>Salicornia</i> spp.	1494.3 ^{***}	1766.0 ^{***}	1934.4 ^{***}	2037.0 ^{***}	2578.8 ^{***}
<i>H. portulacoides</i>	2200.6 ^{***}	2342.1 ^{***}	2445.6 ^{***}	2561.0 ^{***}	3535.2 ^{***}
<i>I. crithmoides</i>	1412.1 ^{***}	1619.7 ^{***}	1677.1 ^{***}	1748.0 ^{***}	1933.3 ^{***}
<i>Juncus</i> spp.	1949.6 ^{***}	2317.7 ^{***}	2423.3 ^{***}	2720.3 ^{***}	3820.1 ^{***}
<i>P. australis</i>	2817.9 ^{***}	3002.2 ^{***}	3230.5 ^{***}	3233.6 ^{***}	3498.2 ^{***}

* Estadísticamente significativo para un nivel de 0.05

** Estadísticamente significativo para un nivel de 0.01

*** Estadísticamente significativo para un nivel de 0.001

Tabla 6.5. Valor del estadístico de prueba H (con una distribución que se aproxima por medio de la distribución χ^2) obtenido con la prueba de Kruskal-Wallis para evaluar las diferencias entre los biotopos de cada nivel de detalle en función de la distribución de las especies.

Antes de describir el modelo predictivo de los ecotopos establecido para cada una de las especies, cabe resaltar algunas generalidades comunes a todas ellas. En primer lugar, según el modelo de regresión logística binomial, que explica su distribución en función de los biotopos identificados en cada nivel de detalle, sólo unos pocos biotopos se asocian con probabilidades de ocurrencia de la especie relativamente altas. Además, a medida que se incrementa el nivel de detalle aumenta el valor máximo de dicha probabilidad. Por otro lado, también se ha observado la ausencia de patrones en los que los biotopos con altas probabilidades de presencia de la especie coincidan con altas coberturas espaciales de la misma. Sin embargo, si se atiende a la cobertura media ponderada que caracteriza a cada biotopo y que integra ambas probabilidades, se observa que ésta tiende, en general, a aumentar su máxima valoración a medida que se aumenta el nivel de detalle y, por tanto, también aumenta la capacidad para explicar la distribución de la especie objetivo. Finalmente, todos los modelos de ecotopos establecidos han dado lugar a una distribución potencial mayor que la extensión real de las especies, tanto más cuanto mayor era el valor de la razón de falsos positivos. Además, dicha diferencia generalmente se incrementa al disminuir el nivel de detalle.

Nanozostera noltii

De acuerdo con el modelo de regresión logística binomial, el mayor aumento de la máxima probabilidad de presencia se produce entre el nivel 3, con un valor de 0.50 en el biotopo 3, y el nivel 4, con un valor de 0.87 en el biotopo 6 (Figura 6.8). En el nivel 5 no se incrementa dicho valor máximo. Además, se ha observado que las probabilidades de presencia más elevadas se corresponden con bajas coberturas de la especie. De hecho, sólo en un reducido número de biotopos de cada nivel de detalle, caracterizados por una probabilidad de ocurrencia de la especie media o baja, se han registrado coberturas medias y altas (>25%).

Con respecto a la cobertura media ponderada, cabe señalar que, en general, se han obtenido valores bajos (< 25%) y que los más altos (> 15%) se asocian con biotopos de los niveles de detalle 4 y 5 (Figura 6.9). Asimismo, en el nivel de detalle 5 no se detecta un incremento significativo de dicho índice con respecto al nivel 4.

El primer gran incremento de la cobertura media ponderada, de hasta un 7% en los niveles 1 y 2, se corresponde con un umbral del 2.5%, con base en el cual se diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados (Figura 6.9). Por encima de dicho valor, se ha observado la existencia de otro fuerte incremento de, aproximadamente, el 3% en los niveles 2 al 5, que coincide con un umbral del 9%, el cual marca el límite entre biotopos adecuados y subóptimos. Asimismo, se ha detectado otro incremento del 3% en los niveles 4 y 5, que coincide con un umbral del 15%, el cual diferencia entre biotopos subóptimos y óptimos. Teniendo en cuenta estos umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como inadecuados porque se caracterizan por una probabilidad de ocurrencia de la especie próxima o igual a cero (Figura 6.9; Tabla 6.6). Asimismo, ningún biotopo de los niveles de detalle 1, 2 y 3 se ha clasificado como óptimo.

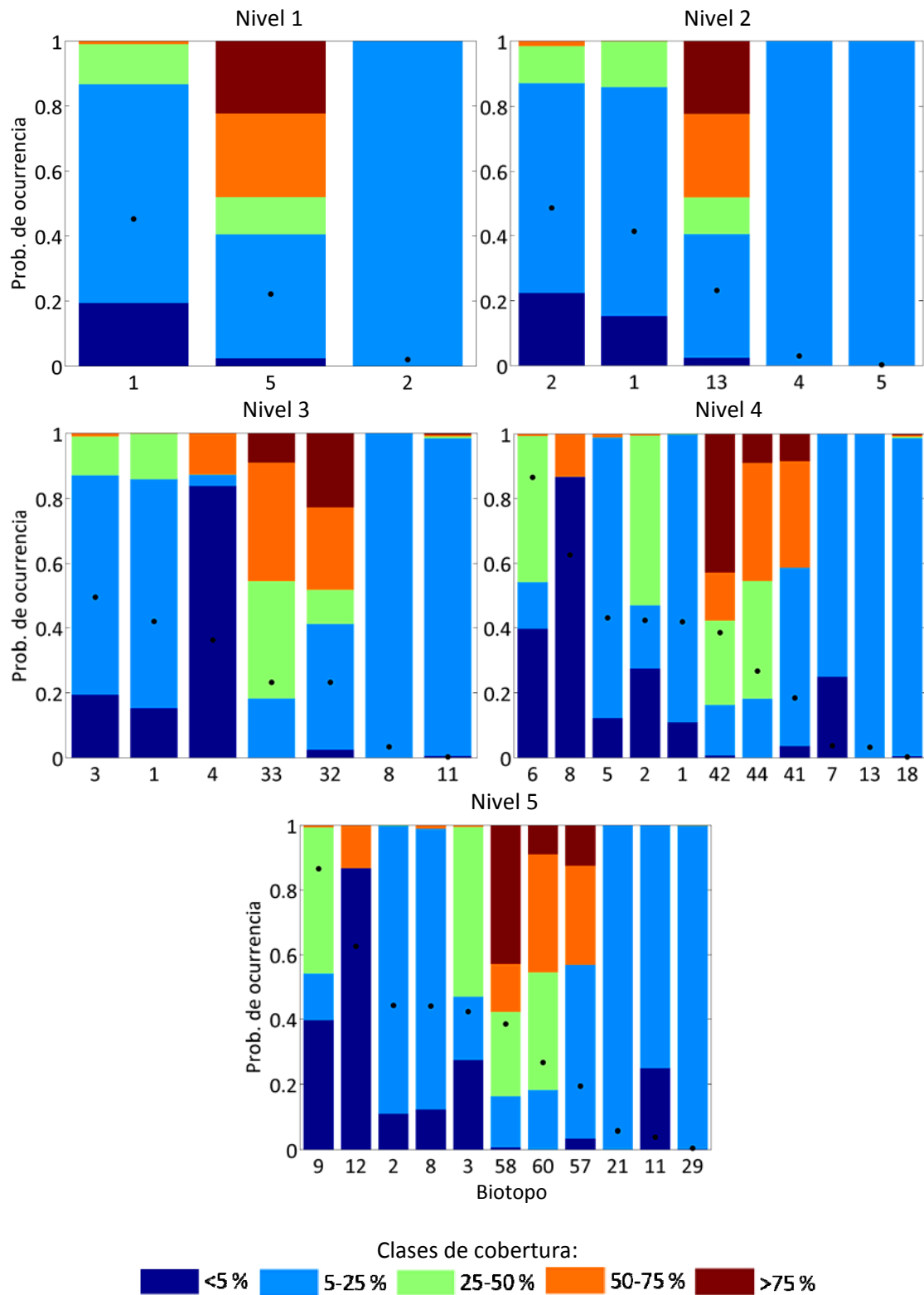


Figura 6.8. Probabilidad de ocurrencia de *N. noltii* (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

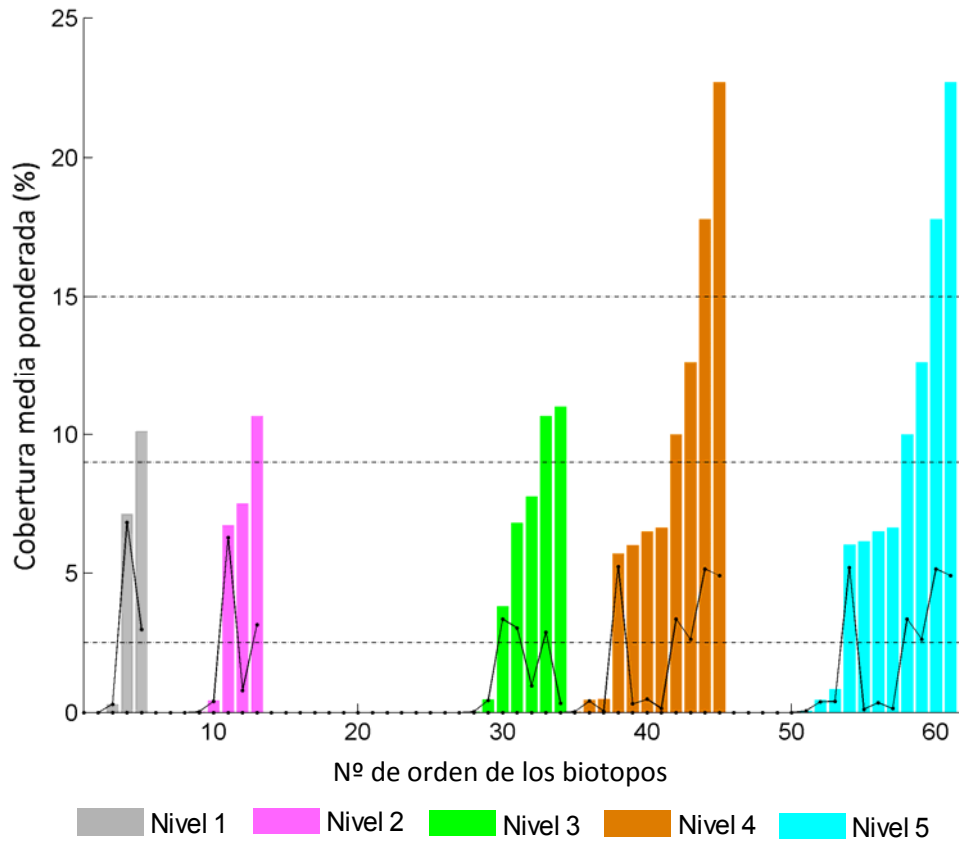


Figura 6.9. Cobertura media ponderada de *N. noltii* en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>15%	9-15%	2.5-9%	<2.5%
Nivel 1	-	5	1	2, 3, 4
Nivel 2	-	13	1, 2	El resto de biotopos
Nivel 3	-	32, 33	1, 3, 4	El resto de biotopos
Nivel 4	6, 42	2, 44	1, 5, 8, 41	El resto de biotopos
Nivel 5	9, 58	3, 60	2, 8, 12, 57	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.6. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *N. noltii*.

De acuerdo con la localización espacial de los biotopos del nivel de detalle 5 que forman parte del ecotopo de *N. noltii*, ésta coloniza preferentemente el intermareal inferior y zonas cercanas a la bocana donde domina la influencia del agua marina (biotopos 9 y 58 y, en menor medida, 3 y 60) (Figura 6.10). Además, los biotopos

óptimos para su desarrollo se encuentran en la región más próxima al submareal, donde se alcanzan las máximas coberturas espaciales. Esta distribución espacial de los ecotopos, que representa la distribución potencial de la especie, es coherente con la distribución real registrada. De hecho, el ajuste del modelo es bueno en todos los niveles de detalle, ya que se caracteriza por una precisión de aproximadamente 0.8 y una sensibilidad de 0.95. Además, la razón de falsos positivos es menor de 0.27.

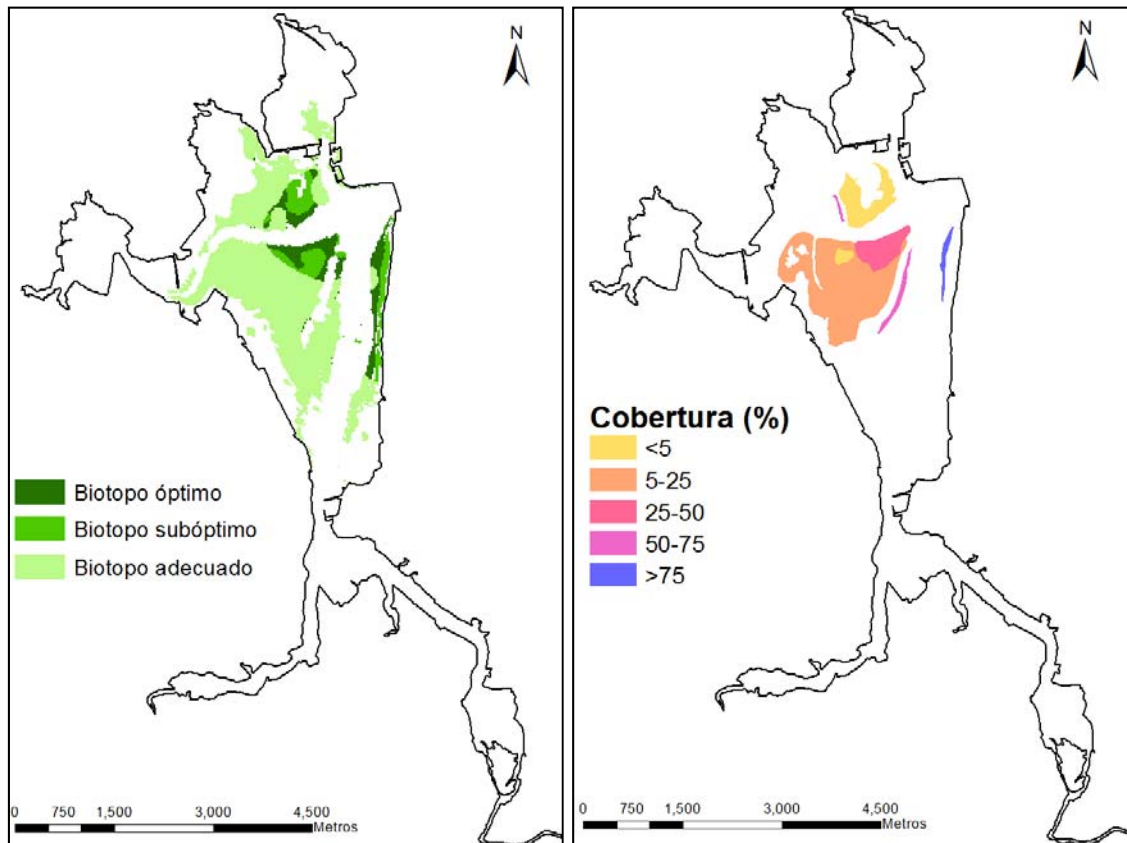


Figura 6.10. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *N. noltii* (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel de detalle 5 (izquierda).

Si se atiende al modelo de ecotopos de los niveles 1 al 3, se puede apreciar que la mayor parte de las observaciones de cobertura inferior al 50% o de ausencia se concentran en el biotopo adecuado y las de cobertura de más del 50% en el biotopo subóptimo, de acuerdo con los datos de la Tabla 6.7. En cambio, en los biotopos adecuados de los niveles 4 y 5 se incluyen la mayor parte de las observaciones de cobertura inferior al 25%, ya que aquellas entre el 25 y el 50% se concentran en los biotopos subóptimo y óptimo. En cuanto a las observaciones de más del 75% de cobertura, éstas se asocian, principalmente, con el biotopo óptimo. Por lo tanto, en

términos generales, se puede concluir que el biotopo adecuado se asocia con las coberturas más bajas, el biotopo subóptimo con las coberturas intermedias y altas y el biotopo óptimo con las altas.

	Biotopo	Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	7,0	1,5	6,0	10,2	76,7	100,0
	Adecuado	93,0	98,5	94,0	89,8	23,3	0,0
Nivel 2	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	6,5	1,5	6,0	10,2	76,7	100,0
	Adecuado	93,5	98,5	94,0	89,8	23,3	0,0
Nivel 3	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	6,5	1,5	6,0	10,2	76,7	100,0
	Adecuado	93,5	98,5	94,0	89,8	23,3	0,0
Nivel 4	Óptimo	1,6	28,6	3,6	55,3	20,2	76,7
	Subóptimo	2,7	15,9	2,9	44,2	4,7	1,2
	Adecuado	95,7	55,4	93,5	0,5	75,2	22,1
Nivel 5	Óptimo	1,6	28,6	3,6	55,3	20,2	76,7
	Subóptimo	2,7	15,9	2,9	44,2	4,7	1,2
	Adecuado	95,7	55,4	93,5	0,5	75,2	22,1
Nº observaciones		19380	615	2447	432	129	86

Tabla 6.7. Frecuencia relativa (%) de las observaciones de cada clase de cobertura asignada a los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo predictivo de la distribución de la especie, se describió física y biológicamente el ecotopo de *N. noltii*, en los cinco niveles de detalle (Tabla 6.8). De acuerdo con los resultados obtenidos, es de destacar que los biotopos óptimos de los niveles 4 y 5 se caracterizan por una frecuencia de asuencia del 34.5%, lo cual es indicativo de un crecimiento de la especie en agregados.

	Biotopo		Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I5	Subóptimo	5					77,8	0,5	8,5	2,5	5,7	5,0
	I1	Adecuado	1					84,4	2,8	10,8	1,8	0,1	0,0
Nivel 2	I53	Subóptimo	5	Bajo				76,6	0,5	8,9	2,7	6,0	5,2
	I12	Adecuado	1	Medio				84,5	2,8	10,7	1,8	0,1	0,0
	I13	Adecuado	1	Bajo									
Nivel 3	I53.1	Subóptimo	5	Bajo	Débil			76,6	0,5	8,9	2,7	6,0	5,2
	I53.2	Subóptimo	5	Bajo	Moderada								
	I12.1	Adecuado	1	Medio	Débil			84,5	2,8	10,7	1,8	0,1	0,0
	I13.1	Adecuado	1	Bajo	Débil								
	I13.2	Adecuado	1	Bajo	Moderada								
Nivel 4	I13.14	Óptimo	1	Bajo	Débil	Arenoso		34,5	19,4	9,7	26,3	2,9	7,3
	I53.14	Óptimo	5	Bajo	Débil	Arenoso							
	I12.14	Subóptimo	1	Medio	Débil	Arenoso		58,4	11,1	8,0	21,7	0,7	0,1
	I53.24	Subóptimo	5	Bajo	Moderada	Arenoso							
	I12.13	Adecuado	1	Medio	Débil	Fangoso		87,1	1,6	10,7	0,0	0,5	0,1
	I13.13	Adecuado	1	Bajo	Débil	Fangoso							
	I13.24	Adecuado	1	Bajo	Moderada	Arenoso							
	I53.13	Adecuado	5	Bajo	Débil	Fangoso							

Tabla 6.8. (Continúa).

	Biotopo		Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 5	I13.142	Óptimo	1	Bajo	Débil	Arenoso	Alta	34,5	19,4	9,7	26,3	2,9	7,3
	I53.142	Óptimo	5	Bajo	Débil	Arenoso	Alta						
	I12.142	Subóptimo	1	Medio	Débil	Arenoso	Alta	58,4	11,1	8,0	21,7	0,7	0,1
	I53.242	Subóptimo	5	Bajo	Moderada	Arenoso	Alta						
	I12.132	Adecuado	1	Medio	Débil	Fangoso	Alta	87,1	1,6	10,7	0,0	0,5	0,1
	I13.132	Adecuado	1	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						
	I13.242	Adecuado	1	Bajo	Moderada	Arenoso	Alta						
	I53.132	Adecuado	5	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura.

Tabla 6.8. Descripción del ecotopo de *N. noltii* establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

***Spartina* spp.**

De acuerdo con el modelo de regresión logística binomial, el mayor aumento de la máxima probabilidad de presencia se produce del nivel 4, donde se alcanzan valores de 0.43, hasta el nivel 5, donde son de 0.82 (Figura 6.11). Además, se ha observado que, en general, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001 se caracterizan por altas probabilidades de ocurrencia de las categorías de cobertura medias y altas (>25% y, en muchos casos, incluso >75%) con respecto a las más bajas.

En cuanto a la cobertura media ponderada, es importante mencionar que en la mayor parte de los biotopos muestra valores bajos, aunque en algunos biotopos, concretamente en el nivel de detalle 5, se alcanzan valores de hasta el 72% (Figura 6.12). Entre los niveles 3 y 4 no se ha detectado un incremento en el valor de dicho índice.

El primer gran incremento de la cobertura media ponderada, de entre 2-3%, se asocia con un valor umbral del 2.5%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados (Figura 6.12). Por encima de dicho valor, se detecta un fuerte incremento en los niveles 1 y 2, y de dos fuertes incrementos en los niveles 3, 4 y 5, que oscilan entre el 8% en el nivel de detalle 1 y el 30% en el nivel 5. Asociados a dichos incrementos se establecieron definitivamente los umbrales del 10 y del 30%. Teniendo en cuenta estos tres umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como adecuados o inadecuados. Aunque *Spartina* spp. está presente en un gran número de biotopos, en la mayoría aparece con una muy baja probabilidad de ocurrencia clasificándose, por tanto, como biotopos inadecuados (Tabla 6.9). Ningún biotopo de los niveles 1 y 2 se ha clasificado como óptimo, y sólo uno como subóptimo.

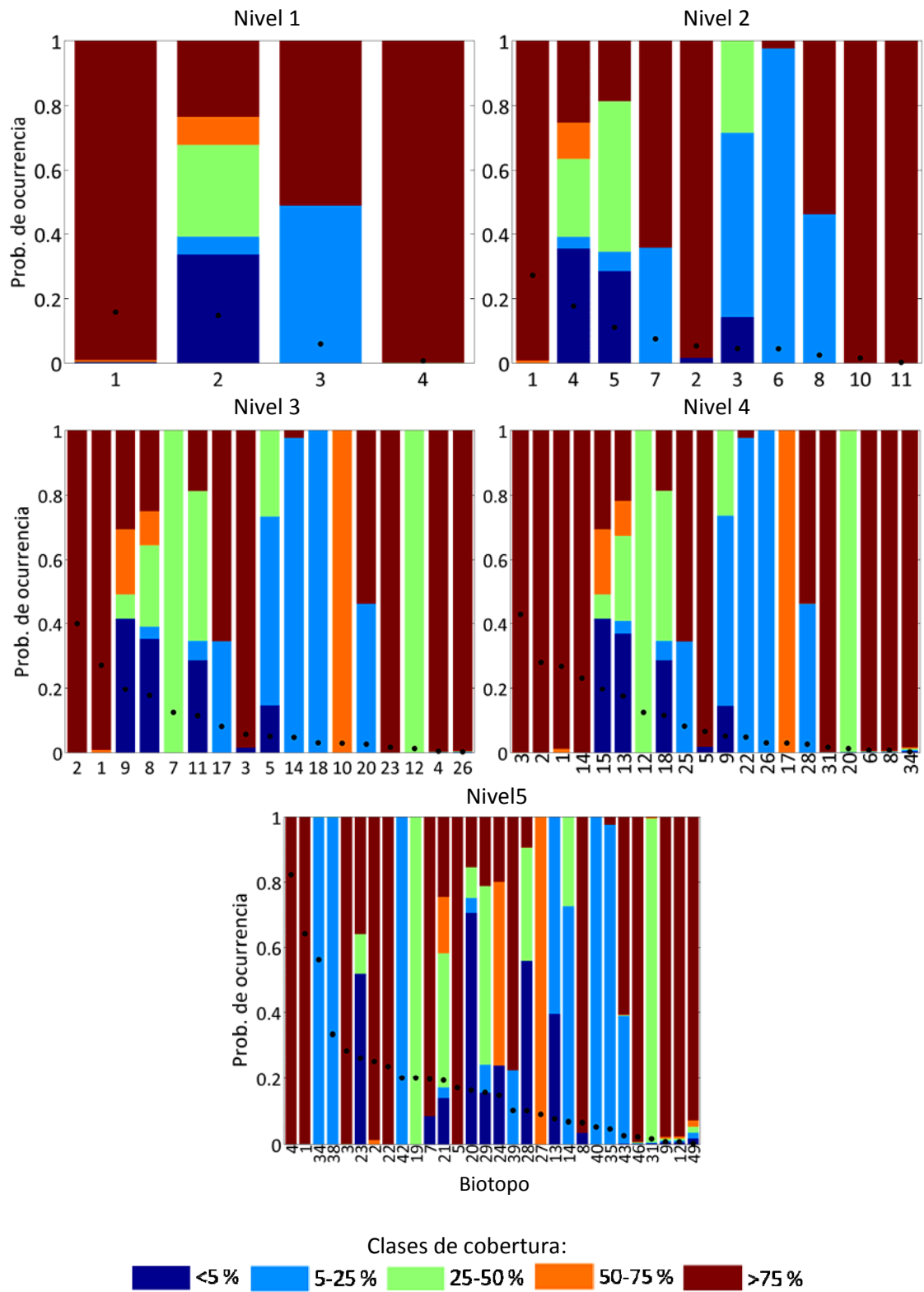


Figura 6.11. Probabilidad de ocurrencia de *Spartina* spp. (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras)..

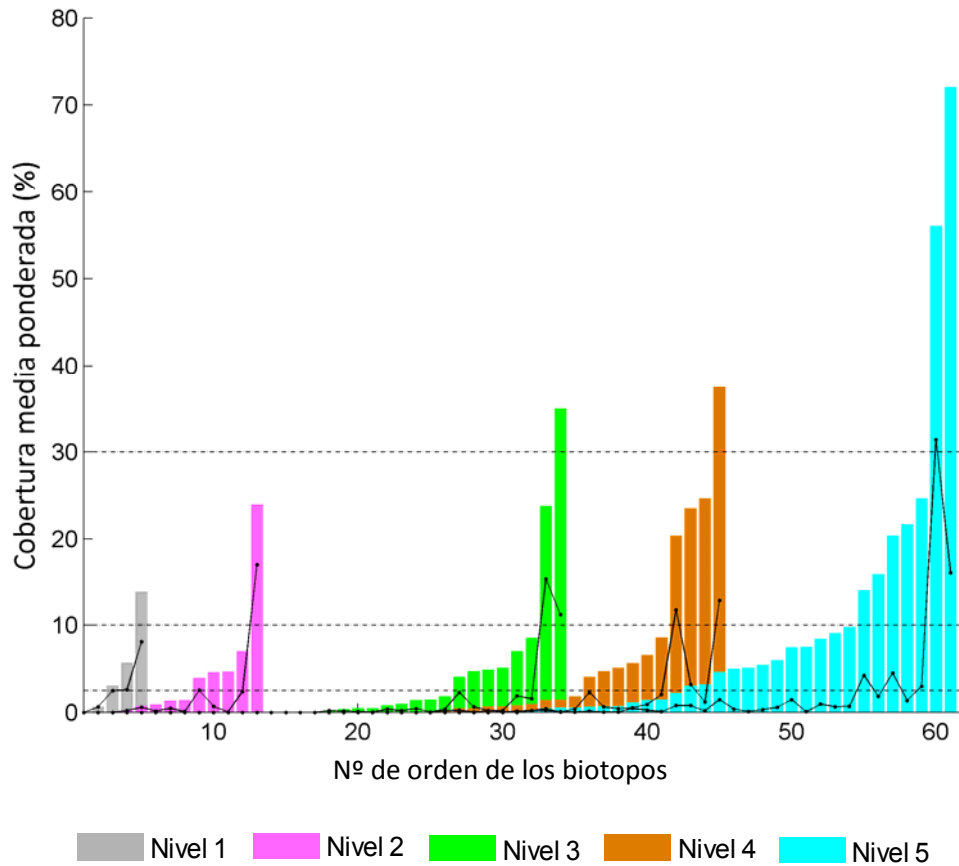


Figura 6.12. Cobertura media ponderada de *Spartina* spp. en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>30 %	10-30%	2.5-10%	<2.5%
Nivel 1	-	1	2, 3	4, 5
Nivel 2	-	1	2, 4, 5, 7	3, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13
Nivel 3	2	1	3, 7, 8, 9, 11, 17	El resto de biotopos
Nivel 4	3	1, 2, 14	5, 12, 13, 15, 18, 25	El resto de biotopos
Nivel 5	1, 4	2, 3, 5, 7, 22	8, 19, 20, 21, 23, 24, 27, 29, 34, 38, 39, 42	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.9. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *Spartina* spp.

En la Figura 6.13 se representa la distribución espacial del ecotopo de *Spartina* spp. según el cual ésta coloniza el intermareal medio y superior (llanuras intermareales fangosas o arenosas) de toda la superficie del estuario. Sin embargo, su distribución

preferente como especie pionera se concentra en las zonas del intermareal medio (marisma baja y llanuras intermareales) donde hay una mayor influencia del agua marina. El ajuste del modelo es aceptable, especialmente en los niveles de detalle del 2 al 5, en los cuales dicho modelo se caracteriza por una exactitud de 0.35-0.43, y una sensibilidad alta, de más de 0.93. Concretamente, se ha observado un incremento fuerte en el ajuste del modelo del nivel de detalle 2 con respecto al 1 y otra mejora, aunque mucho más leve, en el nivel 5 con respecto al 4. Asimismo, la razón de falsos positivos se caracteriza por adquirir valores elevados, entre 0.63 y 0.73, que se incrementan al disminuir el nivel de detalle.

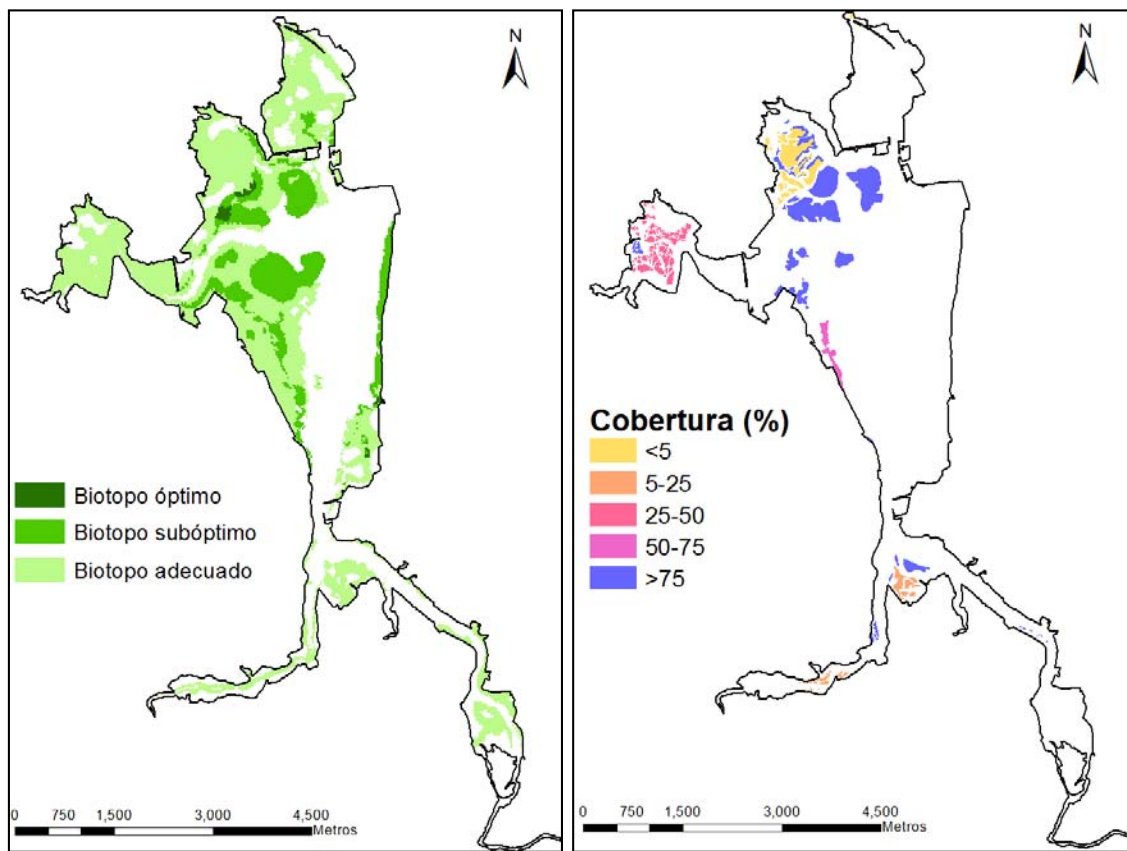


Figura 6.13. Distribución real de la cobertura (%) de *Spartina* spp. (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel de detalle 5 (izquierda).

De acuerdo con el modelo establecido, los biotopos adecuados se asocian con coberturas espaciales de menos del 75% en todos los niveles de detalle, mostrando una alta frecuencia de ausencia (Tabla 6.10). En cambio, los biotopos subóptimos se asocian con coberturas elevadas de la especie, de más del 75%, y, en mucha menor medida, con coberturas entre el 50 y el 75%. Este tipo de biotopo se caracteriza por

una menor proporción de ausencias. Por último, los biotopos óptimos identificados en los niveles 3, 4 y 5, que ocupaban una reducida extensión dentro del estuario, sólo se asocian con coberturas de la especie de más del 75%.

Biotopo		Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	28,6	0,6	0,0	0,0	5,2	70,8
	Adecuado	71,4	99,4	100,0	100,0	94,8	29,2
Nivel 2	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	11,7	0,0	0,0	0,0	5,2	58,4
	Adecuado	88,3	100,0	100,0	100,0	94,8	41,6
Nivel 3	Óptimo	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
	Subóptimo	11,6	0,0	0,0	0,0	5,2	57,2
	Adecuado	88,3	100,0	100,0	100,0	94,8	41,6
Nivel 4	Óptimo	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
	Subóptimo	12,3	0,0	0,0	0,0	5,2	60,2
	Adecuado	87,6	100,0	100,0	100,0	94,8	38,6
Nivel 5	Óptimo	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3
	Subóptimo	12,4	0,2	0,0	0,0	5,2	55,8
	Adecuado	87,3	99,8	100,0	100,0	94,8	37,9
Nº observaciones		20356	483	178	405	134	1533

Tabla 6.10. Frecuencia relativa (%) de las observaciones de cada clase de cobertura asignada a los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *Spartina* spp., en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.11):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I1	Subóptimo	1					84,2	0,0	0,0	0,0	0,1	15,7
	I2	Adecuado	2					89,9	3,0	1,1	2,5	0,8	2,8
	I3	Adecuado	3										
Nivel 2	I12	Subóptimo	1	Medio				72,6	0,0	0,0	0,0	0,2	27,2
	I13	Adecuado	1	Bajo				90,8	2,4	0,9	2,0	0,6	3,2
	I22	Adecuado	2	Medio									
	I23	Adecuado	2	Bajo									
	I32	Adecuado	3	Medio									
Nivel 3	I12.2	Óptimo	1	Medio	Moderada			60,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0
	I12.1	Subóptimo	1	Medio	Débil			72,7	0,0	0,0	0,0	0,2	27,1
	I13.1	Adecuado	1	Bajo	Débil			90,8	2,4	0,9	2,0	0,6	3,2
	I21.3	Adecuado	2	Alto	Fuerte								
	I22.1	Adecuado	2	Medio	Débil								
	I22.2	Adecuado	2	Medio	Moderada								
	I23.1	Adecuado	2	Bajo	Débil								
	I32.1	Adecuado	3	Medio	Débil								

Tabla 6.11. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 4	I12.23	Óptimo	1	Medio	Moderada	Fangoso		57,1	0,0	0,0	0,0	0,0	42,9
	I12.13	Subóptimo	1	Medio	Débil	Fangoso		73,0	0,0	0,0	0,0	0,2	26,8
	I12.14	Subóptimo	1	Medio	Débil	Arenoso							
	I22.14	Subóptimo	2	Medio	Débil	Arenoso							
	I13.13	Adecuado	1	Bajo	Débil	Fangoso		90,9	2,5	0,9	2,1	0,6	3,0
	I21.13	Adecuado	2	Alto	Débil	Fangoso							
	I22.13	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso							
	I22.23	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso							
	I23.13	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso							
	I32.13	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso							
Nivel 5	I12.131	Óptimo	1	Medio	Débil	Fangoso	Baja	33,8	0,0	0,0	0,0	0,0	66,2
	I12.231	Óptimo	1	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I12.132	Subóptimo	1	Medio	Débil	Fangoso	Alta	74,6	0,0	0,0	0,0	0,2	25,2
	I12.142	Subóptimo	1	Medio	Débil	Arenoso	Alta						
	I12.232	Subóptimo	1	Medio	Moderada	Fangoso	Alta						
	I13.131	Subóptimo	1	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						
	I22.142	Subóptimo	2	Medio	Débil	Arenoso	Alta						

Tabla 6.11. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 5	I13.132	Adecuado	1	Bajo	Débil	Fangoso	Alta	90,9	2,5	0,9	2,1	0,6	3,0
	I21.332	Adecuado	2	Alto	Fuerte	Fangoso	Alta						
	I22.131	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Baja						
	I22.132	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I22.231	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I22.232	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Alta						
	I22.332	Adecuado	2	Medio	Fuerte	Fangoso	Alta						
	I23.132	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						
	I31.131	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso	Baja						
	I32.131	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso	Baja						
	I32.132	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I33.131	Adecuado	3	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.11. Descripción del ecotopo de *Spartina* spp. establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

***Sarcocornia* spp.**

Según el modelo de regresión logística binomial, la máxima probabilidad de ocurrencia es muy baja, de 0.16, y se alcanza en el nivel de detalle 5 (Figura 6.14). Además, se ha observado que, en general, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001, se caracterizan por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura medias y bajas (<50%).

Con respecto a la cobertura media ponderada, cabe señalar que se han registrado valores relativamente bajos, siendo inferiores al 2.5% en los niveles 1 y 2 y al 8% en los niveles 3, 4 y 5 (Figura 6.14). Las valoraciones más altas se asocian con los biotopos 3, 4 y, sobre todo, 5, pero entre los biotopos 3 y 4 apenas se ha detectado un incremento en el valor de dicho índice.

El primer gran incremento de la cobertura media ponderada, de entre 1-2%, se asocia con un valor umbral del 0.75%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados (Figura 6.15). Por encima de dicho valor, se identifica otro umbral en los niveles de detalle 3 al 5 cuyo valor se ha establecido en el 3%. Teniendo en cuenta estos tres umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como adecuados o inadecuados en los cinco niveles de detalle (Tabla 6.12). El número de biotopos asociados con la presencia de la especie es relativamente bajo, y ninguno de ellos se ha clasificado como óptimo, probablemente debido a la cartografía de base empleada, la cual no tiene suficiente detalle y precisión para caracterizar esta especie. Asimismo, en los niveles 1 y 2 tampoco se ha clasificado ningún biotopo como subóptimo.

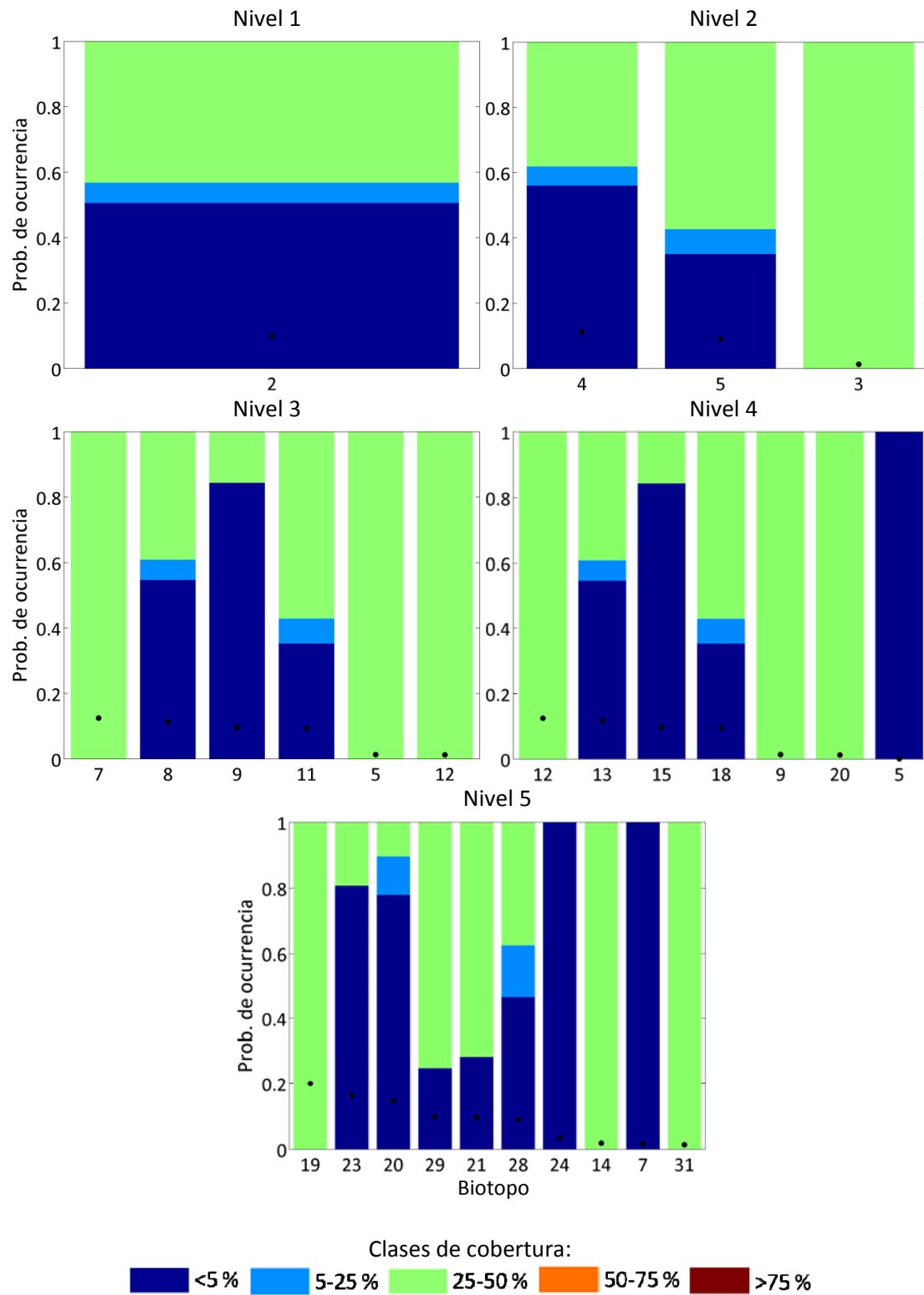


Figura 6.14. Probabilidad de ocurrencia de *Sarcocornia* spp. (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

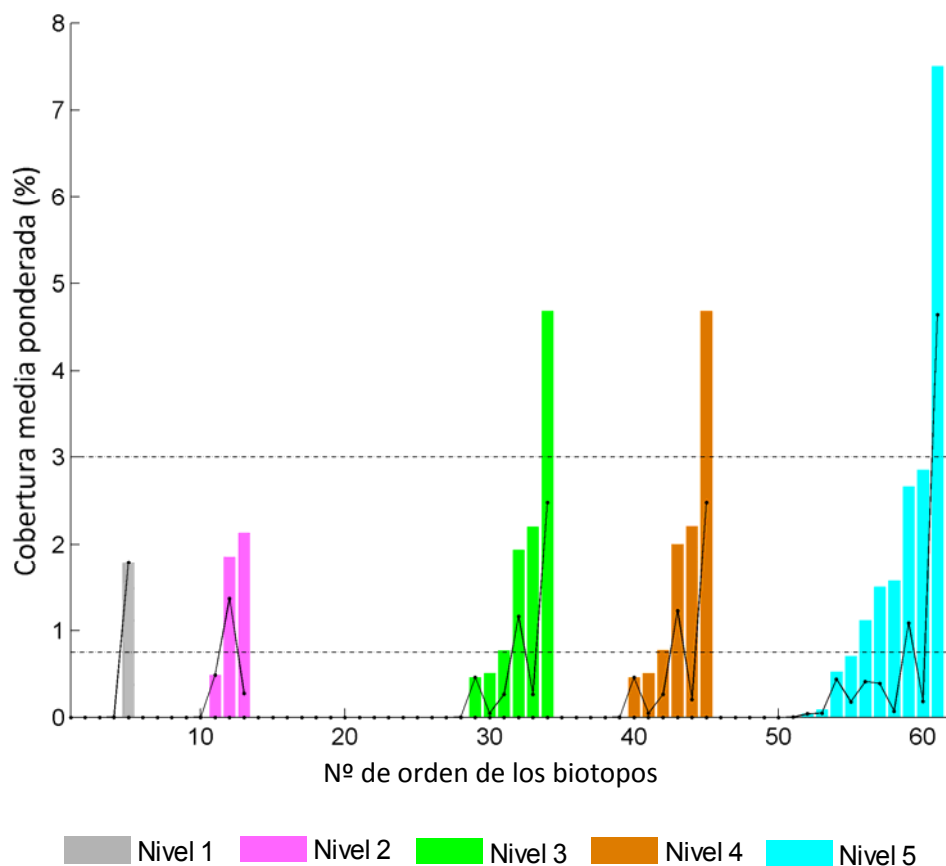


Figura 6.15. Cobertura media ponderada de *Sarcocornia* spp. en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y valores umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>3 %	>3 %	0.75-3%	<0.75%
Nivel 1	-	-	2	1, 3, 4, 5
Nivel 2	-	-	4, 5	El resto de biotopos
Nivel 3	-	7	8, 9, 11	El resto de biotopos
Nivel 4	-	12	13, 15, 18	El resto de biotopos
Nivel 5	-	19	20, 21, 23, 28, 29	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.12. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *Sarcocornia* spp.

En la Figura 6.16 se representa la distribución espacial del ecotopo de *Sarcocornia* spp., según el cual esta especie coloniza el intermareal superior (marisma alta) y, en ocasiones, también el intermareal medio (marisma baja) en toda la superficie del

estuario, excepto en zonas muy influenciadas por los aportes fluviales del río Asón. Esta distribución potencial de la especie resulta coherente con su distribución real, que se localiza, preferentemente, en zonas periféricas del estuario, que suelen estar asociadas a pequeños brazos y que muestran un cierto grado de aislamiento hidrodinámico. El ajuste del modelo es aceptable en todos los niveles de detalle, y se caracteriza por una alta exactitud, superior a 0.62, y sensibilidad, superior a 0.98. También se ha estimado un valor de la razón de falsos positivos bajo, entre 0.33-0.39. En general, a partir del nivel de detalle 2 no se detecta un incremento significativo de estos tres indicadores.

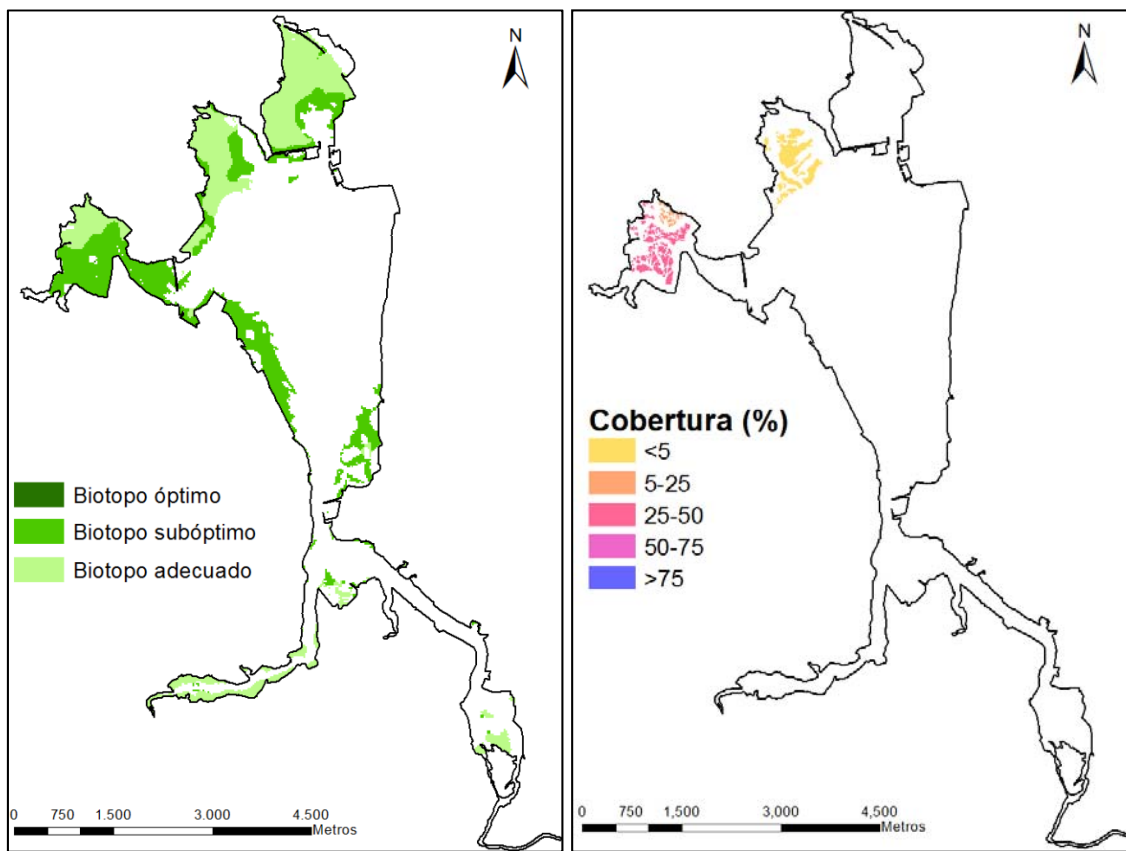


Figura 6.16. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *Sarcocornia* spp. (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos 'óptimo', 'subóptimo' y 'adecuado' para el nivel de detalle 5 (izquierda).

De acuerdo con el modelo establecido, se detecta una leve tendencia, en los niveles 4 y 5, a que las coberturas más altas (25-50%) se asocien con los biotopos subóptimos, aunque en proporciones muy bajas (Tabla 6.13). Por lo tanto, no se observa una clara diferenciación entre las características biológicas de los biotopos subóptimo y adecuado.

Biotopo		Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Adecuado	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Nivel 2	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Adecuado	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0
Nivel 3	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
	Adecuado	100,0	100,0	100,0	99,8	0,0	0,0
Nivel 4	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
	Adecuado	100,0	100,0	100,0	99,8	0,0	0,0
Nivel 5	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
	Adecuado	100,0	100,0	100,0	99,8	0,0	0,0
Nº observaciones		22149	477	58	405	0	0

Tabla 6.13. Frecuencia relativa (%) de las observaciones de cada clase de cobertura asignada a los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *Sarcocornia* spp., en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.14):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Inter-mareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renov. del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I2	Adecuado	2					95,9	2,1	0,3	1,8	0,0	0,0
Nivel 2	I22	Adecuado	2	Medio				95,9	2,1	0,3	1,8	0,0	0,0
	I23	Adecuado	2	Bajo									
Nivel 3	I21.2	Subóptimo	2	Alto	Moderada			87,5	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0
	I22.1	Adecuado	2	Medio	Débil			95,9	2,1	0,3	1,8	0,0	0,0
	I22.2	Adecuado	2	Medio	Moderada								
	I23.1	Adecuado	2	Bajo	Débil								
Nivel 4	I21.33	Subóptimo	2	Alto	Fuerte	Fangoso		87,5	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0
	I22.13	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso		95,9	2,1	0,3	1,8	0,0	0,0
	I22.23	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso							
	I23.13	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso							
Nivel 5	I21.332	Subóptimo	2	Alto	Fuerte	Fangoso	Alta	80,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0
	I22.131	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Baja	95,9	2,1	0,3	1,8	0,0	0,0
	I22.132	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I22.231	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I23.131	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						
	I23.132	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.14. Descripción del ecotopo de *Sarcocornia* spp. establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

***Salicornia* spp.**

De acuerdo con el modelo de regresión logística binomial, las máximas probabilidades de ocurrencia de la especie son bajas (*i.e.*, 0.25 en el nivel de detalle 5) y apenas se incrementan al aumentar el nivel de detalle (Figura 6.17). Por otro lado, y en términos generales, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001 se caracterizan por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura mínimas y máximas (<5% ó >75%).

En cuanto a la cobertura media ponderada, cabe mencionar que adquiere valores bajos en todos los biotopos, inferiores al 3.5%, y que los valores más altos se encuentran al nivel de detalle 5, (Figura 6.18). Entre los niveles 2, 3 y 4 no se detecta un aumento significativo en el máximo valor de este índice.

El primer gran incremento de la cobertura media ponderada, de entre 0.25-0.75% en todos los niveles de detalle, se asocia con un valor umbral del 0.75%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados (Figura 6.19). Por encima de dicho valor, se identifica otro umbral en el nivel de detalle 5, cuyo valor se ha establecido en el 1.5%. Teniendo en cuenta estos tres umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como adecuados e inadecuados en los cinco niveles de detalle (Tabla 6.15). Esto es consecuencia de que *Salicornia* spp. se caracteriza, en la mayor parte de los biotopos, por una baja probabilidad de presencia y en muchas ocasiones, también por una cobertura espacial extremadamente baja, como corresponde con una especie que, en muchas ocasiones, aparece como especie acompañante o en pequeños sectores aislados. Además, ningún biotopo se ha clasificado como óptimo y sólo uno como subóptimo en el nivel de detalle 5.

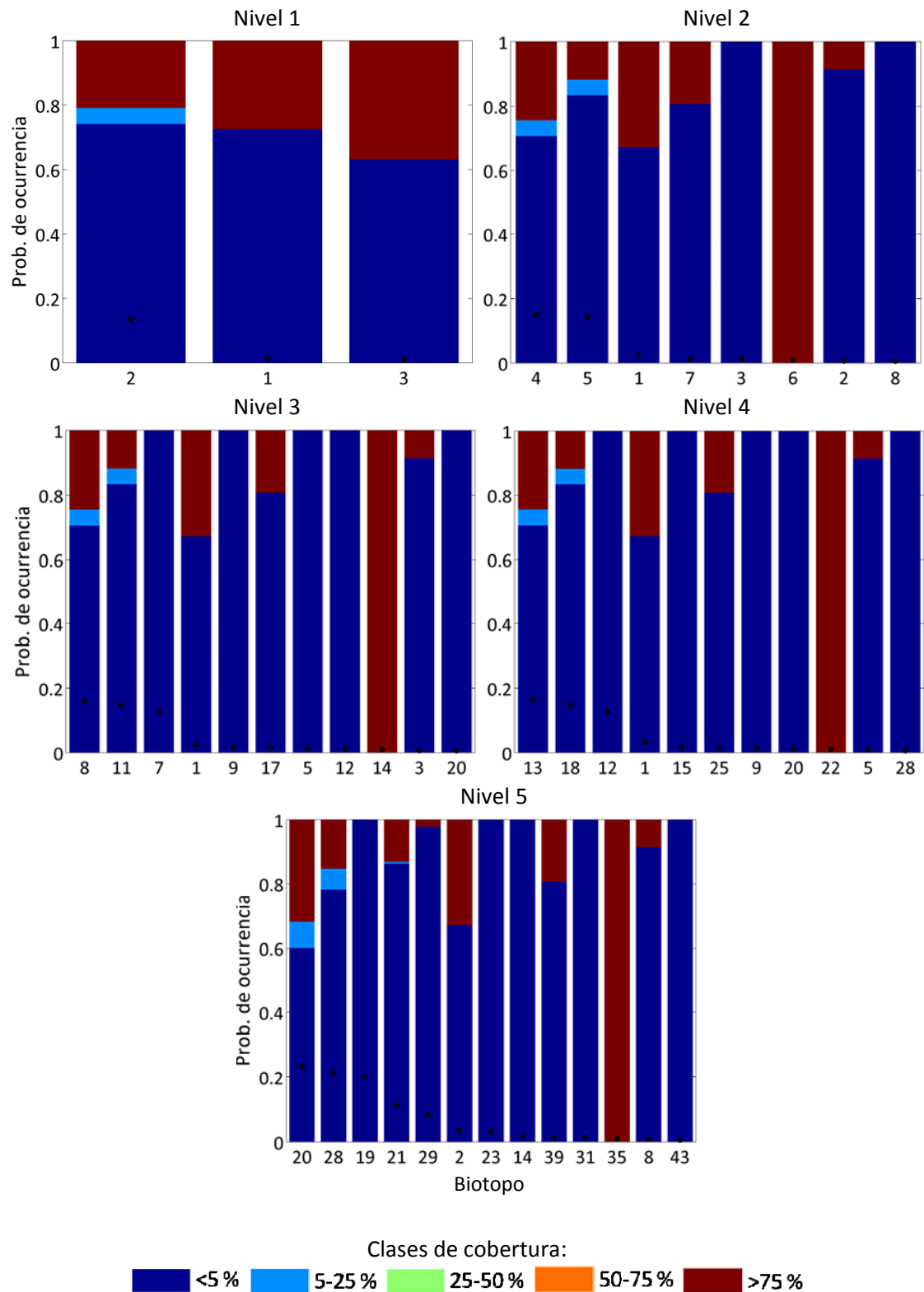


Figura 6.17. Probabilidad de ocurrencia de *Salicornia* spp. (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

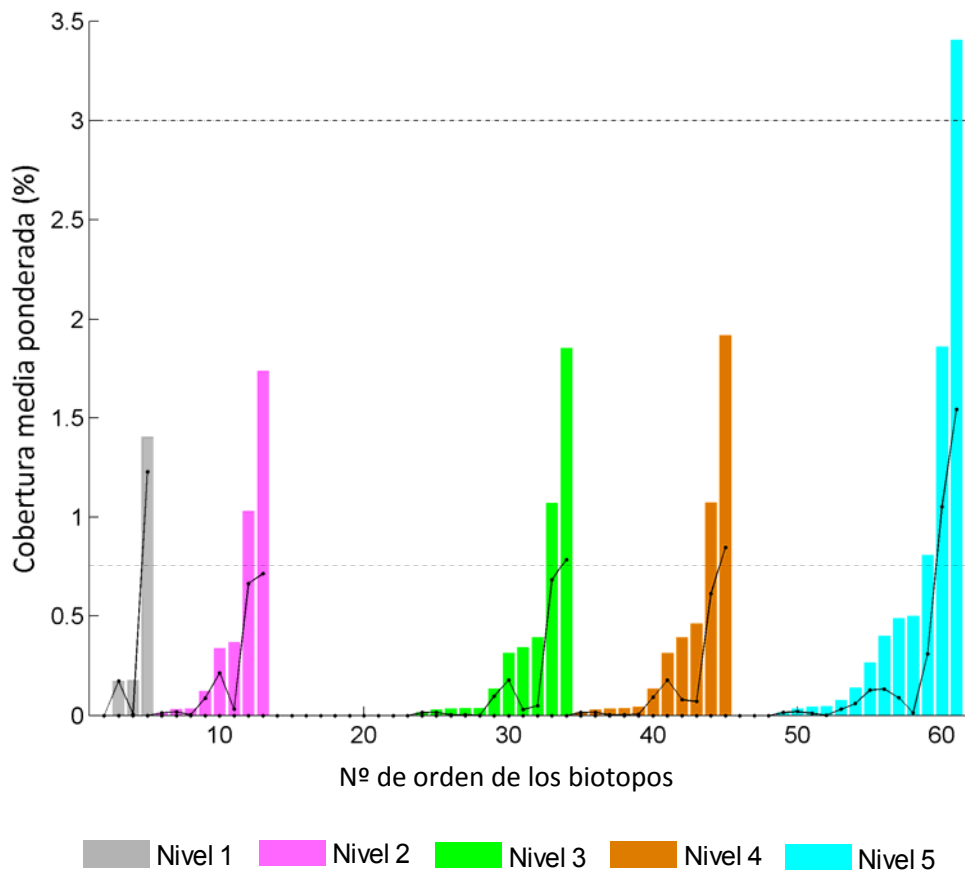


Figura 6.18. Cobertura media ponderada de *Salicornia* spp. en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y valores umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*		>3%	0.75-3%	<0.75%
Nivel 1	-	-	2	1, 3
Nivel 2	-	-	4, 5	El resto de biotopos
Nivel 3	-	-	8, 11	El resto de biotopos
Nivel 4	-	-	13, 18	El resto de biotopos
Nivel 5	-	20	21, 28	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.15. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *Salicornia* spp.

Si se atiende a la localización espacial de los biotopos del nivel de detalle 5 que forman parte del ecotipo de *Salicornia* spp. se observa que esta especie ocupa el intermareal superior (marisma alta) en zonas hidrodinámicamente aisladas del cuerpo principal del

estuario (Figura 6.19). Además, muestra afinidad por zonas influenciadas por pequeños aportes de agua dulce. Esta distribución potencial de la especie muestra un alto grado de coincidencia con la distribución real, según la cual *Salicornia* spp. se localiza en zonas periféricas del estuario, preferentemente en pequeños brazos con un cierto grado de aislamiento hidrodinámico. En consonancia con estas observaciones, el ajuste del modelo es aceptable ya que se caracteriza por una exactitud más bien alta, 0.63-0.74, y una sensibilidad alta, >0.83. Asimismo, se ha obtenido un valor medio o incluso bajo de la razón de falsos positivos (0.26-0.38). Una mejora notable en el ajuste del modelo se produce en el nivel 4 con respecto al 5.

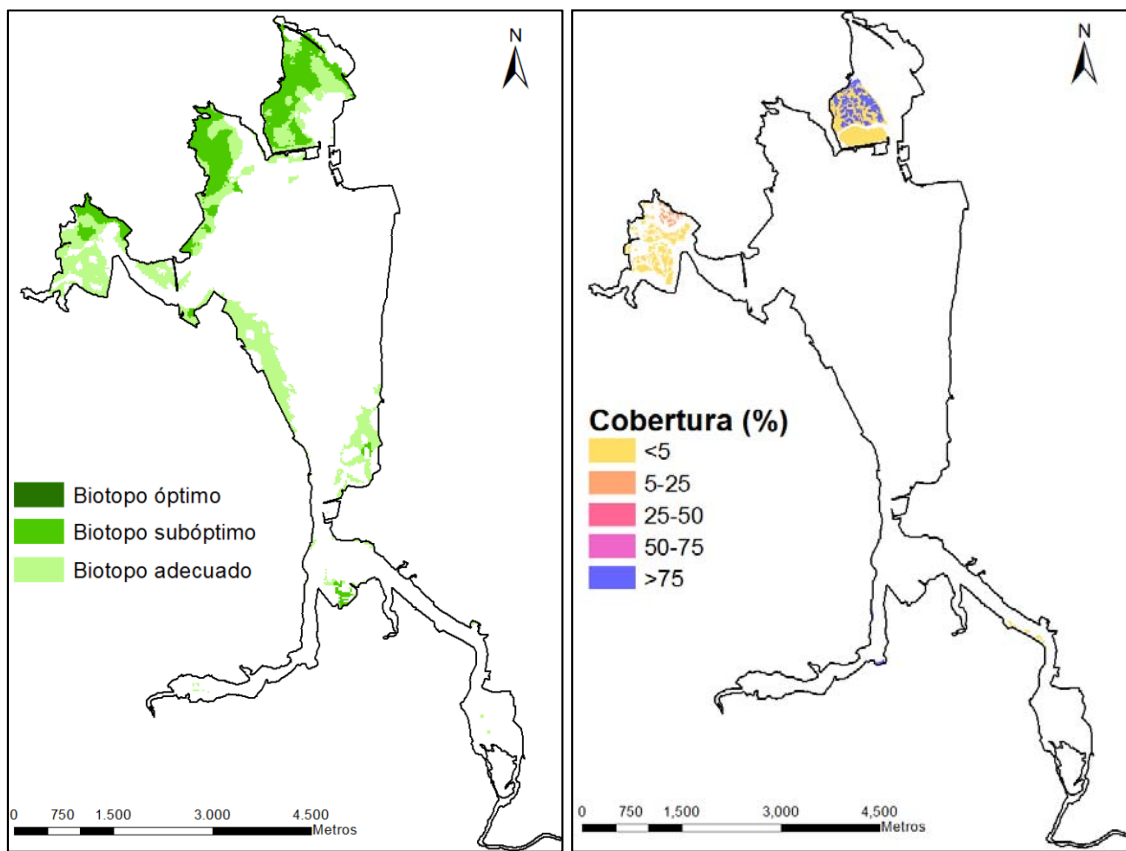


Figura 6.19. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *Salicornia* spp. (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel de detalle 5 (izquierda).

De acuerdo con el modelo establecido, se detecta una mayor frecuencia de coberturas inferiores al 5% en los biotopos adecuados y de coberturas del 5-50% en los biotopos subóptimos (Tabla 6.16). Por lo tanto, la identificación de biotopos subóptimos en el nivel de detalle 5 se asocia con un incremento en la capacidad del modelo para discriminar biotopos más favorables para el desarrollo de *Salicornia* spp.

	Biotopo	Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	0	0	0	0	0	0
	Adecuado	100	100	100	100	0	0
Nivel 2	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	0	0	0	0	0	0
	Adecuado	100	100	100	100	0	0
Nivel 3	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	0	0	0	0	0	0
	Adecuado	100	100	100	100	0	0
Nivel 4	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	0	0	0	0	0	0
	Adecuado	100	100	100	100	0	0
Nivel 5	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	9	33	72	58	0	0
	Adecuado	91	67	28	42	0	0
Nº observaciones		21652	1060	64	313	0	0

Tabla 6.16. Frecuencia relativa (%) de las observaciones de cada clase de cobertura asignada a los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *Salicornia* spp., en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.17):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Internareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I2	Adecuado	2					93,8	4,6	0,3	1,4	0,0	0,0
Nivel 2	I22	Adecuado	2	Medio				93,8	4,6	0,3	1,4	0,0	0,0
	I23	Adecuado	2	Bajo									
Nivel 3	I22.1	Adecuado	2	Medio	Débil			93,8	4,6	0,3	1,4	0,0	0,0
	I23.1	Adecuado	2	Bajo	Débil								
Nivel 4	I22.13	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso		93,8	4,6	0,3	1,4	0,0	0,0
	I23.13	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso							
Nivel 5	I22.131	Subóptimo	2	Medio	Débil	Fangoso	Baja	76,8	14,0	1,9	7,4	0,0	0,0
	I22.132	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta	95,8	3,5	0,1	0,6	0,0	0,0
	I23.131	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.17. Descripción del ecotopo de *Salicornia* spp. establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

Hallimione portulacoides

Según el modelo de regresión logística binomial, la mayor probabilidad de ocurrencia es de 0.56 y se alcanza en el nivel de detalle 5 (Figura 6.20). Además, de forma general, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001, se caracterizan por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura medias y bajas (<50%).

En cuanto a la cobertura media ponderada, es importante mencionar que en todos los niveles se han registrado valores más bien bajos (<9%) y que en el nivel de detalle 5 se detecta un fuerte incremento en comparación con el nivel 4, alcanzándose los valores más altos (8.4%) (Figura 6.21). Entre los niveles 1 al 4 apenas se observa un incremento en el valor de dicho índice.

El primer gran incremento de la cobertura media ponderada se produce en los niveles 1 y 2 y se asocia con un valor umbral de 0.9%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados (Figura 6.21). Entre los biotopos que superan dicho valor, se observan indicios de la existencia de otros dos umbrales. El primero de ellos se ha establecido en 2.1%, ya que coincide con un incremento de la cobertura media ponderada de 1-2%, y el segundo de ellos en 4.5%, que se corresponde con un incremento de 1% en el nivel de detalle 5. Teniendo en cuenta estos tres umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como adecuados e inadecuados, y sólo se han identificado biotopos óptimos en el nivel de detalle 5 (Tabla 6.18).

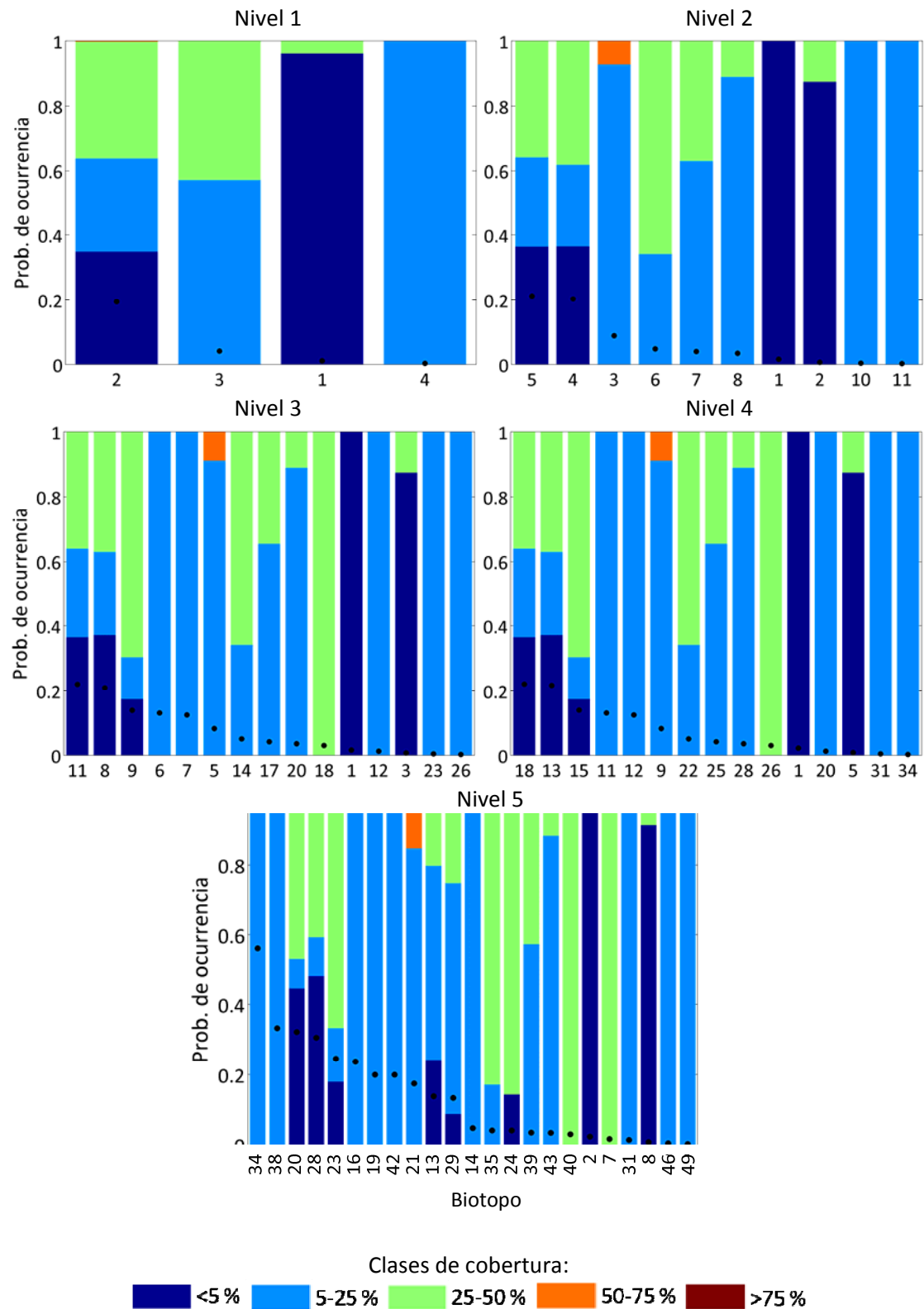


Figura 6.20. Probabilidad de ocurrencia de *H. portulacoides* (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

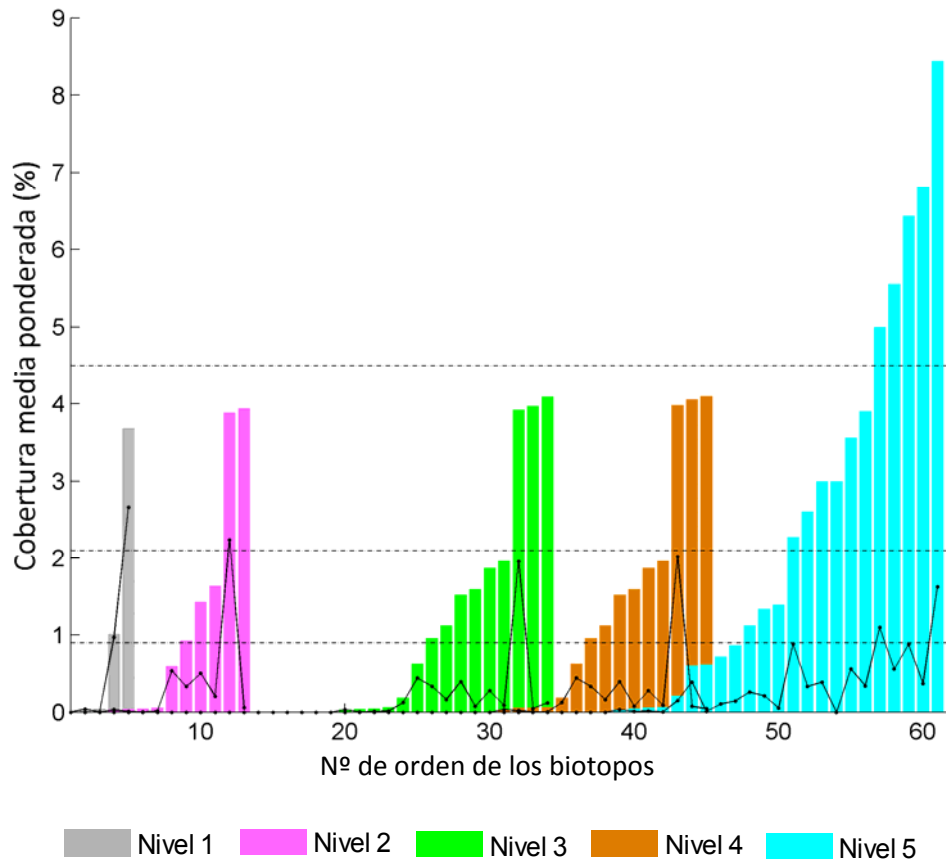


Figura 6.21. Cobertura media ponderada de *H. portulacoides* en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y valores umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>4.5 %	2.1-4.5%	0.9-2.1%	<0.9%
Nivel 1	-	2	3	1, 4, 5
Nivel 2	-	4, 5	3, 6, 7	El resto de biotopos
Nivel 3	-	8, 9, 11	5, 6, 7, 14, 17, 18	El resto de biotopos
Nivel 4	-	13, 15, 18	9, 11, 12, 22, 25, 26	El resto de biotopos
Nivel 5	20, 23, 28, 34, 38	13, 16, 19, 21, 29, 42	24, 35, 40	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.18. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *H. portulacoides*.

En la Figura 6.22 se representa la distribución espacial del ecotopo de *H. portulacoides*, que se extiende por el intermareal superior (marisma alta) en zonas relativamente aisladas hidrodinámicamente del estuario sin influencia directa de los grandes aportes

fluviales del estuario. La comparación de esta distribución potencial de la especie con la distribución real puso en evidencia un alto grado de coincidencia entre ambas. De hecho, se obtuvo que el ajuste del modelo es aceptable, con una precisión de 0.52-0.66 y una alta sensibilidad, de más de 0.91. Asimismo, también se ha obtenido un valor de la razón de falsos positivos relativamente bajo, de 0.37-0.52. Una importante mejora en la precisión del modelo y una disminución en la razón de falsos positivos se produce en el nivel 5 con respecto al nivel 4. En el resto de niveles apenas se incrementa la precisión y sensibilidad del modelo.

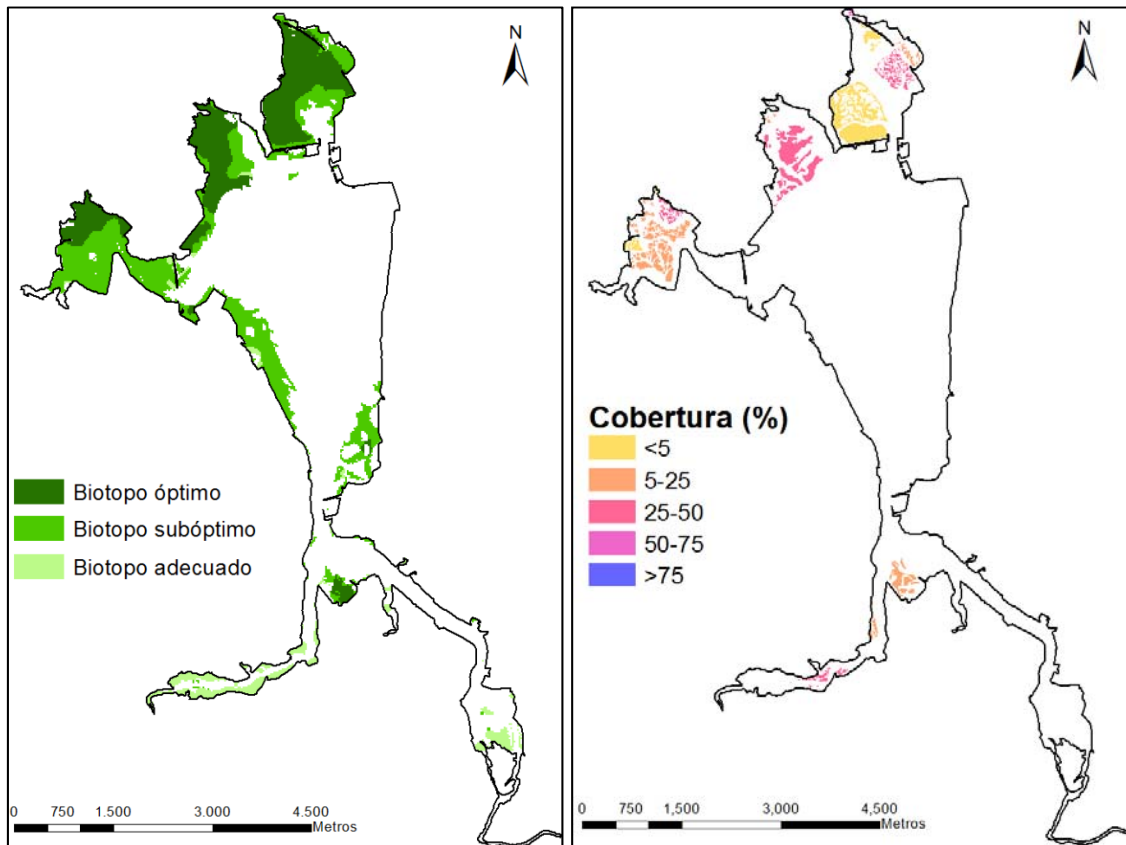


Figura 6.22. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *H. portulacoides* (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel 5 de detalle (izquierda).

Por otro lado, en todos los niveles de detalle se observaba que la frecuencia de datos de ausencia se incrementa desde los biotopos adecuados hasta los óptimos (Tabla 6.19). Además, en el nivel de detalle 1 y 5, los biotopos adecuados se caracterizan por albergar preferentemente coberturas inferiores al 25%, mientras que los biotopos subóptimo y óptimo también albergan, con altas frecuencias, coberturas de más del 25%, sobre todo los biotopos óptimos.

Biotopo		Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	37	90	87	91	100	0
	Adecuado	63	10	13	9	0	0
Nivel 2	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	33	90	74	91	0	0
	Adecuado	67	10	26	9	100	0
Nivel 3	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	32	90	74	91	0	0
	Adecuado	68	10	26	9	100	0
Nivel 4	Óptimo	0	0	0	0	0	0
	Subóptimo	31	90	74	91	0	0
	Adecuado	69	10	26	9	100	0
Nivel 5	Óptimo	12	73	22	73	0	0
	Subóptimo	19	17	64	17	100	0
	Adecuado	68	10	14	9	0	0
Nº observaciones		20995	727	623	738	6	0

Tabla 6.19. Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada clase de cobertura asignada a los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *H. portulacoides*, en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.20):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I2	Subóptimo	2					80,5	6,8	5,6	7,0	0,1	0,0
	I3	Adecuado	3					98,4	0,5	0,6	0,5	0,0	0,0
Nivel 2	I22	Subóptimo	2	Medio				79,4	7,5	5,3	7,8	0,0	0,0
	I23	Subóptimo	2	Bajo									
	I21	Adecuado	2	Alto				97,9	0,5	1,1	0,4	0,0	0,0
	I31	Adecuado	3	Alto									
	I32	Adecuado	3	Medio									
Nivel 3	I22.1	Subóptimo	2	Medio	Débil			79,0	7,6	5,4	7,9	0,0	0,0
	I22.2	Subóptimo	2	Medio	Moderada								
	I23.1	Subóptimo	2	Bajo	Débil								
	I21.1	Adecuado	2	Alto	Débil			97,9	0,5	1,1	0,4	0,0	0,0
	I21.2	Adecuado	2	Alto	Moderada								
	I21.3	Adecuado	2	Alto	Fuerte								
	I31.1	Adecuado	3	Alto	Débil								
	I32.1	Adecuado	3	Medio	Débil								
	I32.2	Adecuado	3	Medio	Moderada								

Tabla 6.20. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. rel. relativa*, %)					
Nombre	Tipo		Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 4	I22.13	Subóptimo	2	Medio	Débil	Fangoso		78,5	7,8	5,5	8,1	0,0	0,0
	I22.23	Subóptimo	2	Medio	Moderada	Fangoso							
	I23.13	Subóptimo	2	Bajo	Débil	Fangoso							
Nivel 4	I21.13	Adecuado	2	Alto	Débil	Fangoso		97,9	0,5	1,1	0,4	0,0	0,0
	I21.23	Adecuado	2	Alto	Moderada	Fangoso							
	I21.33	Adecuado	2	Alto	Fuerte	Fangoso							
	I31.13	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso							
	I32.13	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso							
	I32.23	Adecuado	3	Medio	Moderada	Fangoso							
Nivel 5	I22.131	Óptimo	2	Medio	Débil	Fangoso	Baja	68,4	13,9	3,5	14,2	0,0	0,0
	I22.231	Óptimo	2	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I23.131	Óptimo	2	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						
	I31.131	Óptimo	3	Alto	Débil	Fangoso	Baja						
	I32.131	Óptimo	3	Medio	Débil	Fangoso	Baja						
	I21.131	Subóptimo	2	Alto	Débil	Fangoso	Baja	86,0	2,6	8,5	2,7	0,1	0,0
	I21.231	Subóptimo	2	Alto	Moderada	Fangoso	Baja						
	I21.332	Subóptimo	2	Alto	Fuerte	Fangoso	Alta						
	I22.132	Subóptimo	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I23.132	Subóptimo	2	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						

Tabla 6.20. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
Nombre	Tipo		Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 5	I33.131	Subóptimo	3	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						
	I22.232	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Alta	98,4	0,5	0,6	0,5	0,0	0,0
	I31.132	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso	Alta						
	I32.232	Adecuado	3	Medio	Moderada	Fangoso	Alta						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.20. Descripción del ecotopo de *H. portulacoides* establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

Inula crithmoides

De acuerdo con el modelo de regresión logística binomial, sólo unos pocos biotopos se caracterizan por probabilidades de ocurrencia de la especie distintas de cero (Figura 6.23). Además, dicha probabilidad alcanza valores máximos muy bajos, en torno a 0.2, en el nivel de detalle 5. Todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001, se caracterizan, generalmente, por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura más bajas (<5%), como corresponde a especies acompañantes que suelen crecer en baja densidad. En las pocas ocasiones en las que se registran coberturas entre el 50 y el 75%, éstas se vinculan con biotopos que muestran una probabilidad de presencia relativamente baja.

Con respecto a la cobertura media ponderada, cabe señalar que se han obtenido valores extremadamente bajos, concretamente inferiores a 0.5%, indicativo de una distribución muy restringida y dispersa de la especie dentro del estuario (Figura 6.24).

El primer y único gran incremento de la cobertura media ponderada considerado se asocia con un valor umbral de 0.1%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados, perteneciendo la mayor parte de ellos a este último grupo (Figura 6.24; Tabla 6.21). Debido a estos valores tan bajos de la cobertura media ponderada, no se han establecido umbrales adicionales para definir biotopos subóptimos y óptimos en ningún nivel de detalle.

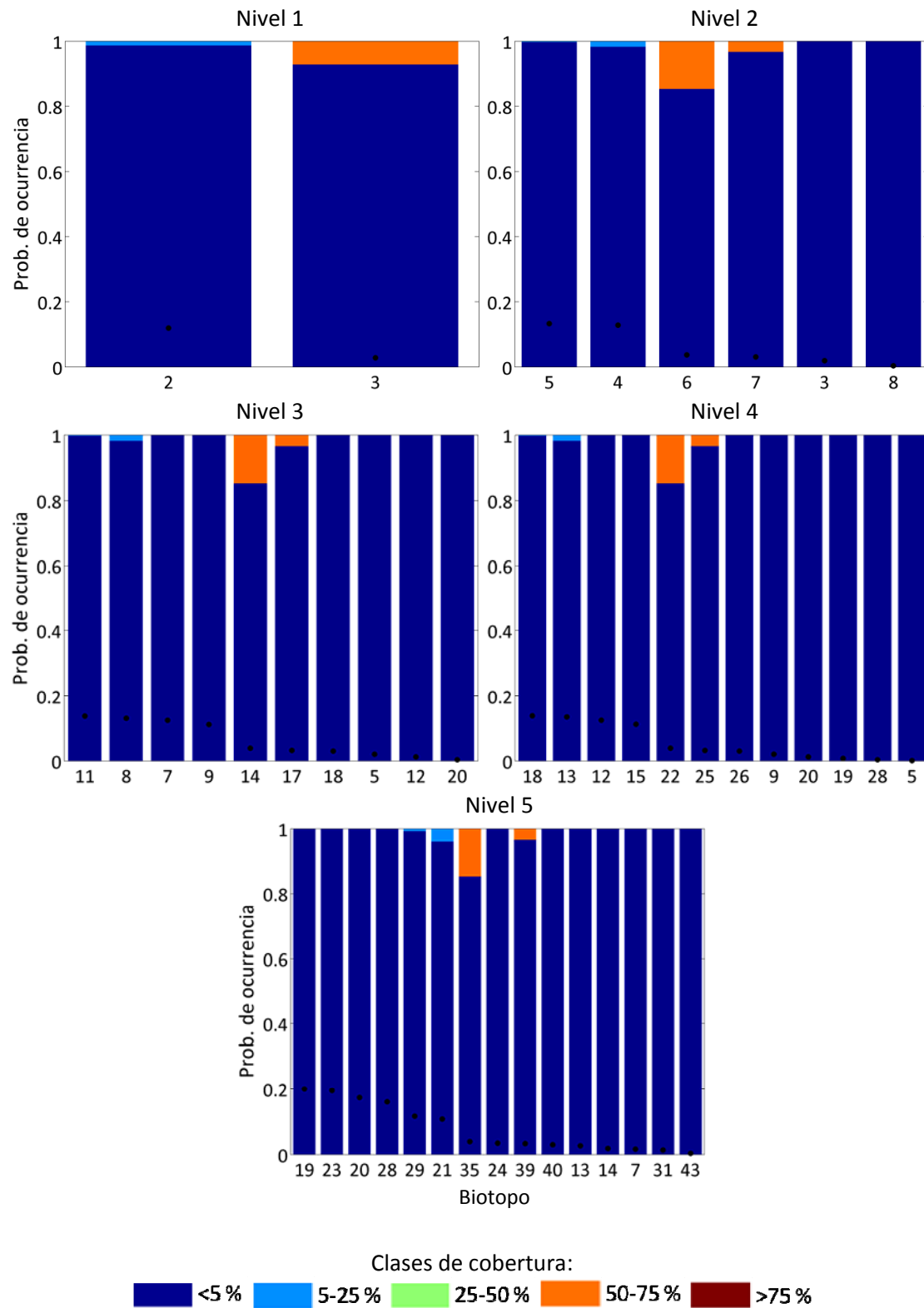


Figura 6.23. Probabilidad de ocurrencia de *I. crithmoides* (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

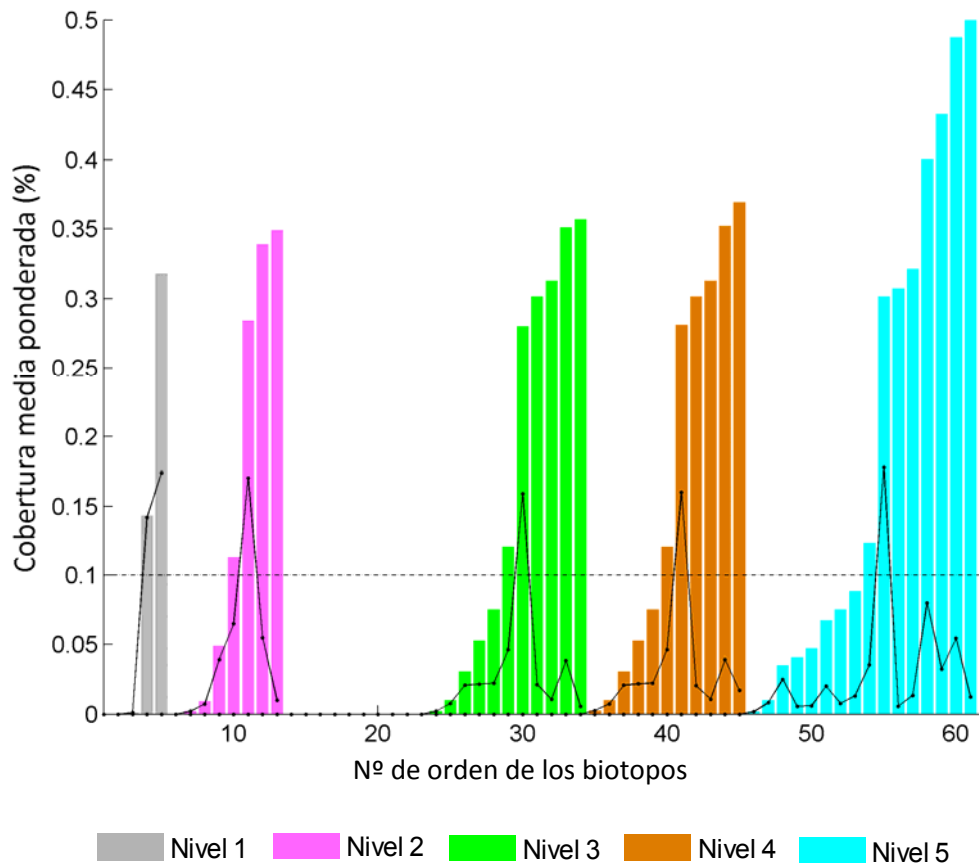


Figura 6.24. Cobertura média ponderada de *I. crithmoides* em los biotopos, ordenados de menor a maior, de cada nível de detalhe (barras). Incremento da cobertura média entre biotopos (linha negra contínua) e valores umbrales (linha discontínua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*			>0.1	<0.1%
Nível 1	-	-	2, 3	1, 3
Nível 2	-	-	4, 5, 6, 7	2, 3, 7, 8
Nível 3	-	-	7, 8, 9, 11, 14, 17	El resto de biotopos
Nível 4	-	-	12, 13, 15, 18, 22, 25	El resto de biotopos
Nível 5	-	-	19, 20, 21, 23, 28, 29, 35, 39	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Média Ponderada.

Tabla 6.21. Clasificación de los biotopos establecidos em cada nível de detalhe según la cobertura média ponderada de *I. crithmoides*.

De acuerdo con la localización espacial de los biotopos adecuados que componen el ecotopo de *I. crithmoides* em el nível de detalhe 5, esta especie se distribuye por el intermareal superior (marisma alta) em zonas que, em algunos casos, también se encuentran parcialmente aisladas de la hidrodinámica del estuario (Figura 6.25). Em

general, se trata de zonas con cierta influencia de agua dulce procedente principalmente de la esorrentía superficial o de pequeños arroyos. Dicha distribución potencial predicha por el modelo no muestra un ajuste muy bueno con la distribución real, como corresponde a una precisión del modelo de 0.44-0.54, aunque la sensibilidad sea muy alta (>0.89). Asimismo, la razón de falsos positivos toma valores intermedios (0.44-0.54). Los valores de la precisión y la razón de falsos positivos se optimizan en el nivel de detalle 2, y apenas se observan variaciones en el valor de estos indicadores para niveles de detalle superiores. Por otro lado, el número de observaciones realizadas de las distintas categorías de cobertura de *I. crithmoides* y ausencias que se asocian con los biotopos adecuados son: 21842 observaciones de 0%, 1225 de $<5\%$, 15 de 5-25% y 7 de $>75\%$ de cobertura.

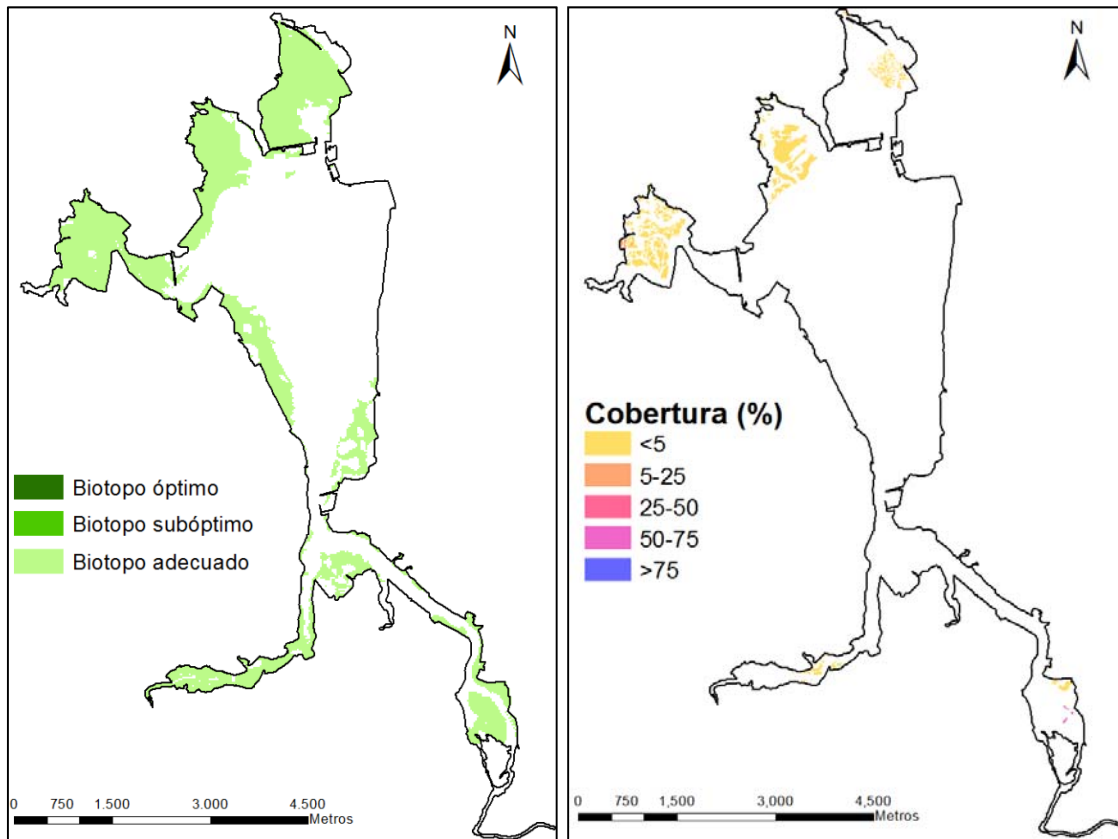


Figura 6.25. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *I. crithmoides* (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel 5 de detalle (izquierda).

Una vez estimado el grado de ajuste del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *I. crithmoides*, en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.22):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I2	Adecuado	2					94,6	5,3	0,1	0,0	0,0	0,0
	I3	Adecuado	3										
Nivel 2	I22	Adecuado	2	Medio				94,6	5,3	0,1	0,0	0,0	0,0
	I23	Adecuado	2	Bajo									
	I31	Adecuado	3	Alto									
	I32	Adecuado	3	Medio									
Nivel 3	I21.3	Adecuado	2	Alto	Fuerte			94,6	5,3	0,1	0,0	0,0	0,0
	I22.1	Adecuado	2	Medio	Débil								
	I22.2	Adecuado	2	Medio	Moderada								
	I23.1	Adecuado	2	Bajo	Débil								
	I31.1	Adecuado	3	Alto	Débil								
	I32.1	Adecuado	3	Medio	Débil								
Nivel 4	I21.33	Adecuado	2	Alto	Fuerte	Fangoso		94,6	5,3	0,1	0,0	0,0	0,0
	I22.13	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso							
	I22.23	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso							
	I23.13	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso							
	I31.13	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso							
	I32.13	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso							

Tabla 6.22. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
Nombre	Tipo		Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 5	I21.132	Adecuado	2	Alto	Fuerte	Fangoso	Alta	94,6	5,3	0,1	0,0	0,0	0,0
	I22.131	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Baja						
	I22.132	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I22.231	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I23.131	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Baja						
	I23.132	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						
	I31.132	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso	Alta						
	I32.132	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso	Alta						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.22. Descripción del ecotopo de *I. crithmoides* establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

Juncus spp.

De acuerdo con el modelo de regresión logística binomial, el mayor incremento se produce entre el nivel 5, donde la máxima probabilidad de ocurrencia es de aproximadamente 0.36, y el nivel 5, donde es de 0.82 (Figura 6.26). Asimismo, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001 se caracterizan, generalmente, por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura intermedias (25-75%).

Con respecto a la cobertura media ponderada, cabe señalar que los niveles del 1 al 4 se caracterizan por una máxima cobertura media ponderada del 10%, mientras que en el nivel 5 es del 35% (Figura 6.27).

El primer incremento de la cobertura media ponderada considerado se asocia a un umbral del 2.5% que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados. Adicionalmente, se han identificado otros dos umbrales, en el 7 y 20%, que se corresponden con marcados incrementos de la cobertura media ponderada, de aproximadamente 4%. Teniendo en cuenta estos umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como inadecuados para explicar la distribución de *Juncus spp.*, y sólo dos en el nivel de detalle 5 como biotopos óptimos (Figura 6.27; Tabla 6.23).

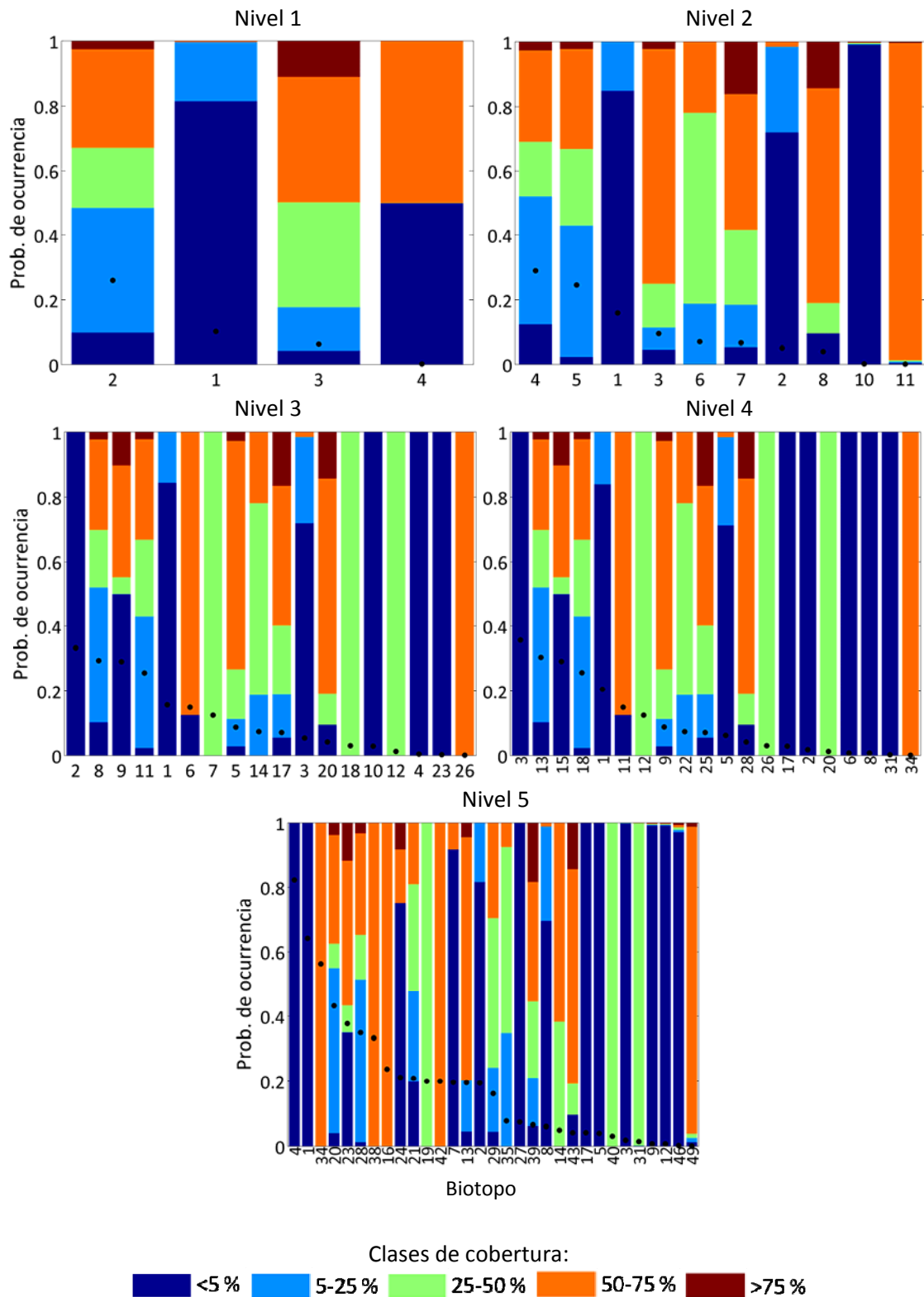


Figura 6.26. Probabilidad de ocurrencia de *Juncus* spp. (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

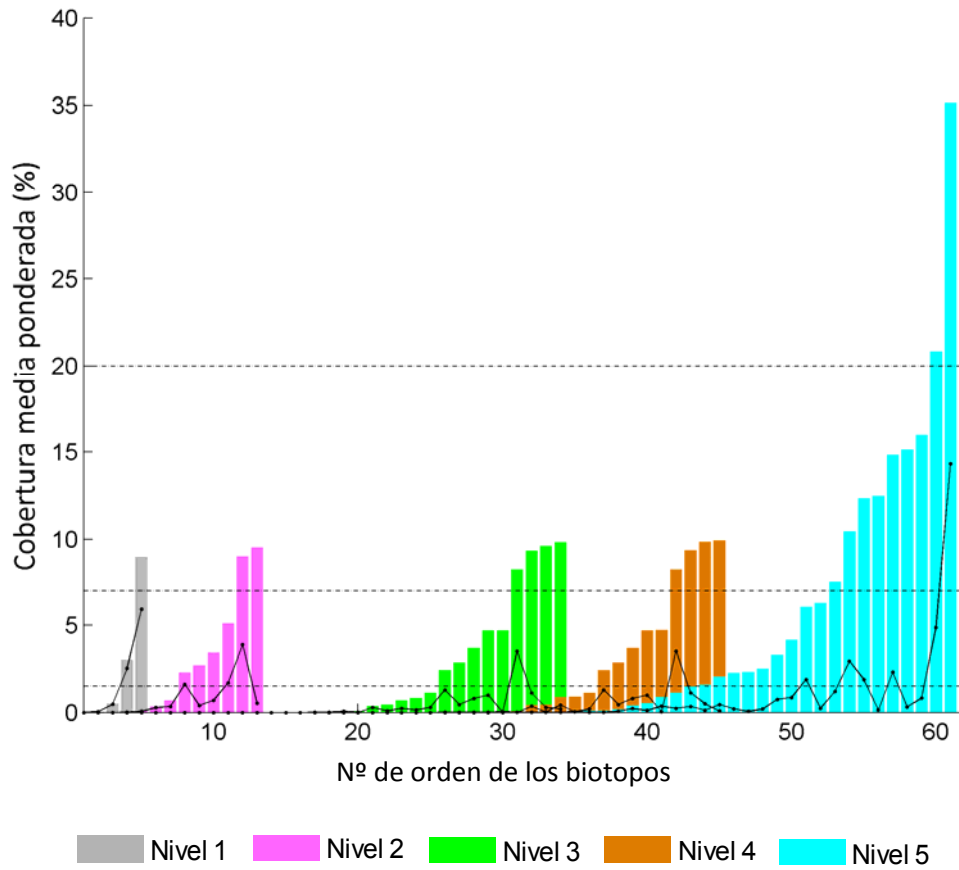


Figura 6.27. Cobertura media ponderada de *Juncus* spp. en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y valores umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>20 %	7-20%	1.5-7%	<1.5%
Nivel 1	-	2	3	1, 4, 5
Nivel 2	-	4, 5	3, 6, 7, 8	El resto de biotopos
Nivel 3	-	6, 8, 9, 11	5, 7, 14, 17, 20	El resto de biotopos
Nivel 4	-	11, 13, 15, 18	9, 12, 22, 25, 28	El resto de biotopos
Nivel 5	34, 38	13, 16, 19, 20, 23, 28, 42	1, 4, 14, 21, 24, 29, 35, 39, 43	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.23. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *Juncus* spp.

De acuerdo con la localización espacial de los biotopos del nivel de detalle 5 que forman parte del ecotopo de *Juncus* spp., ésta se distribuye por el intermareal superior (marisma alta) en zonas relativamente aisladas hidrodinámicamente del estuario y con

influencia de agua dulce (Figura 6.28). En concordancia con estas observaciones, el ajuste del modelo es aceptable, ya que se caracteriza por una precisión de 0.52-0.55, una sensibilidad alta (0.79-0.82) y una razón de falsos positivos con valores intermedios de 0.49-0.52. El ajuste del modelo mejora levemente en el nivel de detalle 5 con respecto al 4.

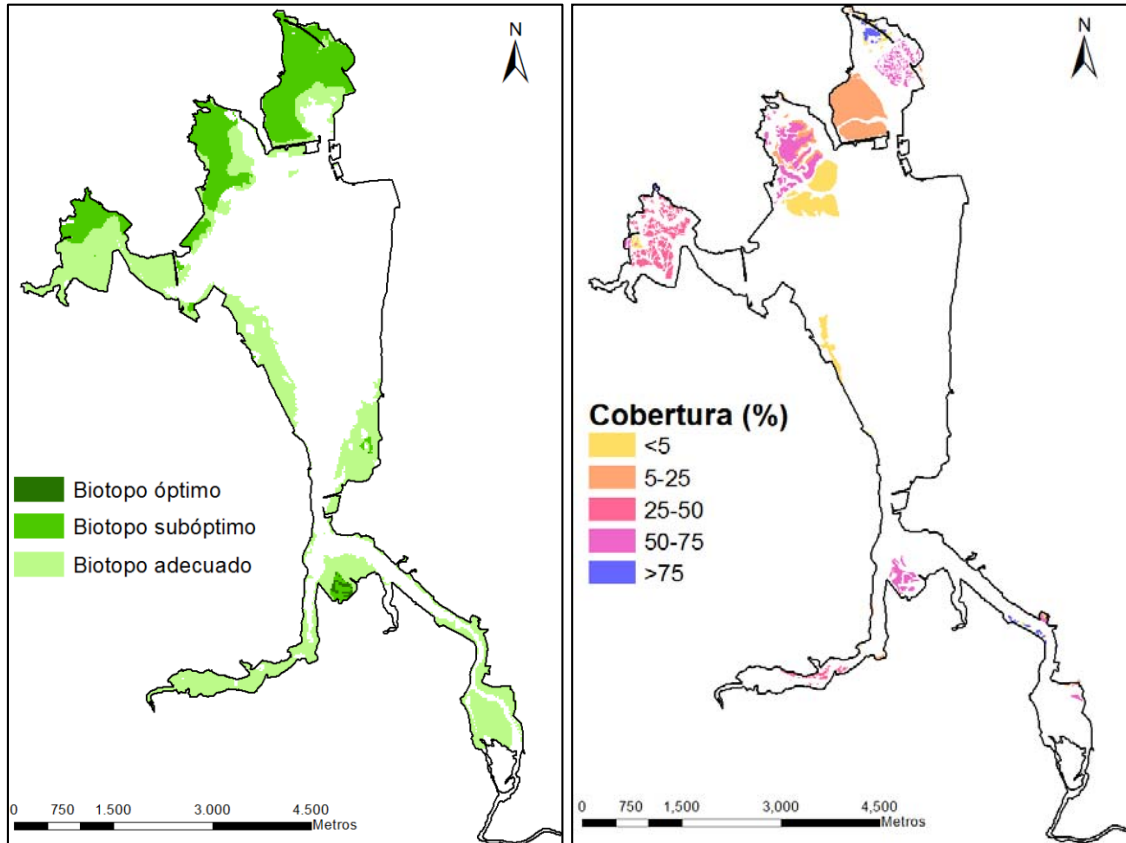


Figura 6.28. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *Juncus* spp. (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel 5 de detalle (izquierda).

Si se atiende al modelo de ecotopos de los niveles 1 al 4, se puede apreciar que los biotopos subóptimos se asocian con una mayor frecuencia de coberturas de la especie medias y altas (>5%) y que los biotopos adecuados lo hacen con coberturas bajas (<5%) e incluso ausencia (Tabla 6.24). Asimismo, en el nivel de detalle 5 se observa que los biotopos adecuados se asocian, fundamentalmente, con coberturas inferiores al 50%, los biotopos subóptimos con coberturas superiores al 50% y los óptimos con un número de observaciones de ausencia extremadamente bajo y con unas coberturas altas de *Juncus* spp., concretamente del 50-75%.

Biotopo		Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	36,1	29,6	86,1	86,9	89,8	73,3
	Adecuado	63,9	70,4	13,9	13,1	10,2	26,7
Nivel 2	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	31,9	29,1	85,6	84,6	82,3	71,1
	Adecuado	68,1	70,9	14,4	15,4	17,7	28,9
Nivel 3	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	31,6	29,1	85,6	84,4	84,0	71,1
	Adecuado	68,4	70,9	14,4	15,6	16,0	28,9
Nivel 4	Óptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Subóptimo	30,5	29,1	85,6	84,4	84,0	71,1
	Adecuado	69,5	70,9	14,4	15,6	16,0	28,9
Nivel 5	Óptimo	0,2	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0
	Subóptimo	12,6	8,5	66,1	26,3	65,7	70,0
	Adecuado	87,3	91,5	33,9	73,7	31,6	30,0
Nº observaciones		19646	834	1132	533	854	90

Tabla 6.24. Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada clase de cobertura asignada a los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *Juncus* spp., en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.25):

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I2	Subóptimo	2					73,8	2,6	10,1	4,8	8,0	0,7
	I3	Adecuado	3					93,1	4,4	1,2	0,5	0,6	0,2
Nivel 2	I22	Subóptimo	2	Medio				72,1	2,8	11,1	5,2	8,1	0,7
	I23	Subóptimo	2	Bajo									
	I21	Adecuado	2	Alto				93,0	4,1	1,1	0,6	1,0	0,2
	I31	Adecuado	3	Alto									
	I32	Adecuado	3	Medio									
	I33	Adecuado	3	Bajo									
Nivel 3	I21.2	Subóptimo	2	Alto	Moderada			71,7	2,8	11,2	5,2	8,3	0,7
	I22.1	Subóptimo	2	Medio	Débil								
	I22.2	Subóptimo	2	Medio	Moderada								
	I23.1	Subóptimo	2	Bajo	Débil								
	I21.1	Adecuado	2	Alto	Débil			93,1	4,1	1,1	0,6	0,9	0,2
	I21.3	Adecuado	2	Alto	Fuerte								
	I31.1	Adecuado	3	Alto	Débil								
	I32.1	Adecuado	3	Medio	Débil								
	I33.1	Adecuado	3	Bajo	Débil								

Tabla 6.25. (Continúa).

Biotopo		Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
							0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 4	I21.23	Subóptimo	2	Alto	Moderada	Fangoso	71,1	2,9	11,5	5,3	8,5	0,8
	I22.13	Subóptimo	2	Medio	Débil	Fangoso						
	I22.23	Subóptimo	2	Medio	Moderada	Fangoso						
	I23.13	Subóptimo	2	Bajo	Débil	Fangoso						
	I21.13	Adecuado	2	Alto	Débil	Fangoso	93,2	4,0	1,1	0,6	0,9	0,2
	I21.33	Adecuado	2	Alto	Fuerte	Fangoso						
	I31.13	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso						
	I32.13	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso						
	I33.13	Adecuado	3	Bajo	Débil	Fangoso						
Nivel 5	I31.131	Óptimo	3	Alto	Débil	Fangoso	60,3	0,0	0,0	0,0	39,7	0,0
	I32.131	Óptimo	3	Medio	Débil	Fangoso						
	I21.131	Subóptimo	2	Alto	Débil	Fangoso	60,9	1,8	18,5	3,5	13,9	1,6
	I21.231	Subóptimo	2	Alto	Moderada	Fangoso						
	I21.332	Subóptimo	2	Alto	Fuerte	Fangoso						
	I22.131	Subóptimo	2	Medio	Débil	Fangoso						
	I22.231	Subóptimo	2	Medio	Moderada	Fangoso						
	I23.131	Subóptimo	2	Bajo	Débil	Fangoso						
	I33.131	Subóptimo	3	Bajo	Débil	Fangoso						

Tabla 6.25. (Continúa).

	Biotopo		Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 5	I12.131	Adecuado	1	Medio	Débil	Fangoso	Baja	90,3	4,0	2,0	2,1	1,4	0,1
	I12.231	Adecuado	1	Medio	Moderada	Fangoso	Baja						
	I21.132	Adecuado	2	Alto	Débil	Fangoso	Alta						
	I22.132	Adecuado	2	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I22.232	Adecuado	2	Medio	Moderada	Fangoso	Alta						
	I23.132	Adecuado	2	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						
	I31.132	Adecuado	3	Alto	Débil	Fangoso	Alta						
	I32.132	Adecuado	3	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I33.132	Adecuado	3	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.25. Descripción del ecotopo de *Juncus* spp. establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

Phragmites australis

De acuerdo con el modelo de regresión logística binominal, la máxima probabilidad de ocurrencia es de aproximadamente 0.6 y se alcanza en los niveles 3, 4 y 5 (Figura 6.29). El mayor incremento se produce del nivel 2, con probabilidades máximas inferiores a 0.3, al nivel 3, con una probabilidad de 0.6. Asimismo, todos los biotopos con una probabilidad de ocurrencia superior a 0.001 se caracterizan, generalmente, por una mayor probabilidad de ocurrencia de las categorías de cobertura mínimas y máximas (<25% y >75%).

Con respecto a la cobertura media ponderada, cabe señalar que la valoración máxima, siempre inferior al 20%, se alcanza en el nivel de detalle 3 y no se incrementa más en los niveles 4 y 5 (Figura 6.30). El primer gran incremento de la cobertura media ponderada se corresponde con un umbral del 2%, que diferencia entre biotopos adecuados e inadecuados. Los biotopos que se caracterizan por valores del indicador por encima del umbral establecido muestran indicios de la existencia de dos umbrales adicionales en el 8% y 14%, que se corresponden con incrementos de la cobertura media ponderada de hasta 5%. A partir de estos umbrales, la mayor parte de los biotopos se han clasificado como inadecuados para explicar la distribución de la especie (Tabla 6.26). En el nivel de detalle 1 sólo se ha identificado un biotopo óptimo y ninguno subóptimo ni adecuado. Asimismo, en el resto de niveles se encuentran biotopos asignados a los cuatro tipos definidos.

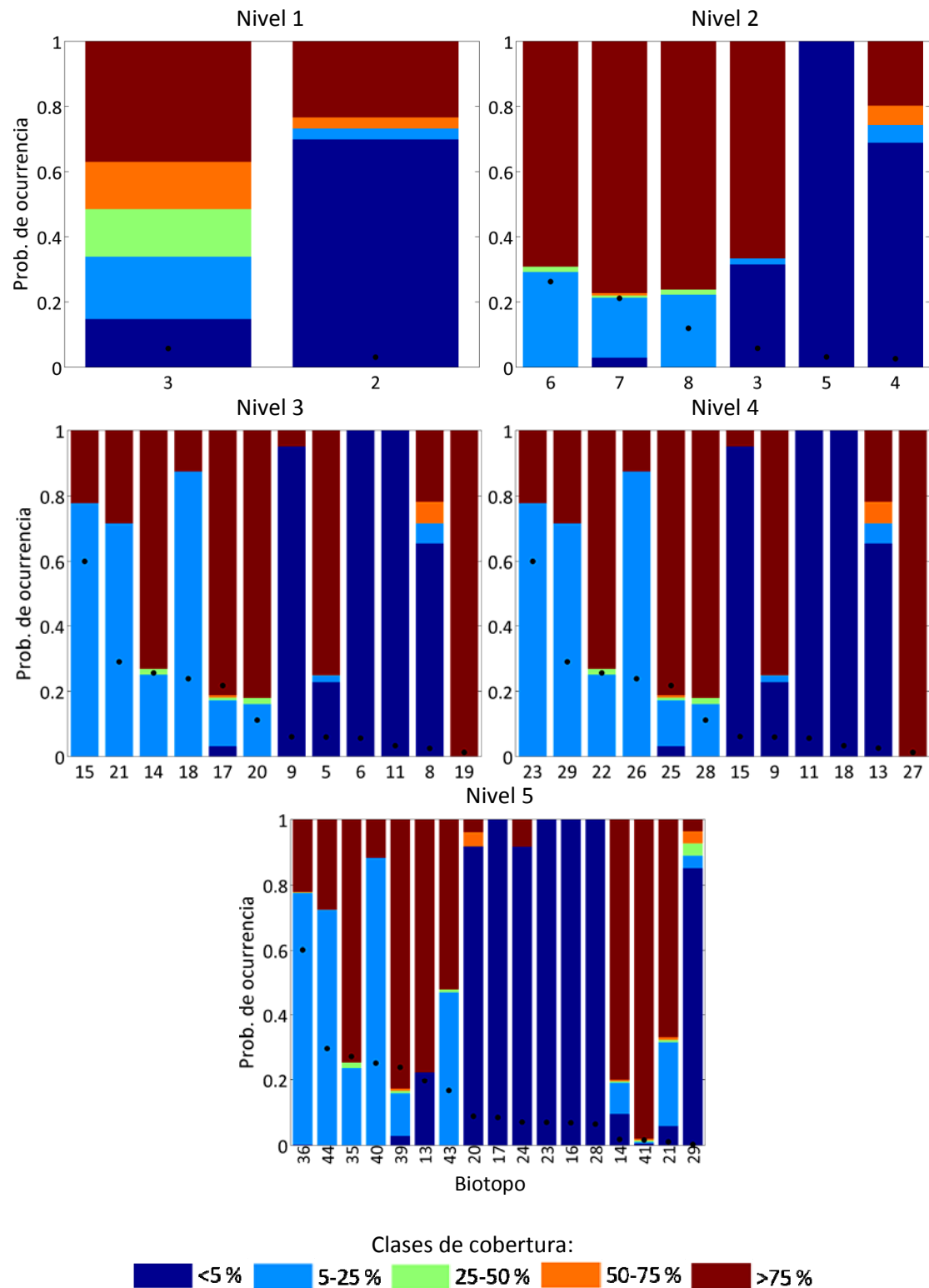


Figura 6.29. Probabilidad de ocurrencia de *P. australis* (para valores >0.001) (puntos) y probabilidad de ocurrencia relativa de las 5 clases de cobertura (barras).

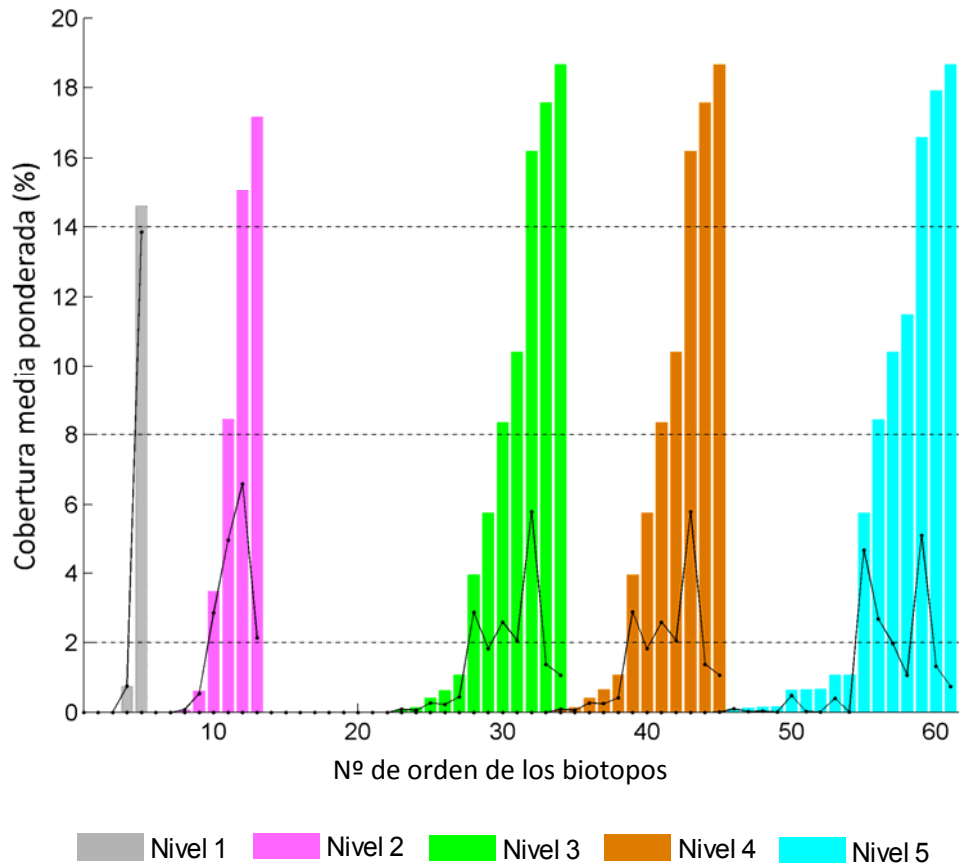


Figura 6.30. Cobertura media ponderada de *P. australis* en los biotopos, ordenados de menor a mayor, de cada nivel de detalle (barras). Incremento de la cobertura media entre biotopos (línea negra continua) y valores umbrales (línea discontinua).

Biotopo	Óptimo	Subóptimo	Adecuado	Inadecuado
Umbral CMP*	>14%	8-14	2-8%	<2%
Nivel 1	3	-	-	1, 2, 4, 5
Nivel 2	6, 7	8	3	El resto de biotopos
Nivel 3	14, 15, 17	20, 21	5, 18	El resto de biotopos
Nivel 4	22, 23, 25	28, 29	9, 26	El resto de biotopos
Nivel 5	35, 36, 39	13, 43, 44	40	El resto de biotopos

*CMP: Cobertura Media Ponderada.

Tabla 6.26. Clasificación de los biotopos establecidos en cada nivel de detalle según la cobertura media ponderada de *P. australis*.

De acuerdo con la localización espacial de los biotopos del nivel de detalle 5 que forman parte del ecotipo de *P. australis*, ésta se distribuye por el intermareal superior (marisma alta) en zonas directamente influenciadas por los aportes fluviales al estuario

más importantes, como es el caso del río Asón, y por el agua de escorrentía (Figura 6.31). La distribución de los biotopos que se relacionaban con la presencia de *P. australis* en las Marismas de Santoña es muy restringida en comparación con el resto de especies analizadas. El contraste entre la distribución potencial de la especie y la real permitió detectar un alto grado de coincidencia entre ambas, lo cual se ratifica con una alta precisión (>0.84) y sensibilidad (>0.71) del modelo. Además, la razón de falsos positivos adquiere valores bajos (<0.16). No obstante, también se han identificado algunas regiones que no forman parte del área de distribución potencial de la especie en las que ésta aparece con una cobertura muy baja ($<5\%$). Los modelos que logran un mejor ajuste son los correspondientes a los niveles 1 y 5 de detalle.

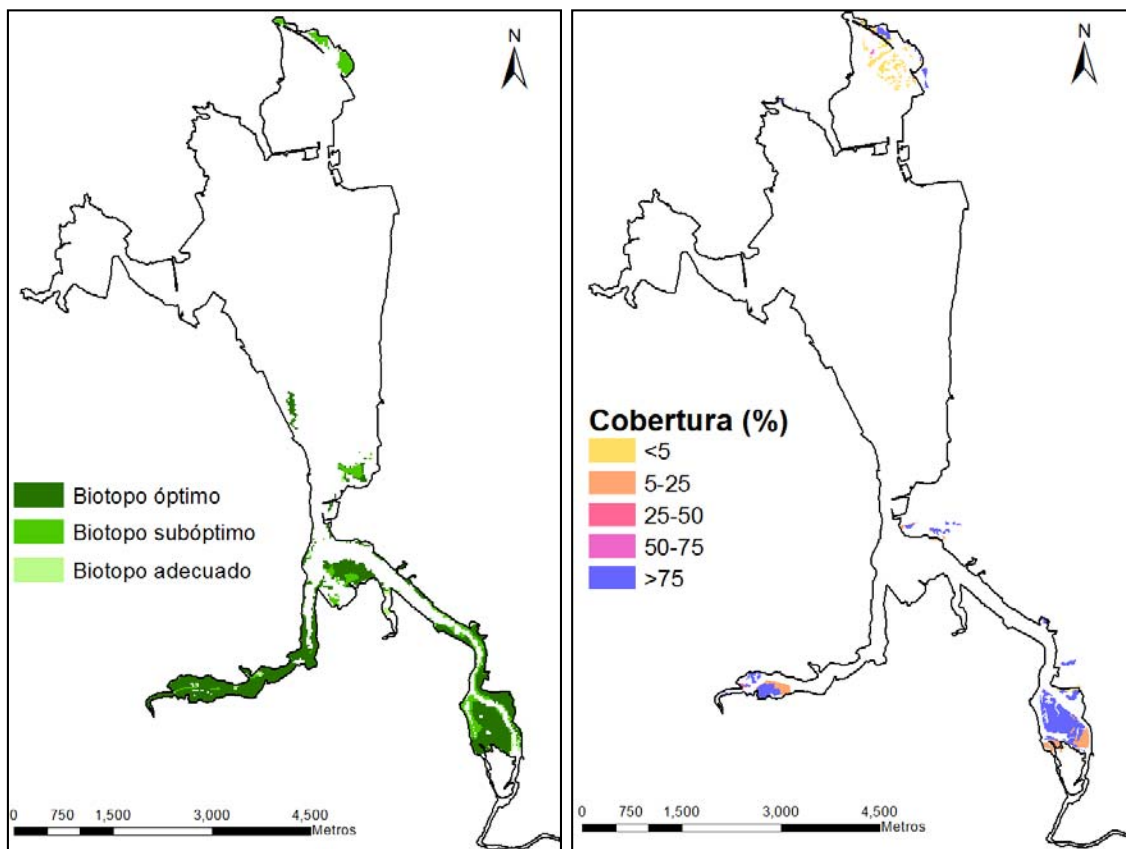


Figura 6.31. Distribución espacial real de la cobertura (%) de *P. australis* (derecha) y de los ecotopos definidos a partir de los biotopos óptimo, subóptimo y adecuado para el nivel 5 de detalle (izquierda).

Por otro lado, si se atiende al modelo de ecotopos de los niveles de detalle 2 al 5, se puede apreciar que las observaciones de coberturas bajas ($<5\%$) se asocian prioritariamente con los biotopos adecuados y que las de coberturas medias ($>25\%$) y altas ($>75\%$) con biotopos óptimos (Tabla 6.27). Los biotopos clasificados como

subóptimos sólo se asocian con coberturas medias (5-50%). Asimismo, la mayor parte de las observaciones de ausencia de la especie se registran en los biotopos adecuados.

	Biotopo	Clases de cobertura					
		0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	Óptimo	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Subóptimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Adecuado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nivel 2	Óptimo	10,1	5,5	85,9	87,5	23,1	80,6
	Subóptimo	2,1	0,0	8,2	12,5	0,0	8,0
	Adecuado	87,9	94,5	5,9	0,0	76,9	11,4
Nivel 3	Óptimo	9,2	5,5	73,5	87,5	23,1	79,9
	Subóptimo	2,1	0,0	8,2	12,5	0,0	8,0
	Adecuado	88,7	94,5	18,2	0,0	76,9	12,1
Nivel 4	Óptimo	9,2	5,5	73,5	87,5	23,1	79,9
	Subóptimo	2,1	0,0	8,2	12,5	0,0	8,0
	Adecuado	88,7	94,5	18,2	0,0	76,9	12,1
Nivel 5	Óptimo	9,0	5,5	73,5	87,5	23,1	79,9
	Subóptimo	2,9	4,6	8,2	12,5	0,0	12,8
	Adecuado	88,1	89,9	18,2	0,0	76,9	7,3
Nº observaciones		22077	218	170	8	13	603

Tabla 6.27. Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada clase de cobertura asignada a los biotopos adecuado, subóptimo y óptimo según el modelo predictivo en los cinco niveles de detalle.

Una vez corroborada la validez del modelo, se describió física y biológicamente el ecotopo de *P. australis*, en los cinco niveles de detalle, de la siguiente manera (Tabla 6.28):

	Biotopo		Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 1	I3	Óptimo	3					95,6	0,9	0,7	0,0	0,1	2,6
Nivel 2	I31	Óptimo	3	Alto				77,2	0,4	5,1	0,2	0,1	16,9
	I32	Óptimo	3	Medio									
	I33	Subóptimo	3	Bajo				88,0	0,0	2,7	0,2	0,0	9,1
	I21	Adecuado	2	Alto				98,5	1,0	0,1	0,0	0,1	0,4
Nivel 3	I31.1	Óptimo	3	Alto	Débil			76,4	0,4	4,7	0,3	0,1	18,1
	I31.2	Óptimo	3	Alto	Moderada								
	I32.1	Óptimo	3	Medio	Débil								
	I33.1	Subóptimo	3	Bajo	Débil			88,0	0,0	2,7	0,2	0,0	9,1
	I33.2	Subóptimo	3	Bajo	Moderada								
	I21.1	Adecuado	2	Alto	Débil			98,4	1,0	0,2	0,0	0,1	0,4
	I32.2	Adecuado	3	Medio	Moderada								
Nivel 4	I31.13	Óptimo	3	Alto	Débil	Fangoso		76,4	0,4	4,7	0,3	0,1	18,1
	I31.23	Óptimo	3	Alto	Moderada	Fangoso							
	I32.13	Óptimo	3	Medio	Débil	Fangoso							
	I33.13	Subóptimo	3	Bajo	Débil	Fangoso		88,0	0,0	2,7	0,2	0,0	9,1
	I33.23	Subóptimo	3	Bajo	Moderada	Fangoso							

Tabla 6.28. (Continúa).

Biotopo			Variables abióticas					Variable biótica (frec. relativa*, %)					
	Nombre	Tipo	Tipo salino	Intermareal	Fricción de fondo	Sustrato	Renovación del agua	Clases de cobertura de la vegetación					
								0%	<5%	5-25%	25-50%	50-75%	>75%
Nivel 4	I21.13	Adecuado	2	Alto	Débil	Fangoso		98,4	1,0	0,2	0,0	0,1	0,4
	I32.23	Adecuado	3	Medio	Moderada	Fangoso							
Nivel 5	I31.132	Óptimo	3	Alto	Débil	Fangoso	Alta	75,9	0,5	4,8	0,3	0,1	18,5
	I31.232	Óptimo	3	Alto	Moderada	Fangoso	Alta						
	I32.132	Óptimo	3	Medio	Débil	Fangoso	Alta						
	I21.131	Subóptimo	2	Alto	Débil	Fangoso	Baja	86,3	1,3	1,9	0,1	0,0	10,3
	I33.132	Subóptimo	3	Bajo	Débil	Fangoso	Alta						
	I33.232	Subóptimo	3	Bajo	Moderada	Fangoso	Alta						
	I32.232	Adecuado	3	Medio	Moderada	Fangoso	Alta	98,6	1,0	0,2	0,0	0,1	0,2

* Frecuencia relativa (%) de las observaciones totales de cada tipo de biotopo que se corresponde con cada clase de cobertura

Tabla 6.28. Descripción del ecotopo de *P. australis* establecido a partir de los biotopos de los niveles de detalle 1 al 5.

6.2.2. Especies de interés comercial como recurso marisquero

A) Patrones de distribución de las especies en función de las variables ambientales

El análisis de regresión logística permitió identificar tendencias en el comportamiento de las especies frente a los diferentes gradientes ambientales (Figuras 6.32 y 6.33). No obstante, en algunos casos, dichas respuestas no estaban bien definidas debido, en parte, a la falta de datos a lo largo de todo el gradiente ambiental. Esta situación se observó para la especie *S. nudus*, que al ser muestreada en un bajo número de estaciones (7) no abarcaba un gradiente ambiental amplio que permitiera construir un modelo más robusto con tendencias claras.

El modelo obtenido para *A. marina* pone de manifiesto la existencia de marcadas preferencias de la especie por un determinado sector del gradiente de batimetría, el cual se relaciona con el tiempo de emersión (Figura 6.32). Concretamente, se localiza en las cotas relativamente más elevadas del intermareal, donde está sujeta a una exposición aérea frecuente y relativamente prolongada. Esta respuesta diferencial a lo largo del gradiente ambiental se observa también para las variables salinidad y tiempo de residencia del agua (directamente relacionado con el coef. de dispersión), de tal forma que dicha especie muestra afinidad por ambientes con menor salinidad (mesohalinos) y mayor renovación del agua.

R. decussatus y *R. philippinarum* se distribuyen de forma ligeramente diferente en función de la cota batimétrica (Figura 6.32). En las cotas más elevadas del intermareal, donde el tiempo de emersión es más prolongado, *R. decussatus* muestra una mayor capacidad de supervivencia. En el resto del gradiente el comportamiento de ambas especies es similar. En cuanto a la salinidad, *R. philippinarum* alcanza valores de probabilidad de presencia inferiores para salinidades elevadas cercanas a la del agua del mar. En cambio, *R. decussatus* apenas varía su probabilidad de ocurrencia a lo largo de todo el gradiente salino analizado. El patrón de respuesta al tiempo de renovación es semejante para ambas especies y, en referencia a la fuerza de fricción de fondo, *R. philippinarum* muestra una mayor probabilidad de presencia en ambientes expuestos a fuertes corrientes.

El resto de especies consideradas se caracterizan por probabilidades de ocurrencia relativamente elevadas (en general, mayor que 0.6) para los gradientes de cota batimétrica, tiempo de emersión, salinidad y tiempo de residencia del agua (Figura 6.32). De estas especies, *D. neapolitana* es la que presentaba un patrón diferencial más fuerte en el caso de la salinidad, donde la probabilidad de ocurrencia disminuye de forma acusada para salinidades inferiores a 20‰. Con respecto a la tasa de renovación de las aguas, *D. neapolitana* y *S. marginatus* presentan probabilidades de ocurrencia

altas en todo el gradiente, aunque disminuyen ligeramente cuando la renovación del agua es mayor. En cambio, *Callianassa* spp. y *Upogebia* spp. muestran el patrón inverso, de tal forma que probabilidades de ocurrencia relativamente bajas (en torno a 0.55) se detectan en zonas donde la renovación del agua es menor.

En cuanto al gradiente de fuerza de fricción en el fondo, es importante tener en cuenta que dicho gradiente abarca un rango de variación bastante pequeño. De forma general, señalar que *A. marina* presenta probabilidades de ocurrencia bajas a lo largo de todo el gradiente (Figura 6.32). En cambio, el resto de especies tienden a disminuir la probabilidad de ocurrencia en mayor o menor medida al aumentar la fricción de fondo, excepto para los géneros *Callianassa* spp. y *Upogebia* spp. y, parece que también, para la especie *S. nudus*, aunque el modelo de regresión obtenido para ella no abarca todo el gradiente ambiental analizado.

Si se atiende al tipo de sedimento, también se identifican patrones de respuesta característicos para las distintas especies (Figura 6.33). En primer lugar, los géneros de cangrejo *Callianassa* spp. y *Upogebia* spp. se distribuyen preferentemente en zonas arenosas, de tal forma que tienden a desaparecer cuando el porcentaje de fango aumenta. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, según la literatura, si se analizasen por separado ambos géneros se concluiría que *Upogebia* spp. es más afín a zonas fangosas y *Callianassa* spp. a zonas arenosas. Puesto que en este estudio ambos géneros se contabilizaron conjuntamente, la tendencia obtenida con el modelo logístico puede estar influenciada por un desigual muestreo de las dos especies. Por otro lado, *S. nudus* parece mostrar un comportamiento similar, con preferencia por las zonas arenosas, aunque esta tendencia no es robusta porque no se dispone de información en la mayor parte del gradiente. Las otras especies son capaces de tolerar una mayor variabilidad en la proporción de arenas y fangos y apenas se observa variación en la probabilidad de ocurrencia. Por último, las gravas también influyen sobre la distribución de las especies, observándose que *A. marina* y *Callianassa* spp. - *Upogebia* spp. muestran poca tolerancia a pequeños incrementos a lo largo del reducido gradiente analizado (del 0 al 4% de gravas).

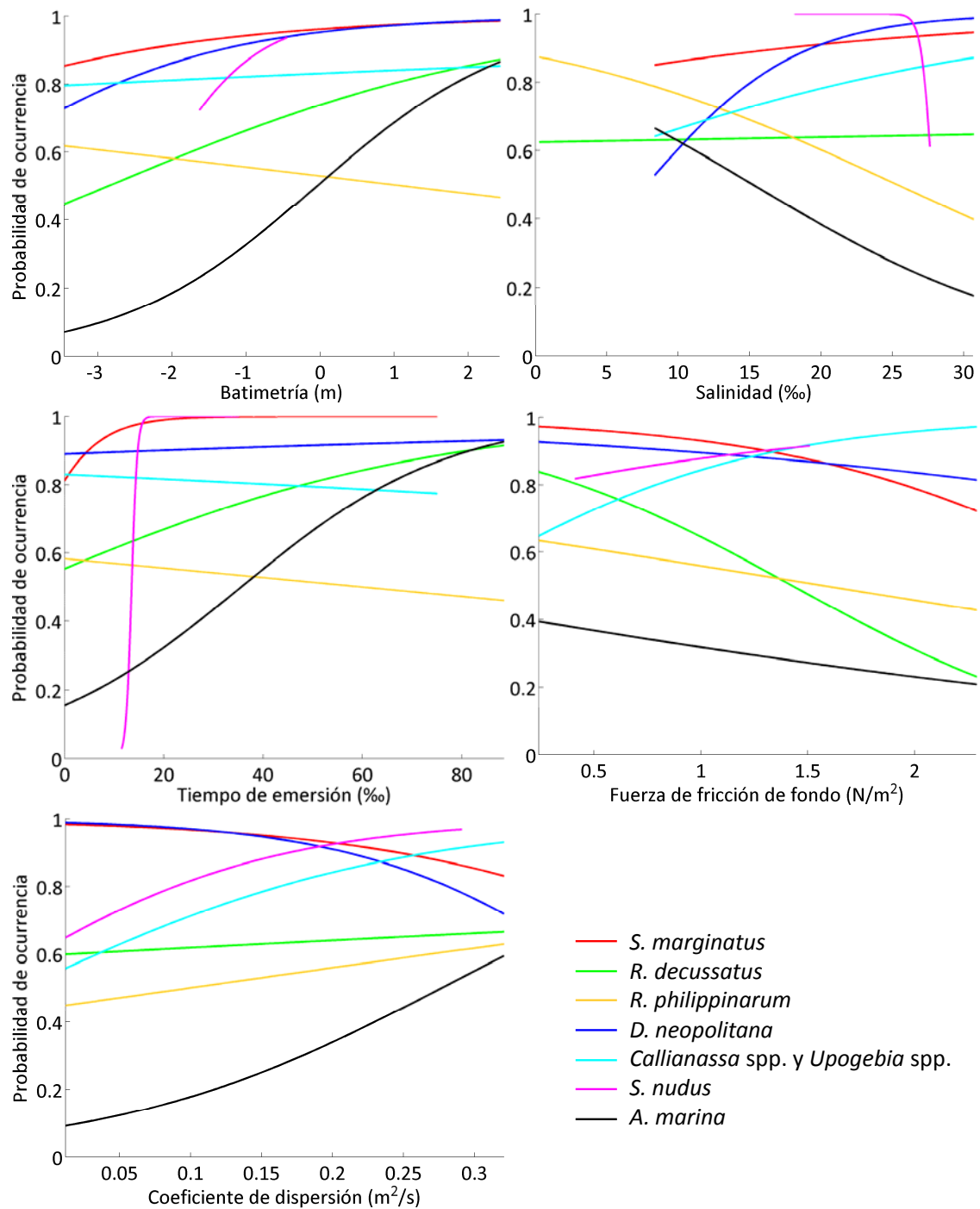


Figura 6.32. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con la batimetría (con respecto al nivel medio del mar local, valores positivos hacia tierra), salinidad (percentil 50), tiempo de emersión, fuerza de fricción de fondo y coeficiente de dispersión que se relaciona con el tiempo de residencia del agua.

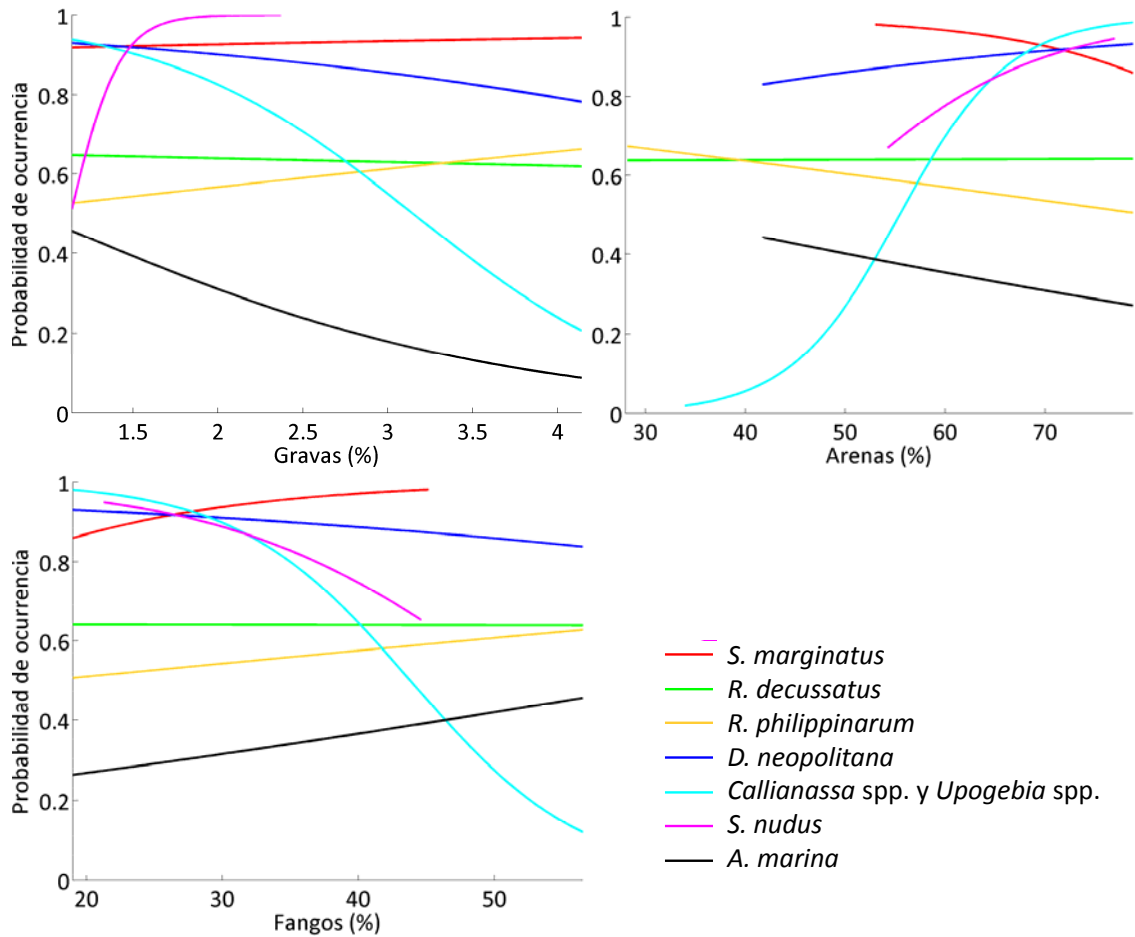


Figura 6.33. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con las características del sedimento (porcentaje de gravas, arenas y fangos).

Los tipos salinos definidos en el capítulo anterior se relacionan con la probabilidad de ocurrencia de las especies, de tal forma que *R. decussatus* y *R. philippinarum* se desarrollan preferentemente en el tipo salino 1, que son zonas intermareales con una fuerte influencia marina (Figura 6.34). De forma análoga, *S. nudus* también muestra afinidad por los biotopos 1 y 2, que son los de mayor influencia marina. En cuanto al tipo salino 3, característico de zonas internas bajo la influencia directa del río, se reconoce la presencia de *D. neapolitana* con una probabilidad muy elevada, y la ausencia de *A. marina*. Además, *D. neapolitana* también se asocia a los tipos salinos 1, 2 y 4 con probabilidades elevadas (>0.6).

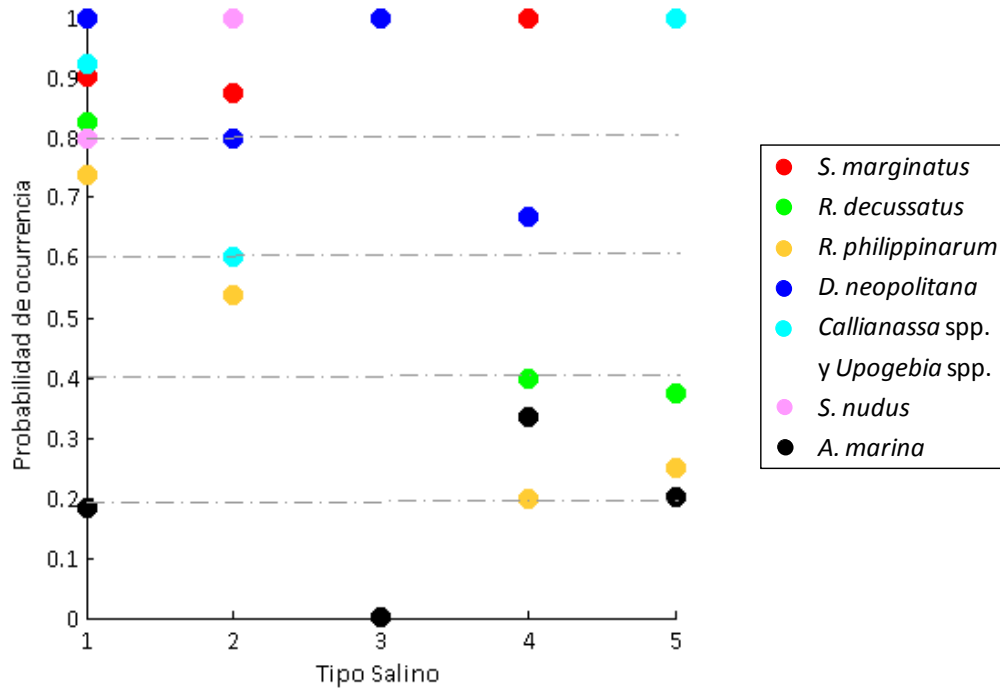


Figura 6.34. Modelo de regresión logística que predice la probabilidad de ocurrencia de las especies en relación con el tipo salino.

De entre todas las variables ambientales estudiadas, las más significativas fueron la salinidad (percentil del 50%) para *D. neapolitana* (diferencia entre el incremento de la desviación y el χ^2 de 0.67), el tipo salino para *R. philippinarum* (diferencia de 0.76), la proporción de arena y fango, que estaban inversamente relacionadas entre sí, para *Callianassa* spp. - *Upogebia* spp. (diferencia de 3.97 en el caso de la arena y de 2.94 en el del fango), el tiempo de emersión para *S. nudus* y *A. marina* (diferencia de 1.51 y 1.61 respectivamente), la fuerza de fricción de fondo para *D. decussatus* (diferencia de 2.56) y la batimetría, que se relaciona con el tiempo de emersión, para *A. marina* (diferencia de 0.71) (Tabla 6.29). Por lo tanto, y sintetizando toda esta información, las variables más significativas para las siete especies consideradas fueron la salinidad, el porcentaje de arenas y el tiempo de emersión.

		Especies ⁽¹⁾						
		<i>S.m.</i>	<i>R.d.</i>	<i>R.p.</i>	<i>D.n.</i>	<i>C.-U.</i>	<i>S.n.</i>	<i>A.m.</i>
Variables	Batimetría	-3,53	-2,05	-3,66	-2,87	-3,82	-3,57	0,71
	Salinidad (P50)	-3,73	-3,84	-0,62	0,67	-3,46	-2,81	-1,20
	Tiempo de emersión	-2,09	-1,85	-3,69	-3,81	-3,82	1,51	1,61
	Fricción de fondo	-2,89	2,56	-3,20	-3,65	-2,53	-3,78	-3,58
	Coef. dispersión	-3,28	-3,77	-3,33	-2,45	-2,64	-3,19	-1,67
	Tipo salino	-7,76	-0,66	0,76	-3,81	-2,86	-3,10	-2,39
	Gravas	-3,83	-3,83	-3,68	-3,51	-0,18	-1,67	-2,58
	Arenas	-3,24	-3,84	-3,43	-3,61	3,97	-3,41	-3,54
	Fangos	-3,26	-3,84	-3,46	-3,65	2,94	-3,36	-3,46

⁽¹⁾ *S.m.*: *S. marginatus*; *R.d.*: *R. decussates*; *R.p.*: *R. philippinarum*; *D.n.*: *D. neapolitana*; *C.-U.*: *Callianassa* spp. - *Upogebia* spp.; *S.n.*: *S. nudus*; *A.m.*: *A. marina*.

Tabla 6.29. Ajuste del modelo de regresión logística que relaciona cada especie y variable: diferencia entre el incremento de la desviación y el χ^2 para un nivel de confianza del 95%. En negrita se señalan los modelos significativos.

B) Contraste de las especies con los biotopos obtenidos con los sistemas de integración jerárquico y estadístico

Los umbrales que definen las tres categorías de densidad (alta, media y baja) varían entre especies (Figura 6.35; Tabla 6.30). En el caso de *S. nudus* se han registrado valores muy bajos de densidad (<0.5 individuos.m⁻²) en todas las estaciones, razón por la cual los umbrales de las categorías de densidad son bajos. Por el contrario, otras especies, como *S. marginatus* y *D. neapolitana*, se caracterizan por valores de densidad mucho más altos (hasta 38 y 37 individuos.m⁻² respectivamente) que dan lugar a umbrales de las categorías de densidad también más elevados.

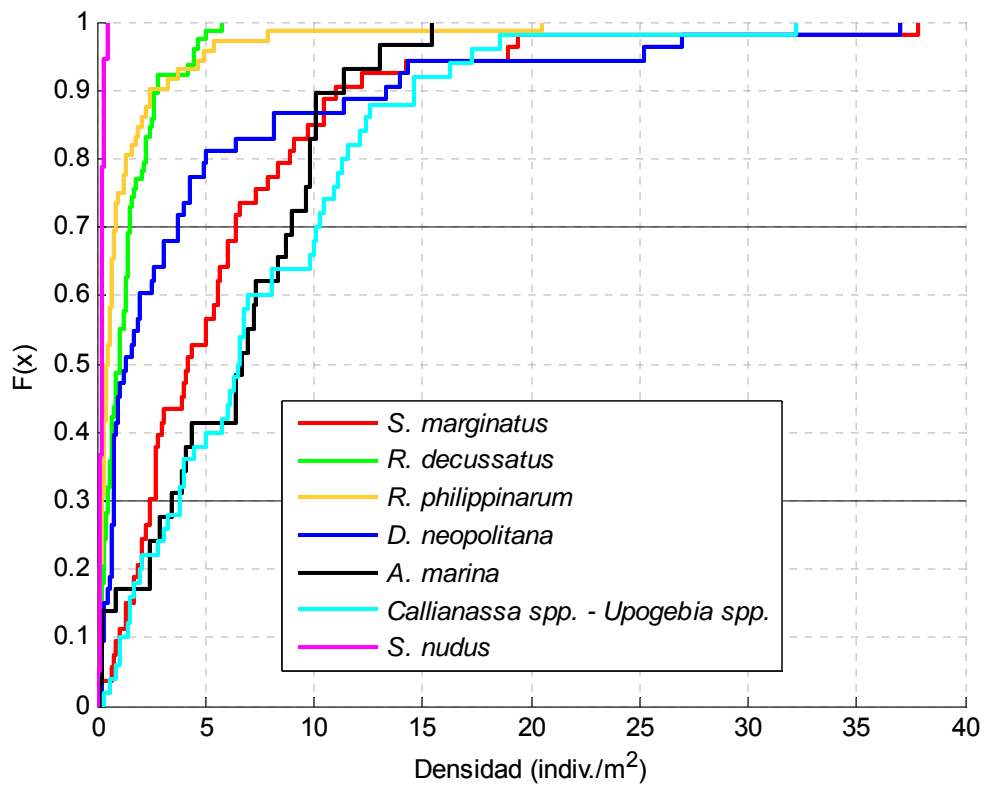


Figura 6.35. Función de distribución de las densidades de las especies en cuatro estuarios de Cantabria (San Vicente, Mogro, Bahía de Santander y Marismas de Santoña), sin considerar las ausencias.

Especie	Densidad (indiv./m ²)		
	Baja	Media	Alta
<i>S. marginatus</i>	< 2,52	2,52 - 6,40	> 6,40
<i>R. decussatus</i>	< 0,50	0,50 - 1,50	> 1,50
<i>R. philippinarum</i>	< 0,21	0,21 - 0,89	> 0,89
<i>D. neapolitana</i>	< 0,80	0,80 - 3,70	> 3,70
<i>Callianassa</i> spp. - <i>Upogebia</i> spp.	< 3,80	3,80 - 10,20	> 10,20
<i>S. nudus</i>	< 0,17	0,17 - 0,26	> 0,26
<i>A. marina</i>	< 3,58	3,58 - 8,94	> 8,94

Tabla 6.30. Umbrales que determinan, para cada especie, tres categorías de densidad: densidad baja, media y alta.

En la Figura 6.36 se muestran los resultados de aplicar el modelo logístico a las siete especies consideradas, y teniendo en cuenta las categorías de abundancia, en función de los biotopos obtenidos con el procedimiento de integración estadística y jerárquica. Un análisis rápido de dichas gráficas pone de manifiesto la distinta tendencia de las especies en cuanto a los registros de ausencia. *A. marina* se caracteriza por altas probabilidades de ausencia en una gran proporción de los biotopos analizados siendo, por lo tanto, la especie que tiene una distribución más restringida. Otras especies, como *R. decussatus* y *R. philippinarum*, también presentan altas probabilidades de ausencia en un número relativamente alto de los biotopos obtenidos, tanto con la clasificación estadística como jerárquica. Por otro lado, si se atienden a las probabilidades de ocurrencia, se observa que un mismo biotopo se caracteriza por albergar distintas probabilidades de ocurrencia de las diferentes clases de densidad de las especies identificadas. También es importante destacar que los resultados obtenidos con cada sistema de clasificación son diferentes, es decir, no se observa una correlación directa entre los biotopos obtenidos con ambas clasificaciones en lo que respecta a la distribución y abundancia de las especies analizadas.

Asimismo, a partir de estas gráficas se observa que *R. decussatus* y *R. philippinarum* se relacionan con un mayor número de biotopos, mientras que *S. nudus* y *Callinassa* spp. - *Upogebia* spp. lo hacen con un menor número, lo cual depende tanto del número de estaciones de muestreo disponibles y su localización espacial como de la distribución real de la especie, todos ellos factores de variación entre las distintas especies (Figura 6.36). Por ejemplo, *S. marginatus* y *S. nudus* muestran probabilidades de ocurrencia superiores a 0.5 en los pocos biotopos en que han sido muestreados, mientras que *A. marina*, muestreada en un mayor número de biotopos, está ausente en una gran parte de ellos. Por otro lado, es de destacar que los dos géneros de cangrejillo se caracterizan por densidades medias y bajas en todos los biotopos en que han sido muestreados.

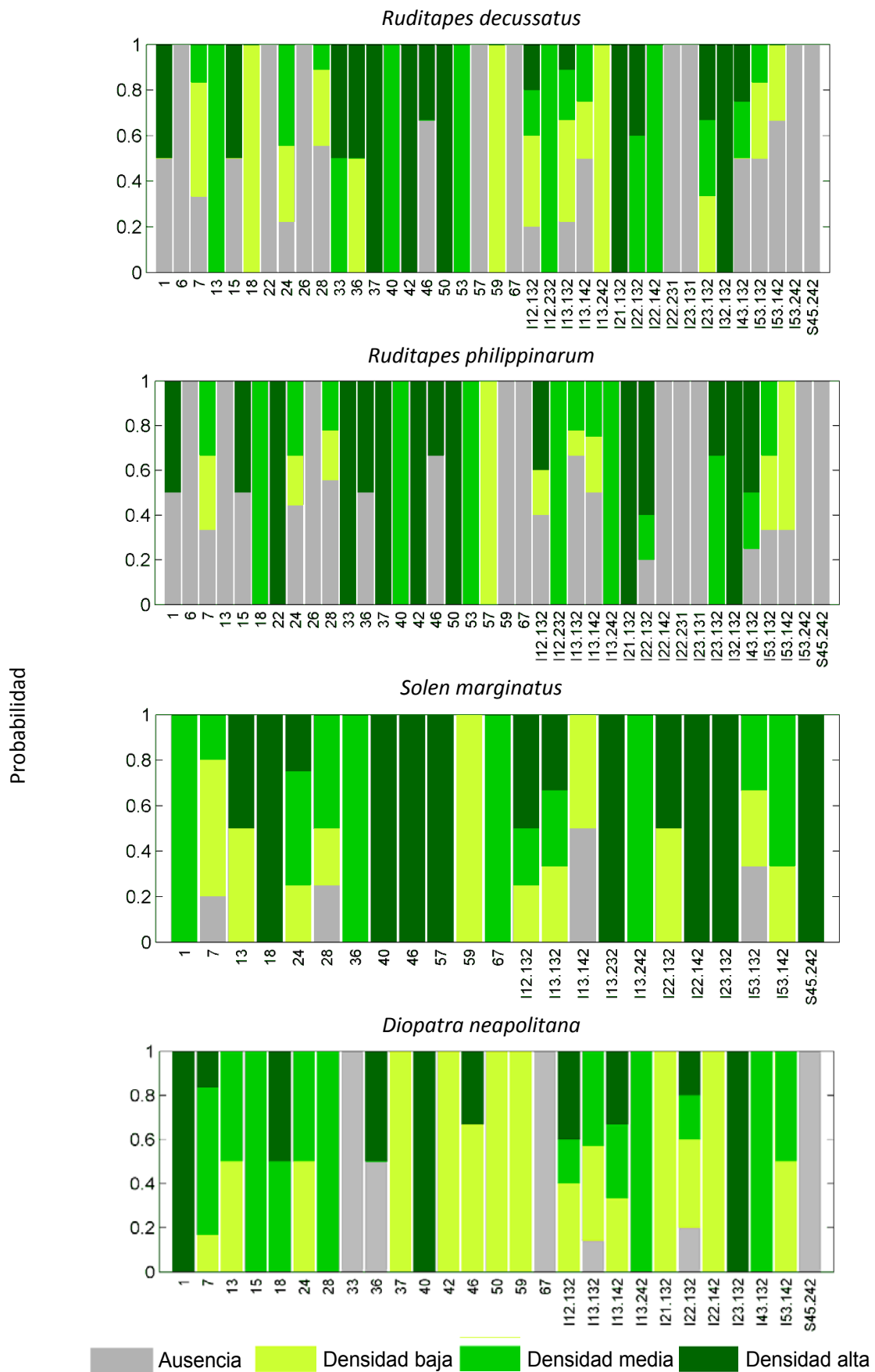


Figura 6.36. (Continúa)

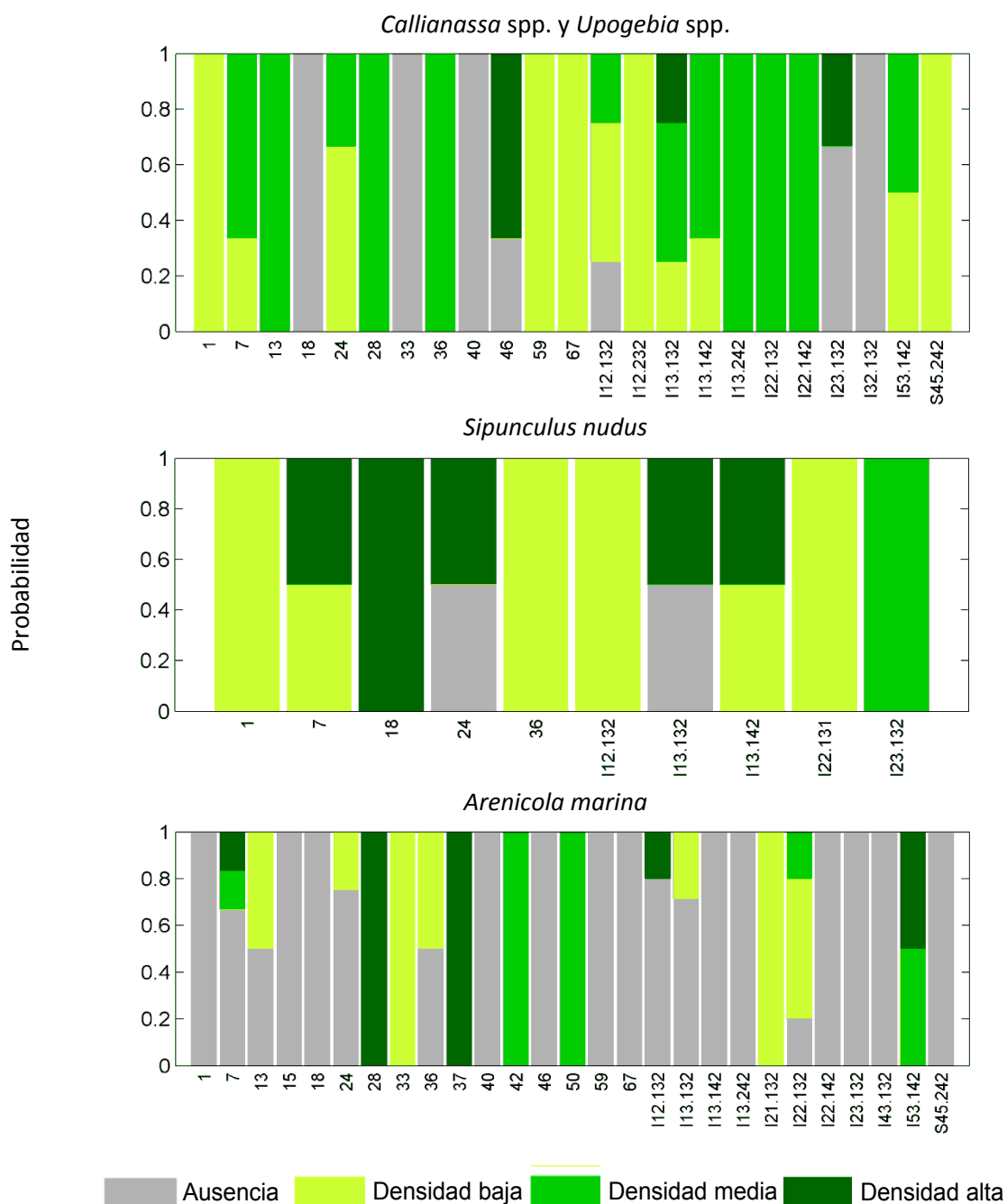


Figura 6.36. Probabilidad de ocurrencia de las cuatro categorías de densidad (ausencia, baja, media, alta) de las especies en los biotopos identificados mediante la integración estadística y jerárquica que han sido muestreados.

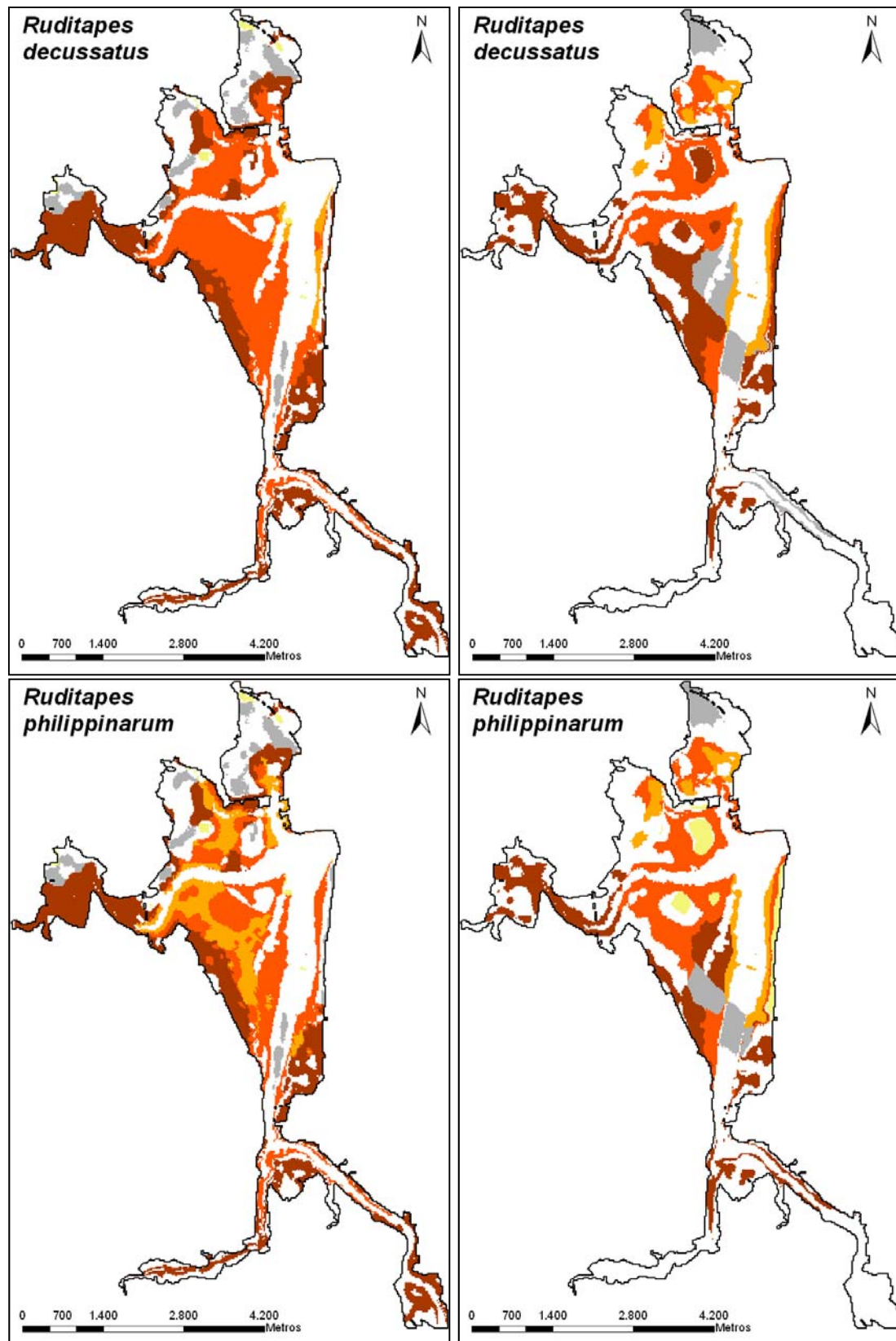
C) Modelo predictivo de la distribución espacial

Finalmente, la representación de la distribución espacial de los ecotopos correspondientes a cada especie (Figura 6.37) permitió identificar diferencias entre los modelos predictivos construidos a partir de los biotopos del nivel de detalle 5

procedentes de las clasificaciones jerárquica y estadística. Por lo tanto, los ecotopos obtenidos con ambas metodologías se caracterizan por unas condiciones físico-químicas y biológicas distintas.

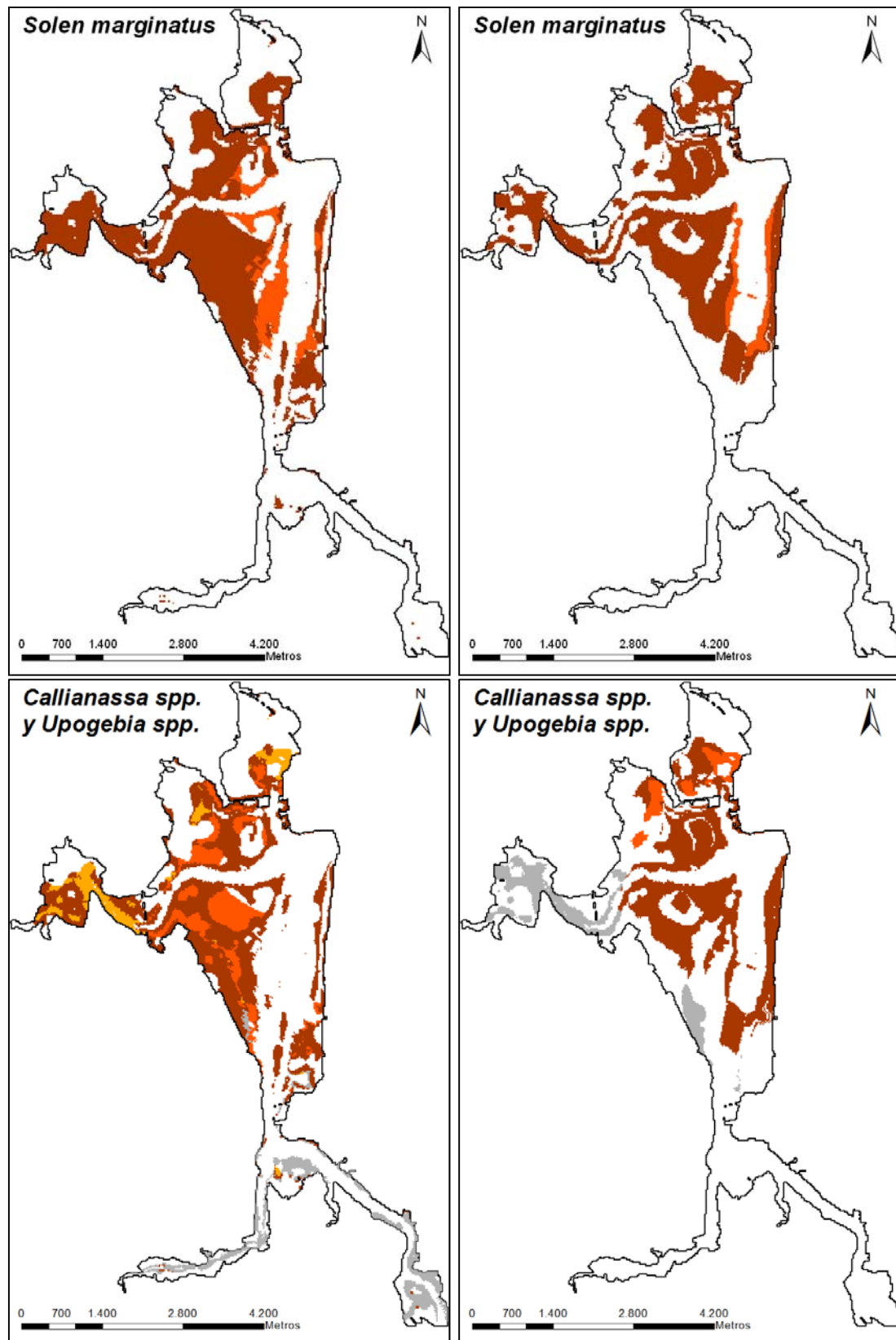
R. decussatus y *R. philippinarum* se distribuyen de forma similar dentro del estuario, aunque se detecta una cierta tendencia de *R. philippinarum* a establecerse preferentemente en zonas más bajas del intermareal (Figura 6.37). Ambas especies se distribuyen también en regiones del estuario que se encuentran bajo la influencia de la dinámica fluvial, donde la salinidad está fuertemente condicionada por la misma. En cambio, los dos géneros de cangrejillo, *Callinassa* spp. y *Upogebia* spp., son más restrictivos y se localizan en zonas con alta influencia del agua marina, al mismo tiempo que desaparecen en zonas con una fuerte influencia fluvial y/o continental. Además, parecen mostrar una mayor afinidad por las cotas bajas del intermareal. *S. marginatus*, a diferencia de las especies anteriores, se caracteriza por una distribución amplia en todos los biotopos muestreados, con una probabilidad de ocurrencia muy alta. Es importante destacar la falta de estaciones de muestreo localizadas en zonas sujetas a una fuerte influencia fluvial para estimar la tolerancia de dicha especie al estrés asociado con esta dinámica (*i.e.*, estrés salino). Por el contrario, la especie *A. marina* presenta probabilidades de ocurrencia relativamente bajas en todo su área de distribución, aunque se observa una tendencia a aumentar dichas probabilidades en cotas elevadas de los páramos centrales y en torno a la canal principal (Figura 6.37). A su vez, los biotopos cercanos a la influencia fluvial se caracterizan por la ausencia de dicha especie.

De forma análoga a *S. marginatus*, las especies *D. neapolitana* y *S. nudus* muestran probabilidades de ocurrencia altas en todo el área de distribución predicha (Figura 6.37). En el caso de *D. neapolitana*, se identifica algún biotopo en que está ausente, aunque dichos biotopos ocupan una superficie muy reducida dentro del estuario. En términos generales, se distribuye por zonas influenciadas por la dinámica marina y por zonas relativamente aisladas. En el caso de los biotopos establecidos con la clasificación jerárquica, incluso se observa que esta especie es capaz de colonizar zonas dominadas por la influencia fluvial. Por su parte, *S. nudus* se extiende tanto por los páramos centrales como por zonas periféricas y del intermareal más alto. Con respecto a esta especie, es necesario tener en cuenta que su muestreo se realizó de forma más dirigida que en el resto de especies, muestreándose sólo aquellas áreas en las que se estimaba, *a priori*, que existían poblaciones de dicha especie. Por esta razón, no fue posible extrapolar un rango de distribución más global dentro del estuario ni interpretar sus límites de tolerancia.



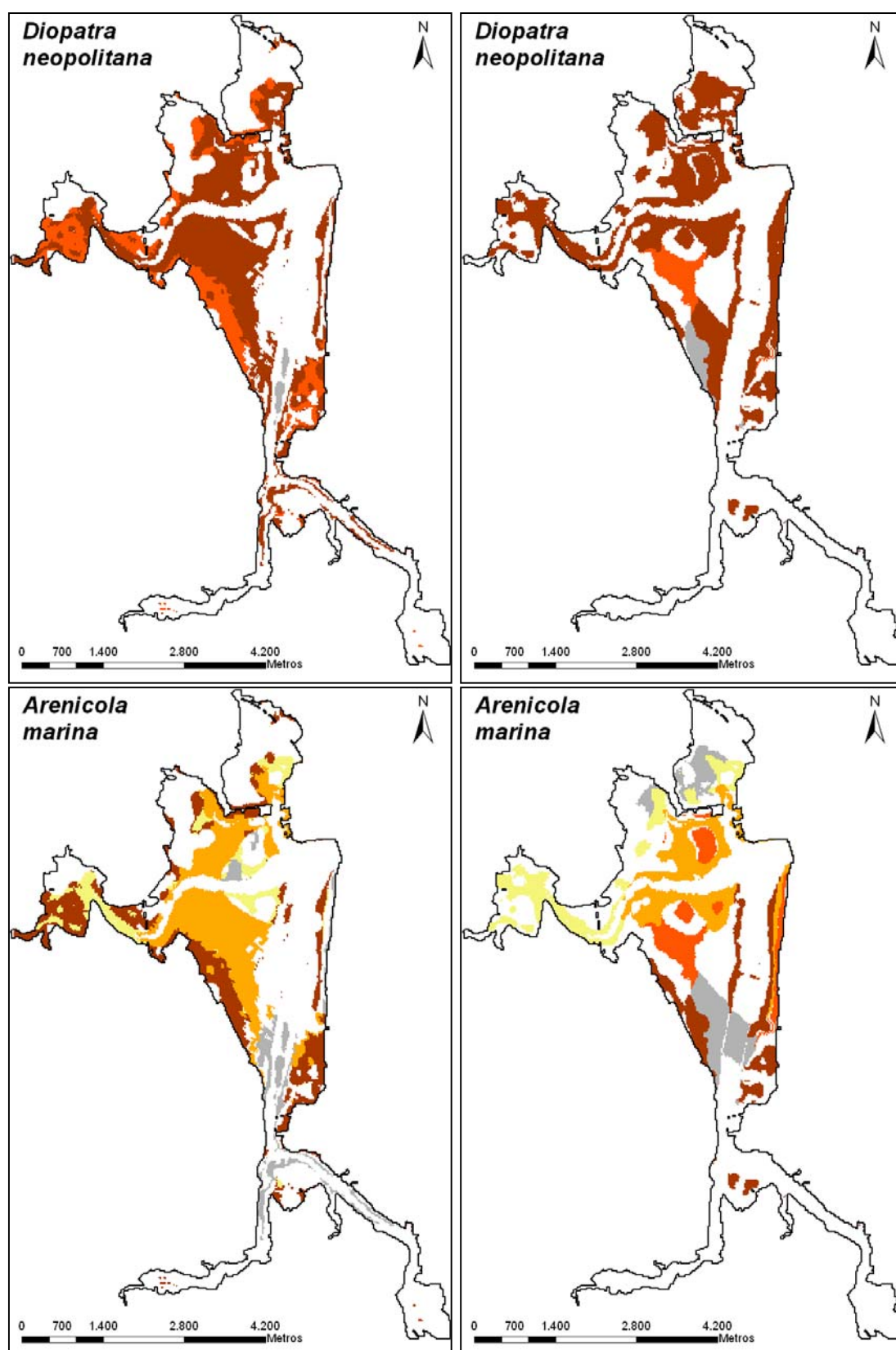
Probabilidad: 0 % 0-20 % 20-50 % 50-80 % 80-100 %

Figura 6.37. (Continúa)



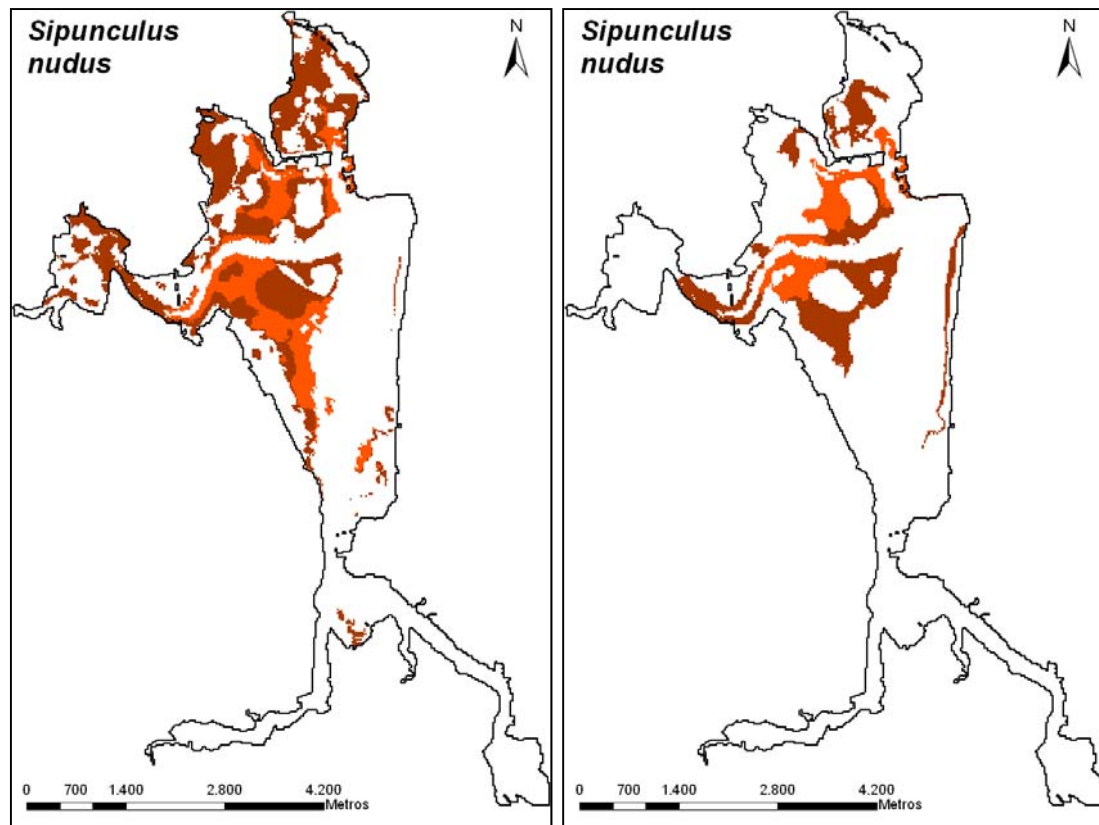
Probabilidad: 0 % 0-20 % 20-50 % 50-80 % 80-100 %

Figura 6.37. (Continúa)



Probabilidad: 0 % 0-20 % 20-50 % 50-80 % 80-100 %

Figura 6.37. (Continúa)



Probabilidad: 0 % 0-20 % 20-50 % 50-80 % 80-100 %

Figura 6.37. Distribución espacial de las principales especies de interés comercial y probabilidad de ocurrencia obtenida con el modelo de regresión logística según las clasificaciones jerárquica (izquierda) y estadística (derecha) en el estuario de Santoña para el nivel 5 de detalle.

Por otro lado, la comparación de la distribución predicha por los modelos construidos a partir de los biotopos de la clasificación jerárquica y estadística pone de manifiesto que la mayor parte de la superficie del estuario no está incluida en ninguno de los dos modelos, como consecuencia del limitado número de observaciones de campo disponibles (Tabla 6.31). Asimismo, el modelo derivado de la clasificación jerárquica engloba una mayor superficie del estuario que el de la clasificación estadística. Las zonas incluidas en ambos modelos predictivos abarcan superficies relativamente altas, de más del 20% para todas las especies excepto *S. nudus* (12%), y las predicciones de ambos modelos muestran un grado de ajuste nulo en el caso de *D. neapolitana*, bajo en el caso de *S. marginatus*, *R. decussatus*, *R. philippinarum* y *Callinassa* spp. - *Upogebia* spp., y moderado en el caso de *S. nudus* y *A. marina* (Monsreud y Leemans, 1992). En general, los modelos predictivos construidos a partir de los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística dan lugar a resultados notablemente diferentes.

Modelo predictivo	Especies						
	<i>R. decussatus</i>	<i>R. philippinarum</i>	<i>S. marginatus</i>	<i>Callianassa</i> spp. y <i>Upogebia</i> spp.	<i>D. neapolitana</i>	<i>A. marina</i>	<i>S. nudus</i>
Ninguno	34,2%	34,2%	50,6%	46,5%	47,0%	45,9%	64,3%
Sólo según la clasif. jerárquica	22,9%	22,9%	15,6%	20,6%	17,6%	17,3%	18,8%
Sólo según la clasif. estadística	9,2%	9,2%	7,7%	10,3%	10,9%	12,1%	4,5%
Según ambas clasificaciones	33,8%	33,8%	26,1%	22,5%	24,4%	24,7%	12,3%
<i>Kw</i>	0,30	0,27	0,21	0,34	0,03	0,40	0,52

Tabla 6.31. Proporción (%) de la superficie del estuario considerada en el modelo predictivo construido con los biotopos (nivel de detalle 5) de la clasificación jerárquica, estadística, ninguna de ellas o ambas, así como la comparación de los dos modelos con el índice *kappa* ponderado (*Kw*) en el último caso.

En las Figuras 6.38-6.44 se muestra la distribución espacial de las tres clases de densidad establecidas para cada especie de interés marisquero (densidad alta, media y baja) y su probabilidad de ocurrencia (en color blanco se representan los biotopos no contrastados con la biota por falta de datos de campo). Como puede observarse, cada especie muestra un comportamiento distinto e incluso una misma especie según los modelos jerárquico y estadístico. *A. marina* y *S. nudus* se caracterizan por probabilidades relativamente altas de ocurrencia sólo de las densidades más bajas, mientras que *Callianassa* spp. - *Upogebia* spp. presentan probabilidades altas de las densidades medias. En el resto de especies es frecuente encontrar, en alguna zona del estuario, densidades altas con alta probabilidad de ocurrencia.

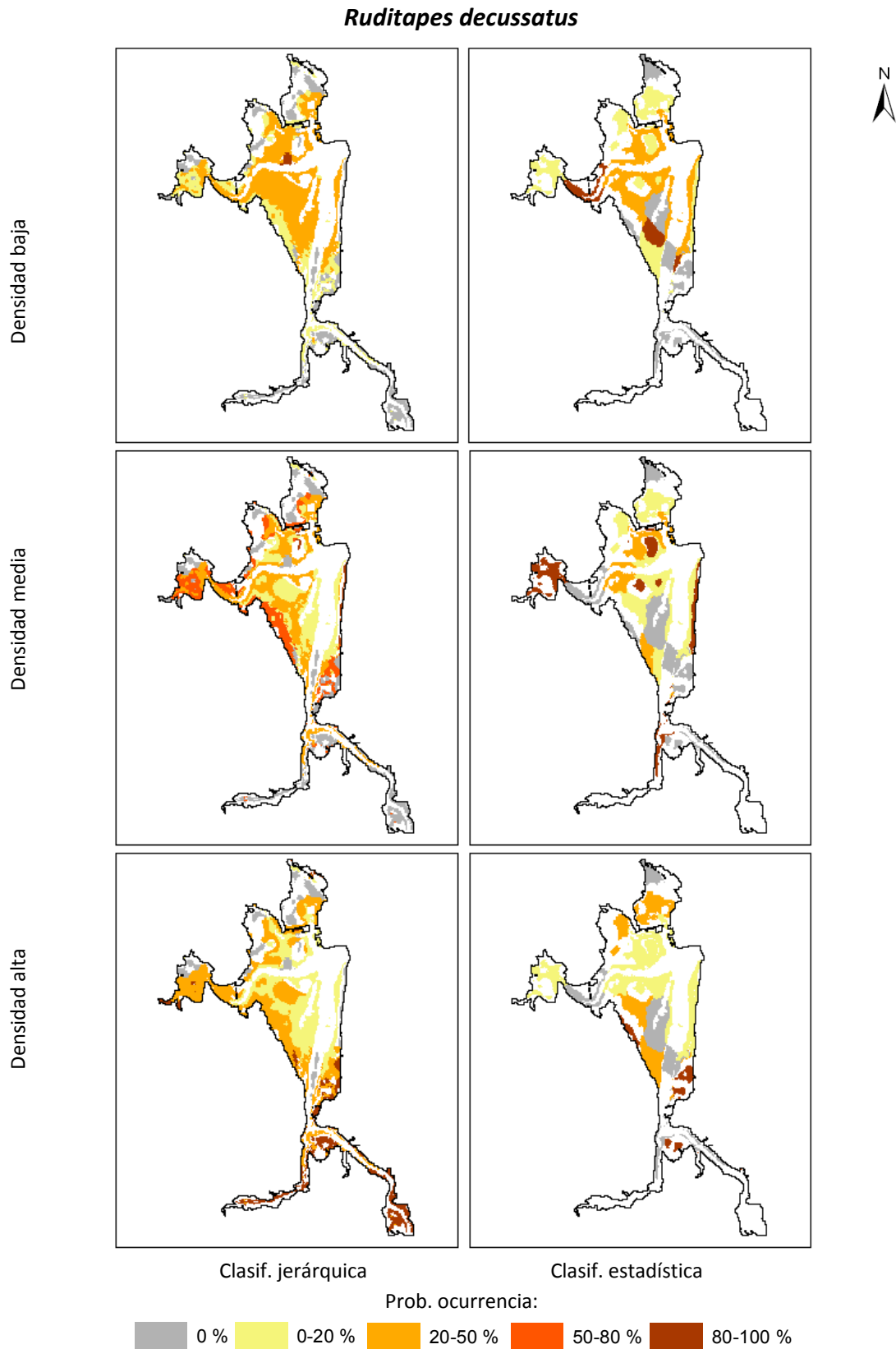


Figura 6.38. Distribución potencial de *R. decussatus*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

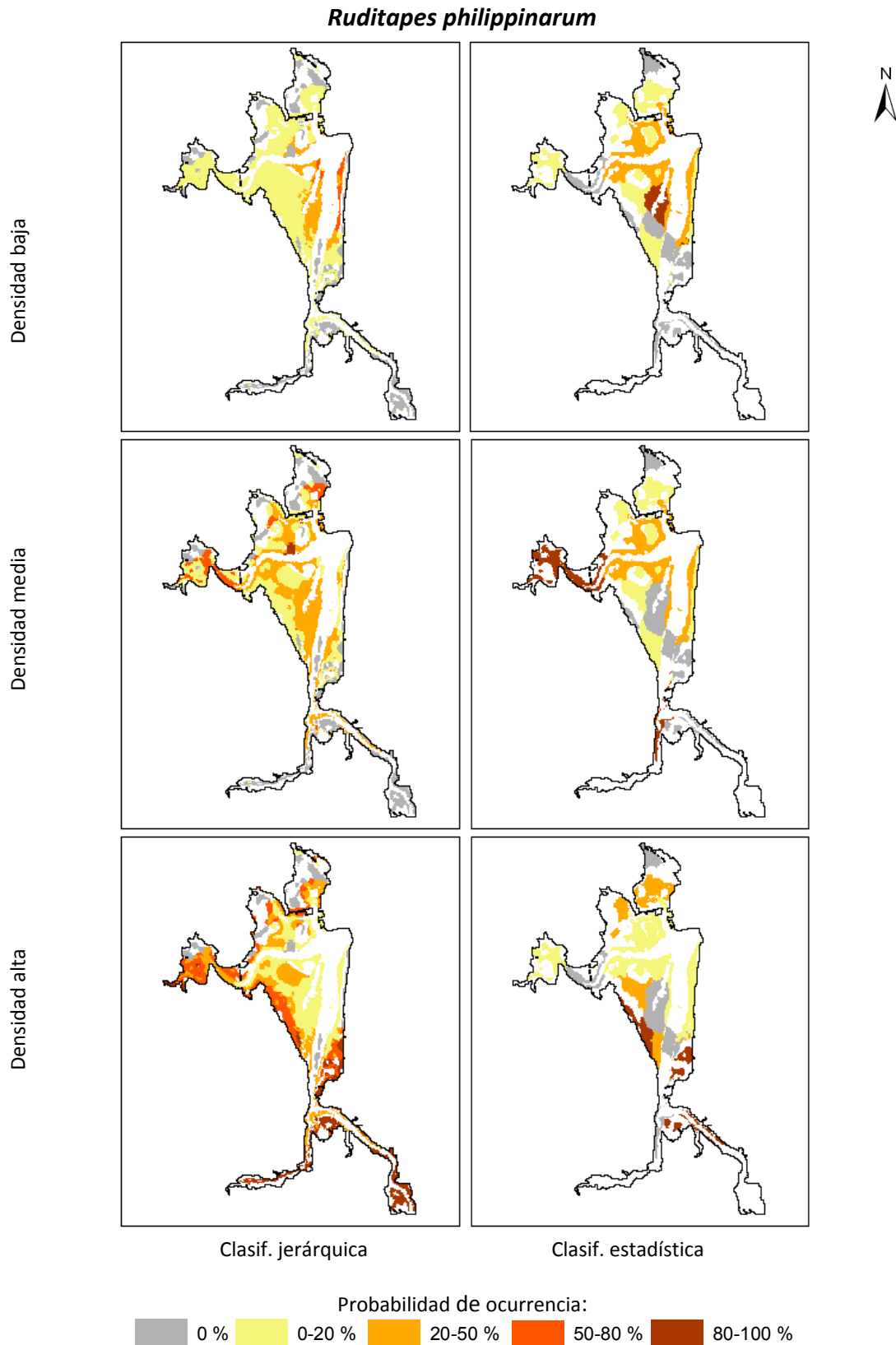


Figura 6.39. Distribución potencial de *R. philippinarum*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

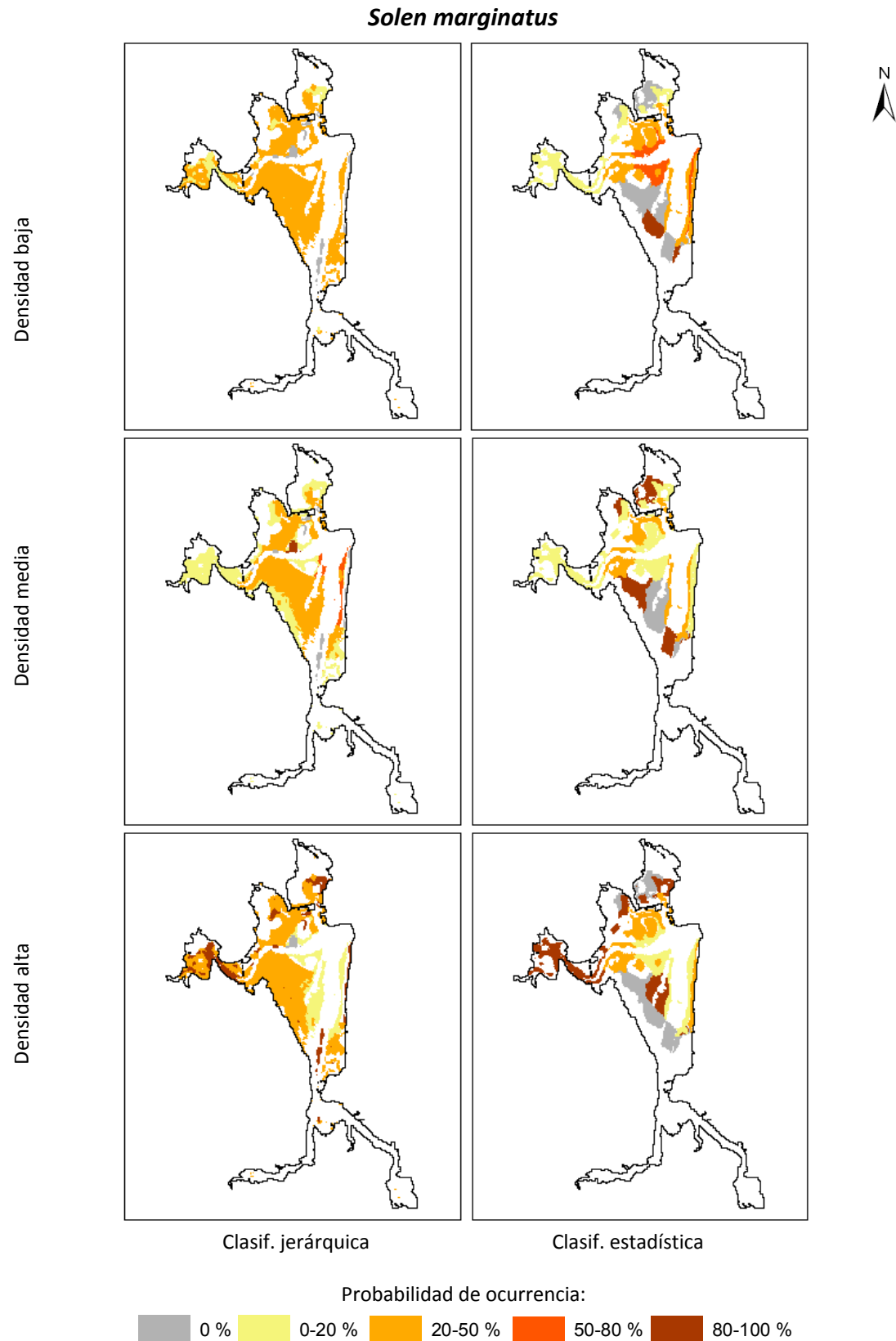


Figura 6.40. Distribución potencial de *S. marginatus*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

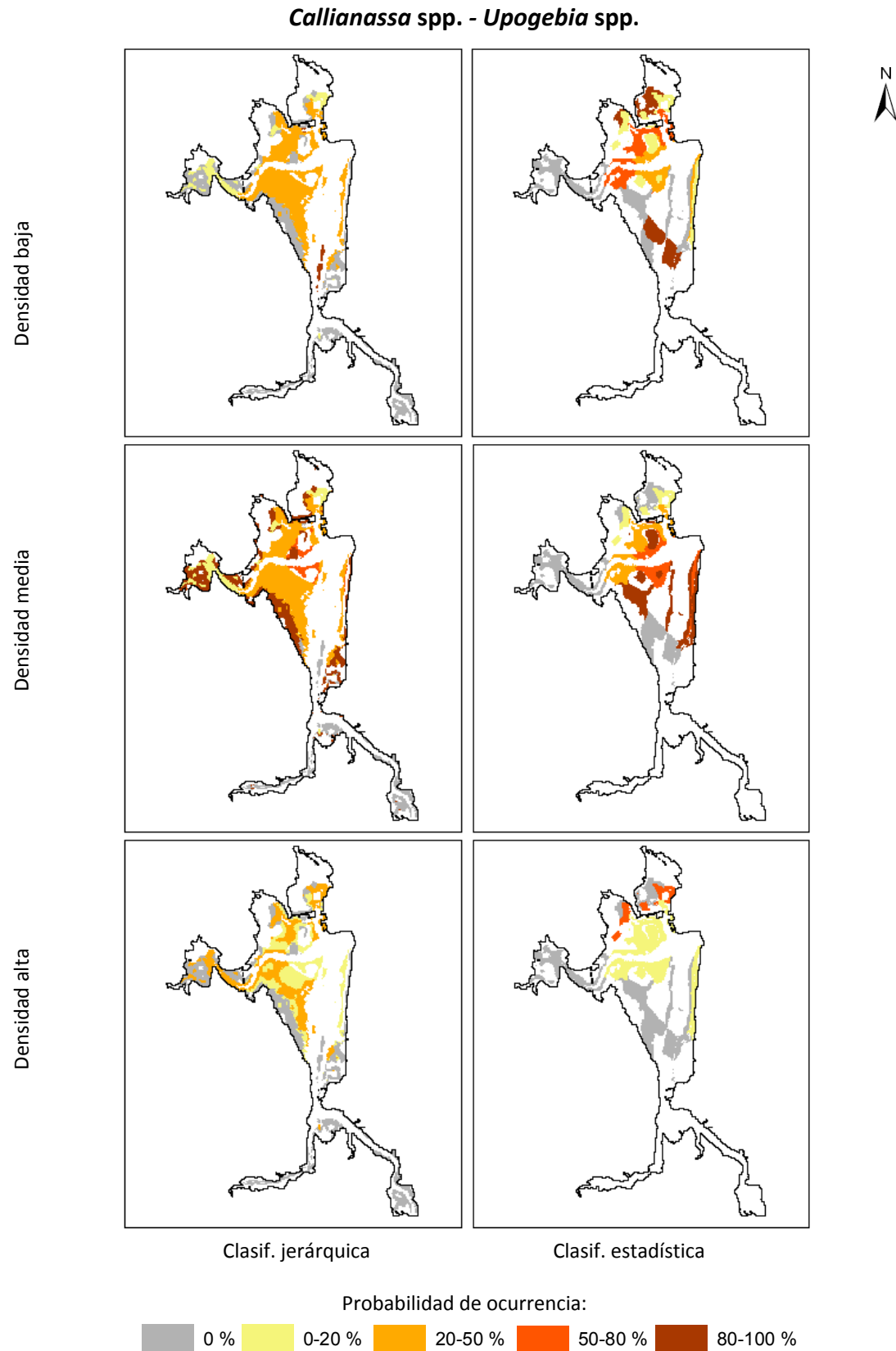


Figura 6.41. Distribución potencial de *Callianassa* spp. – *Upogebia* spp.: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

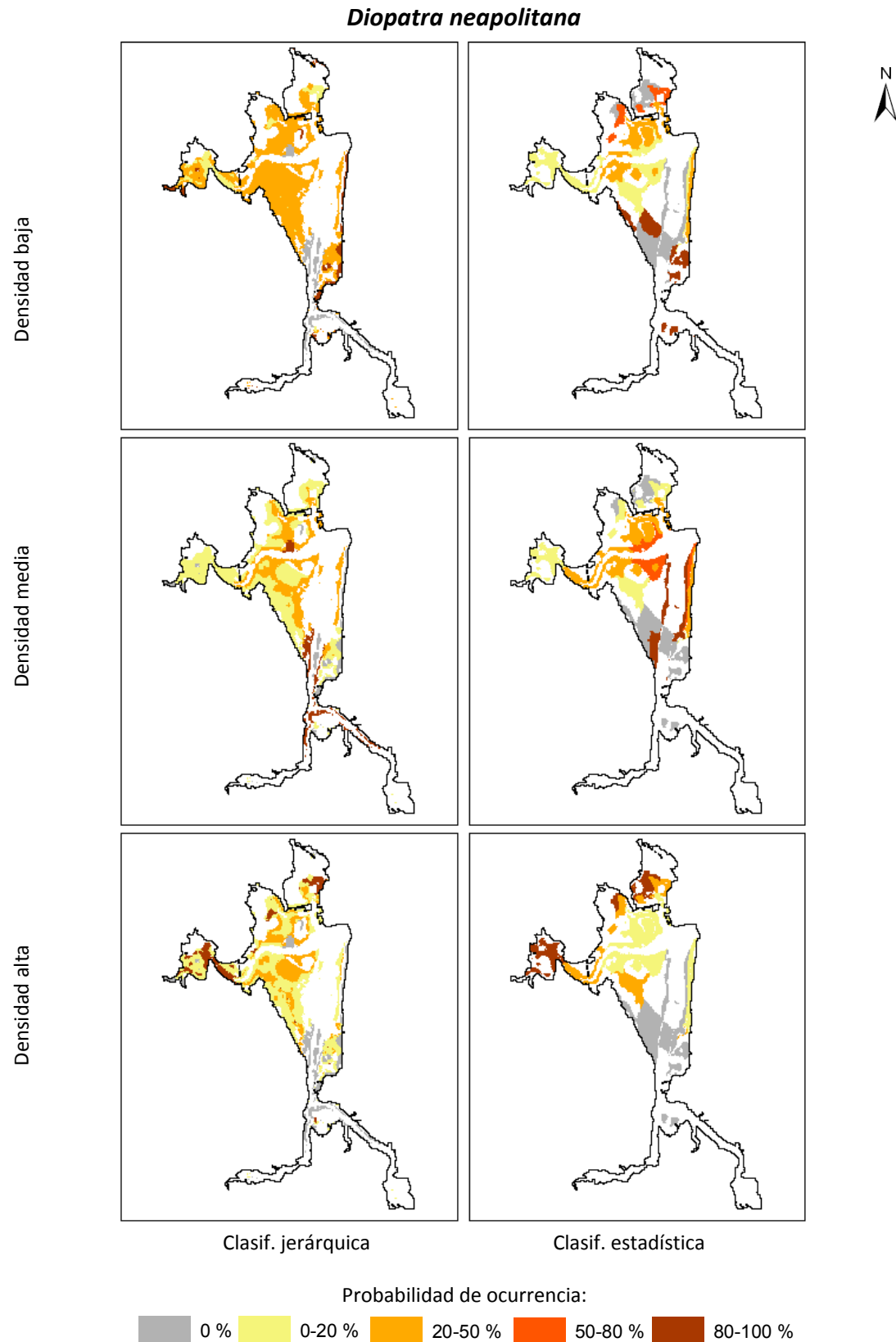


Figura 6.42. Distribución potencial de *D. neapolitana*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

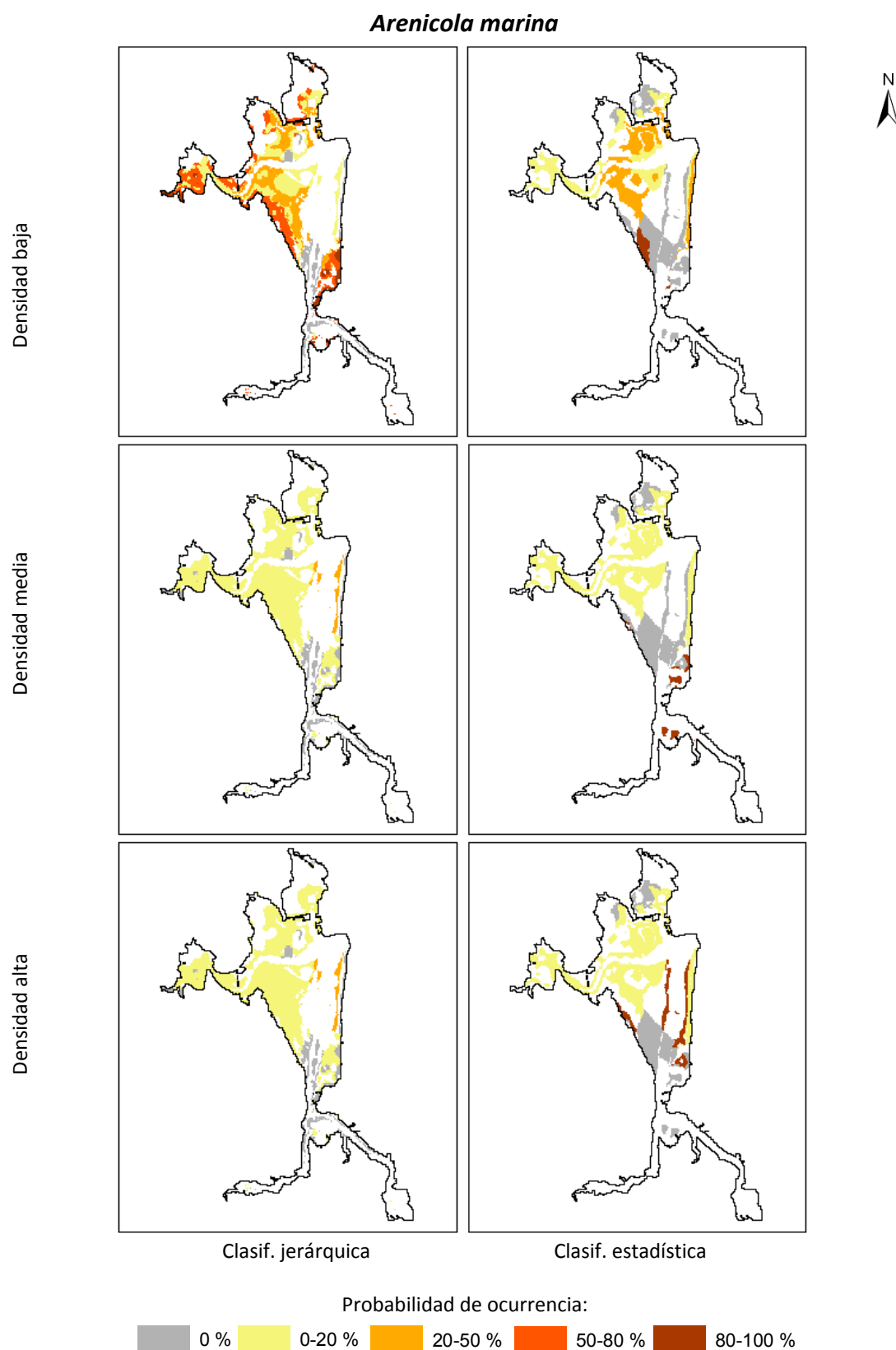


Figura 6.43. Distribución potencial de *A. marina*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

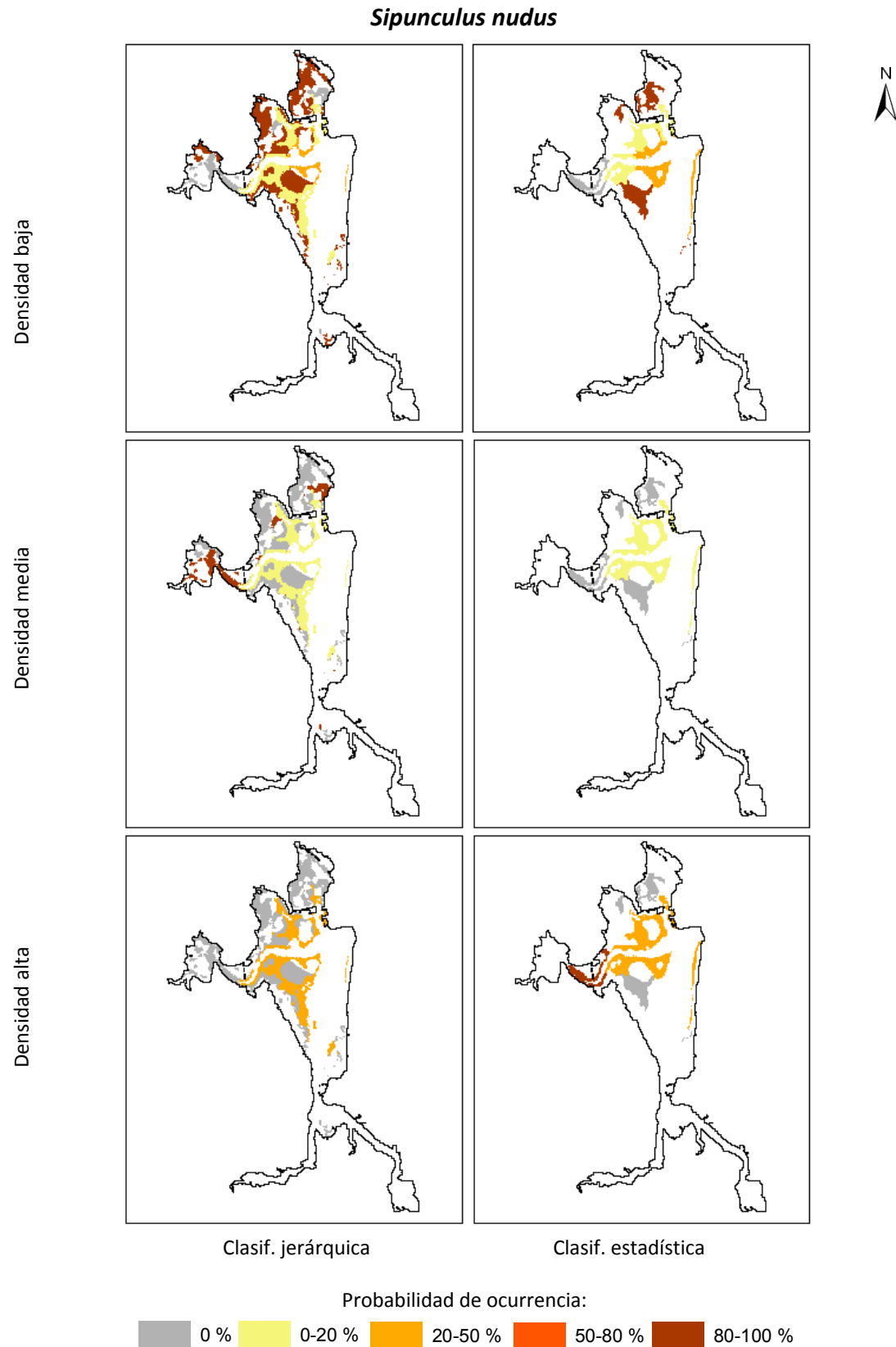


Figura 6.44. Distribución potencial de *S. nudus*: probabilidad de ocurrencia de diferentes densidades de la especie en los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica y estadística. En blanco se muestran los biotopos no contrastados.

6.2.3. Asociaciones de macroinvertebrados bentónicos y especies características

A) Patrones de distribución de las asociaciones biológicas y especies características en función de las variables ambientales

La ordenación bidimensional de las especies en función de su composición específica indica la existencia de un gradiente entre la asociación de *Abra alba* y la de *Scrobicularia plana*, pasando por una asociación intermedia de *Abra tenuis* (Figura 6.45). La estación MS-8, perteneciente a la asociación de *A. tenuis*, se agrupa con las pertenecientes a la asociación de *A. alba*, y el resto de las estaciones de *A. tenuis* se agrupan junto a las de *S. plana* con una similaridad del 20%, como reflejo de su condición de asociación biológica de transición.

Por otro lado, la correlación con las variables ambientales pone de manifiesto que los principales condicionantes de la ordenación de las asociaciones biológicas en el MDS son la batimetría (correlación de -0.81) y la composición del sustrato (correlación de 0.89 con la arena y de -0.89 con el fango) para el eje horizontal del MDS, y la fuerza de fricción en el fondo (correlación de -0.73) para el eje vertical del MDS (Figura 6.45). Asimismo, la salinidad muestra una correlación media de 0.54 y -0.47 con ambos ejes del MDS.

De acuerdo con estos ejes de ordenación, se observa que las estaciones que albergan la asociación de *A. alba* se localizan en zonas más profundas (en cotas inferiores a -0.5 metros por debajo del nivel medio del mar) y las de *S. plana* en zonas más someras (en cotas superiores a 1 metro sobre el nivel medio del mar) (Figura 6.46). Asimismo, la asociación de *A. tenuis* tiende a colonizar cotas intermedias, en torno al nivel medio del mar en la zona de estudio.

Otro factor ambiental importante que potencialmente condiciona el tipo de asociación biológica es la composición del sustrato, concretamente el contenido en fangos y arenas. En la Figura 6.47 se observa que un sustrato más arenoso es registrado en las estaciones de *A. alba* y más fangoso en las de *S. plana*, adquiriendo valores intermedios en las estaciones de *A. tenuis*. Además de este patrón general, se detectan algunas excepciones como la estación MS-11, la cual presenta un sustrato más fangoso que el registrado en el resto de estaciones de *A. alba*, de tal forma que se asemeja más a las características de la estaciones de *A. tenuis* o, incluso, *S. plana*. Esta situación intermedia de la estación MS-11 es evidente también en el diagrama del MDS, donde se localiza en una posición cercana a *A. tenuis* dentro del gradiente representado (Figura 6.45).

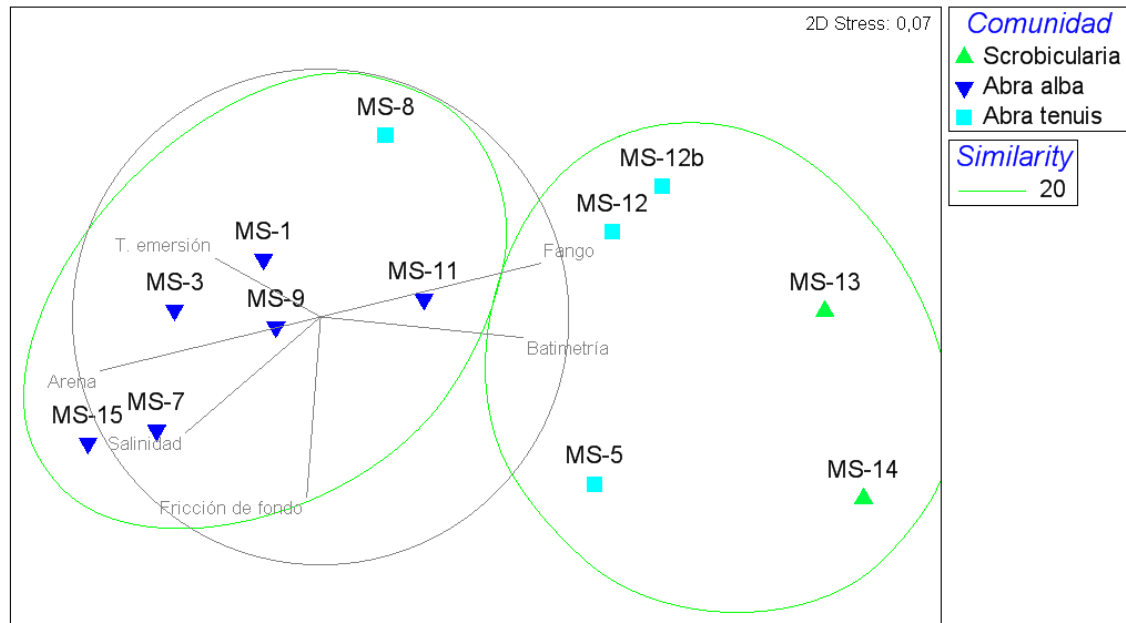


Figura 6.45. Ordenación MDS y agrupación CLUSTER (para una similitud del 20%) de las estaciones en función de su composición específica. Vectores que definen las correlaciones (>0.4) existentes con las variables ambientales: tiempo de emersión, porcentaje de arenas y fangos del sustrato, cota batimétrica, tiempo de renovación del agua, fuerza de fricción en fondo y salinidad (percentil del 50%).

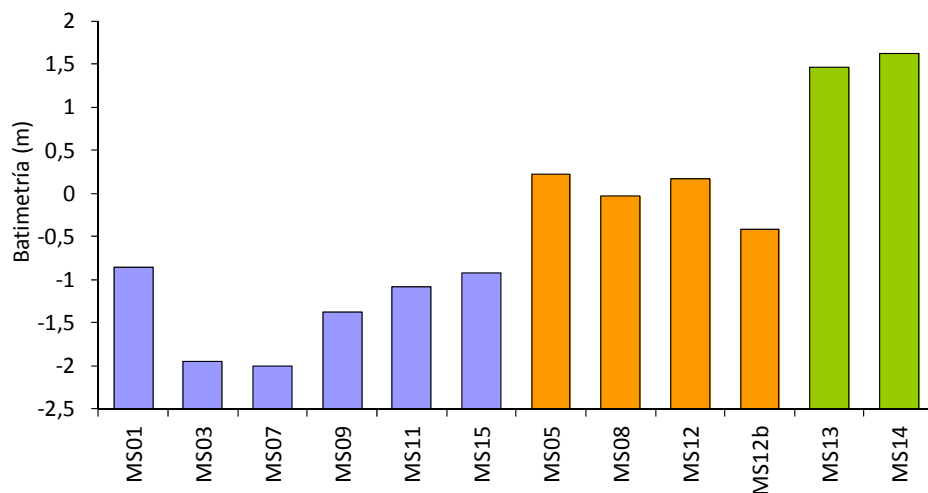


Figura 6.46. Cota batimétrica de las estaciones (referida al nivel medio del mar local, valores positivos hacia tierra) pertenecientes a las asociaciones de *Abra alba* (morado), *Abra tenuis* (naranja) y *Scrobicularia plana* (verde).

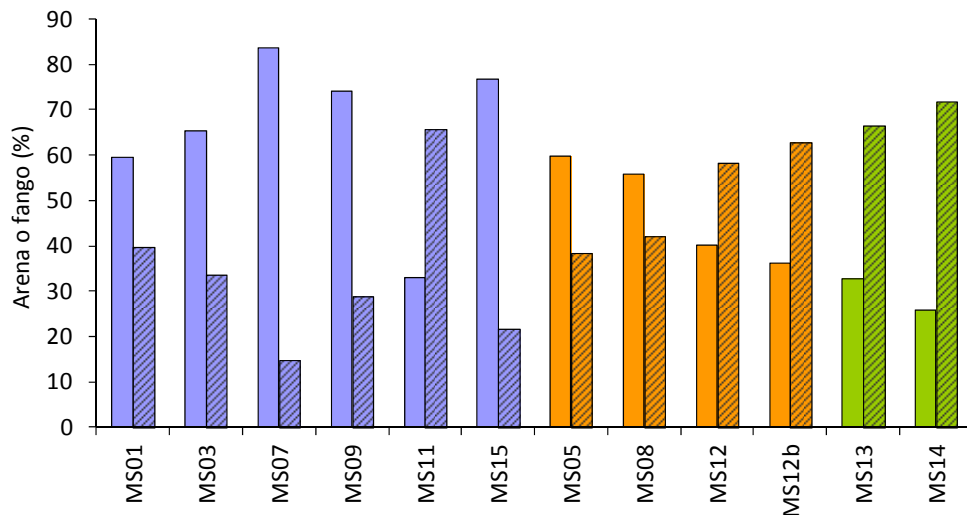


Figura 6.47. Proporción de arena (barra lisa) y fango (barra rayada) del sustrato de las estaciones pertenecientes a las asociaciones de *Abra alba* (morado), *Abra tenuis* (naranja) y *Scrobicularia plana* (verde).

En relación con la salinidad, el valor de la mediana disminuye gradualmente desde la asociación de *A. alba* hacia la de *S. plana* (Figura 6.48). Sin embargo, se detectan dos marcadas excepciones, las estaciones MS-05 y MS-14, que muestran valores muy elevados de la salinidad en comparación con el resto de estaciones asociadas a *A. tenuis* y *S. plana*, respectivamente. En este sentido, cabe destacar que el modelado numérico empleado para calcular la salinidad sobrestima dicha variable en las estaciones directamente influenciadas por el agua dulce procedente de la escorrentía superficial y de pequeños arroyos, como ocurre en las estaciones MS-5 y MS-14. Por otro lado, la asignación de los tipos salinos correspondientes a cada estación revela que la asociación de *A. alba* se establece preferentemente en aguas euhalinas y polihalinas cercanas a la bocana y que recuperan rápido sus condiciones normales tras eventos extremos de inundación o sequía (tipos salinos 1 y 5). Asimismo, la asociación de *S. plana* y la de *A. tenuis* tienden a localizarse en zonas de menor salinidad (meso-oligohalinas) bajo la influencia de la escorrentía superficial difusa o del río (tipos salinos 2 y 3). No obstante, se identifican dos estaciones, MS-11 y MS-12, que no responden a este patrón. Ambas se localizan en las zonas del estuario donde se produce la mezcla entre el agua dulce y salada y, por tanto, donde se experimenta la mayor variabilidad de la salinidad (tipo salino 4). Esta fuerte variabilidad coincide, en la estación MS-11, con una asociación de *A. alba* empobrecida, ya que se caracteriza por unos valores relativamente bajos de riqueza y abundancia (Tabla 6.3).

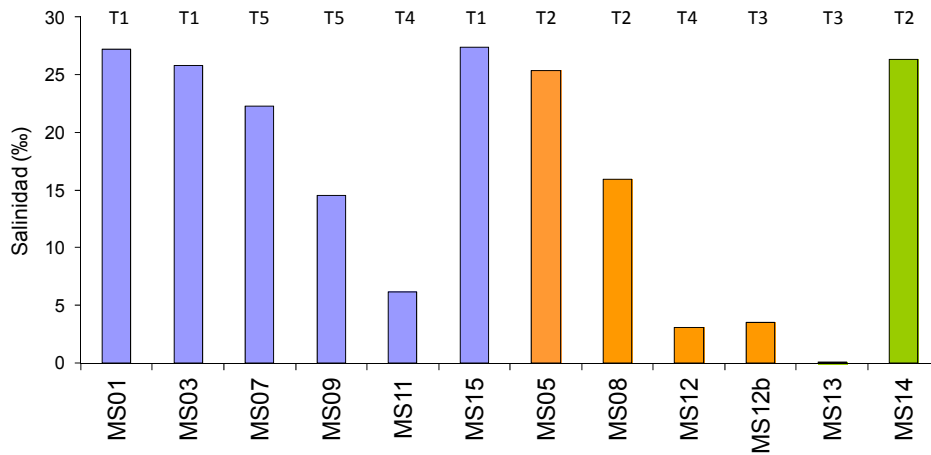


Figura 6.48. Percentil del 50% de la salinidad y tipo salino (T1-T5) de las estaciones pertenecientes a las asociaciones de *Abra alba* (morado), *Abra tenuis* (naranja) y *Scrobicularia plana* (verde).

Finalmente, es importante mencionar otras variables ambientales, como la velocidad de la corriente o el tiempo de renovación del agua, que también se consideran condicionantes para el establecimiento de las distintas asociaciones biológicas según el análisis de ordenación MDS (Figura 6.45). En relación con la velocidad de la corriente, y, más en concreto, con la fuerza de fricción que ejerce en el fondo, cabe destacar la estación MS-5, que se caracteriza por una fricción de fondo elevada al tiempo que se corresponde con una asociación de *A. alba* muy empobrecida (riqueza específica y abundancia muy bajas) (Figura 6.49; Tabla 6.3). De hecho, fue clasificada como del tipo *A. tenuis* a pesar de no albergar ningún individuo de dicha especie. Asimismo, existen más estaciones con una fricción de fondo elevada, como la MS-15 y la MS-14. La otra variable señalada es la tasa de renovación, que alcanza valores elevados en todas las estaciones excepto en la MS-14, que presenta una riqueza y abundancia total muy bajas incluso tratándose de la asociación de *S. plana*.

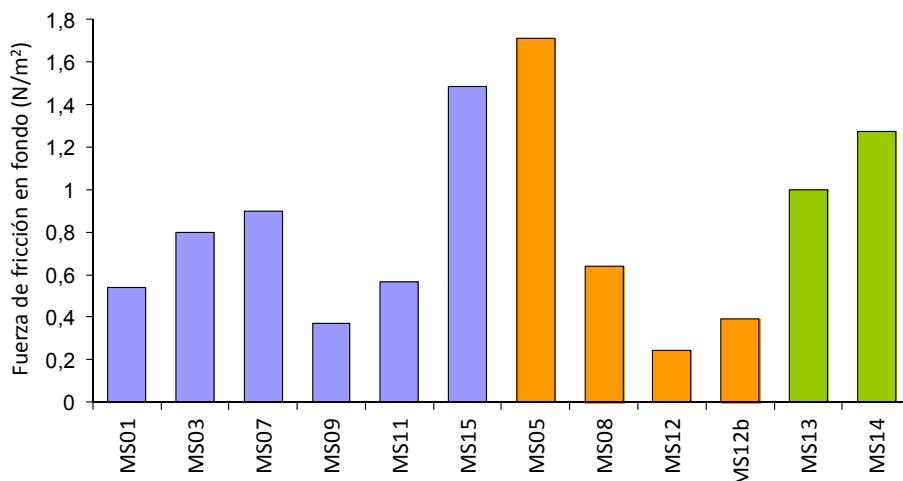


Figura 6.49. Fuerza de fricción de fondo en las estaciones pertenecientes a las asociaciones de *Abra alba* (morado), *Abra tenuis* (naranja) y *Scrobicularia plana* (verde).

Por otro lado, cada una de las especies características de las asociaciones biológicas anteriormente mencionadas, también responden, de forma diferencial, a los gradientes ambientales. La especie *N. hombergii* alcanza densidades muy elevadas en el intermareal más bajo, y tiende a desaparecer en el intermareal alto (Figura 6.50). De hecho, en estas cotas más elevadas es reemplazada por *C. carinata*, *H. diversicolor* y *S. plana*, que pueden llegar a alcanzar abundancias aún más elevadas y dominar la comunidad. Con respecto a estas especies, cabe destacar los incrementos de la densidad de *S. plana* a lo largo de todo el intermareal, mientras que *C. carinata* y *H. diversicolor* apenas aparecen en las cotas más bajas (inferiores a -1 metros por debajo del nivel medio del mar). *A. alba* y *A. tenuis* se establecen preferentemente en zonas intermareales por debajo del nivel medio del mar, con tiempos de emersión inferiores al 20% y siempre con densidades relativamente bajas. A partir de cotas por encima del nivel medio del mar y de un tiempo de emersión superior al 50%, se observa una tendencia general a la disminución en el número de especies características así como en sus densidades. Los patrones de distribución observados son similares para la batimetría y para la cota de emersión, como consecuencia de la estrecha relación existente entre ambas.

En relación a los gradientes de salinidad y fuerza de fricción en el fondo, las especies presentan diferentes patrones de distribución (Figuras 6.50 y 6.51). Las abundancias específicas más elevadas se registran en zonas con salinidades inferiores al 7‰, y con una variación de la salinidad de más del 10‰, en las especies dominantes *C. carinata*, *H. diversicolor*, *N. hombergii* y *S. plana*. Además, las dos últimas especies también muestran abundancias relativamente altas en salinidades en torno al 15‰. En zonas con salinidades superiores al 25‰, y una variabilidad de la misma en torno a 2‰, se observa otro incremento moderado de la densidad de la especie *N. hombergii* y, en menor medida, de *A. alba*, *A. tenuis* y *H. diversicolor*. *A. tenuis*, a diferencia de *A. alba*, también muestra aumentos puntuales de densidad para salinidades superiores al 5‰. Por otro lado, se observa una preferencia de todas las especies por ambientes sometidos a una fricción baja dentro del gradiente analizado, siendo las especies *H. diversicolor* y, en menor medida, *S. plana* y *C. carinata* las que mayores velocidades toleran.

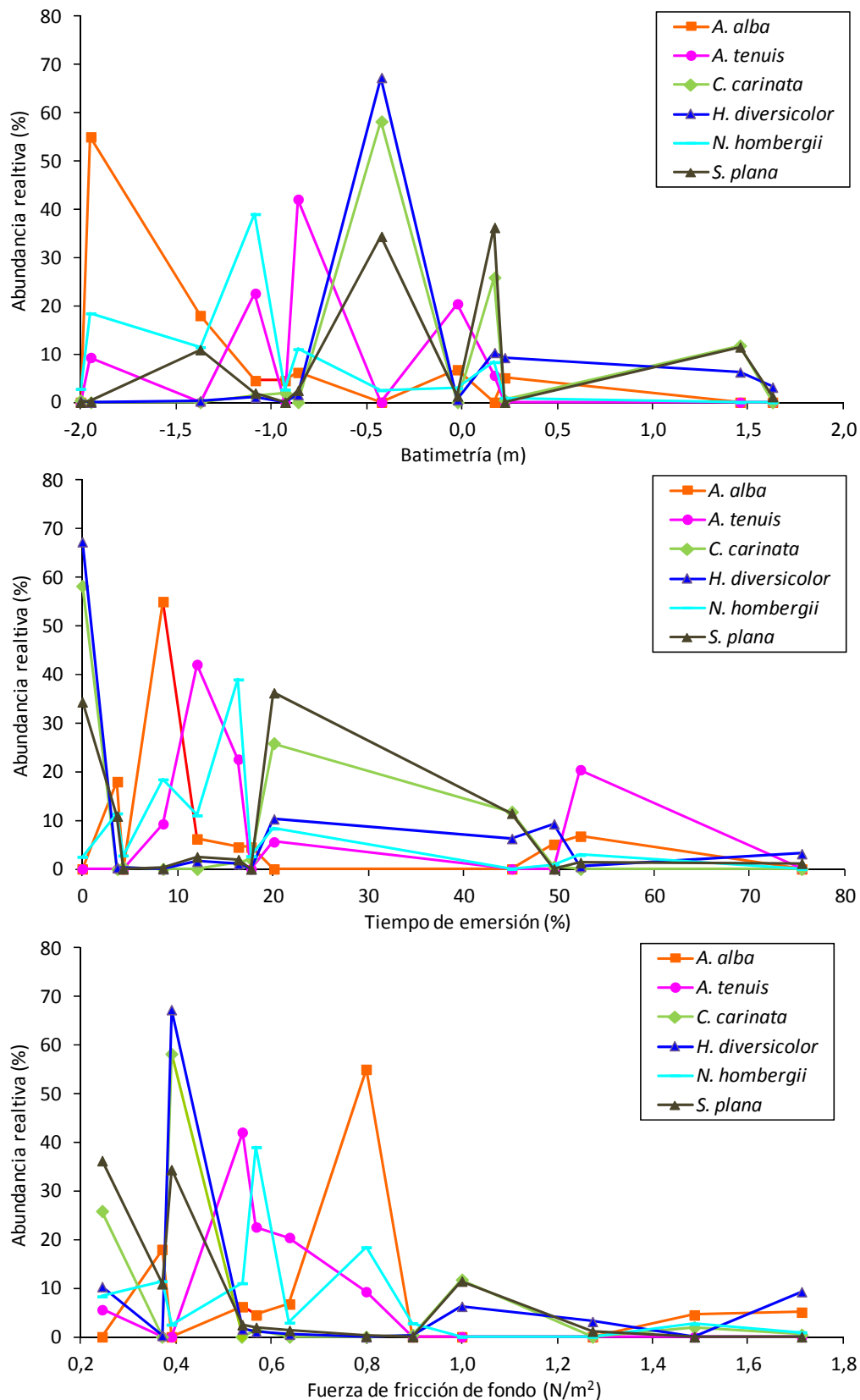


Figura 6.50. Distribución de la abundancia relativa de cada una de las especies a lo largo de los gradientes ambientales de batimetría (respecto al nivel medio del mar local, valores positivos hacia tierra), tiempo de emersión (porcentaje de tiempo al año) y fricción de fondo. Abundancia total: *A. alba*: 79; *A. tenuis*: 144; *C. carinata*: 453; *H. diversicolor*: 511; *N. hombergii*: 641; *S. plana*: 930 indiv./m².

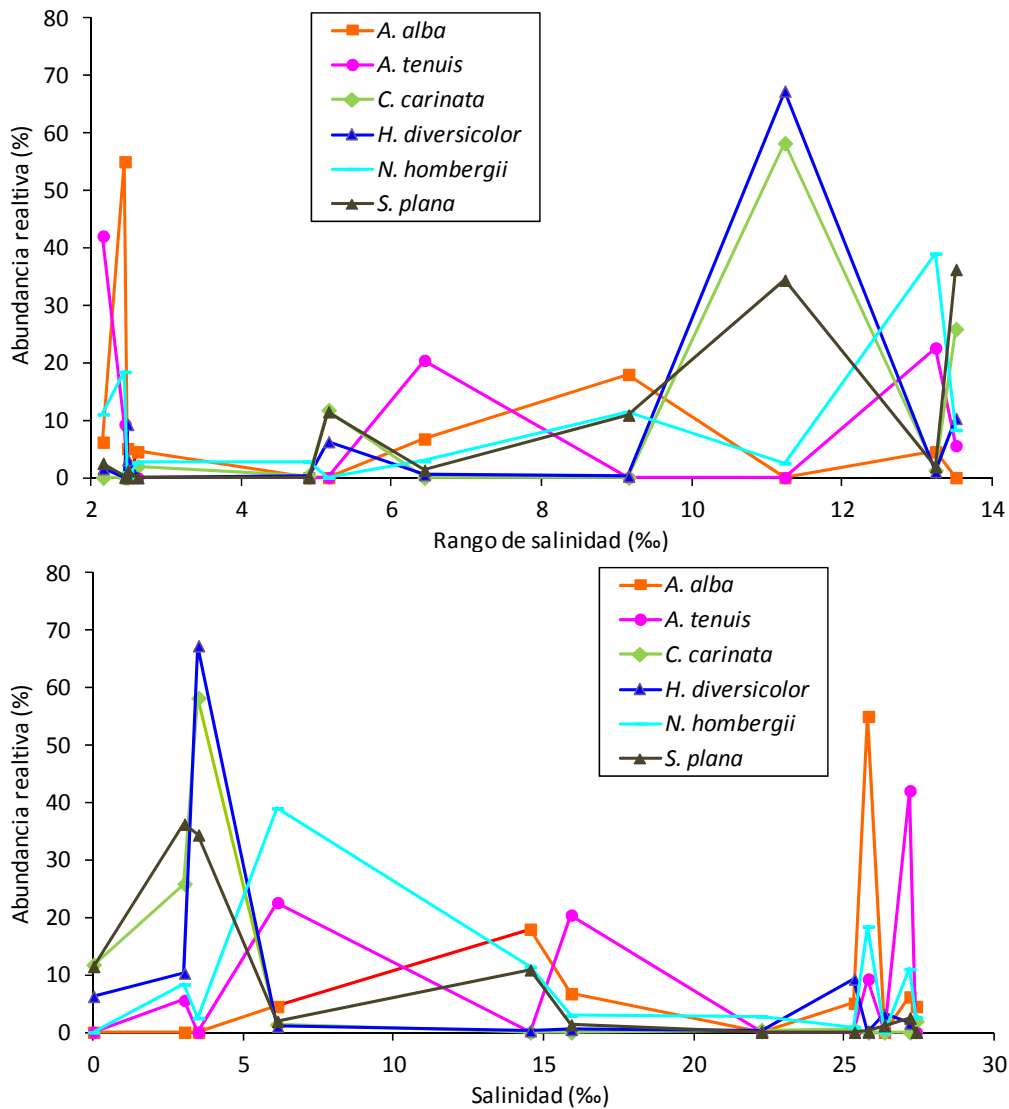


Figura 6.51. Distribución de la abundancia relativa de cada una de las especies a lo largo de los gradientes ambientales de salinidad (mediana y rango). Abundancia total: *A. alba*: 79; *A. tenuis*: 144; *C. carinata*: 453; *H. diversicolor*: 511; *N. hombergii*: 641; *S. plana*: 930 indiv./m².

De forma análoga a los gradientes anteriormente descritos, las especies también están condicionadas por el tipo de sustrato, concretamente por el contenido en arenas y fangos (Figura 6.52). La especie *A. alba* se asocia con sustratos arenosos (>60% en arenas), mientras que *C. carinata* y *H. diversicolor* se asocian con sustratos fangosos (>35% en fangos). En condiciones intermedias de porcentaje de arenas y fangos (50-60% aproximadamente), *A. tenuis* alcanza su mayor densidad poblacional. Por último, *S. plana* y *N. hombergii* son capaces de colonizar sustratos a lo largo de todo el gradiente, aunque para porcentajes de arenas de más del 75% se observa un descenso de su densidad e, incluso, su desaparición. En general, los valores de abundancia específica más elevados se registran en sustratos fangosos.

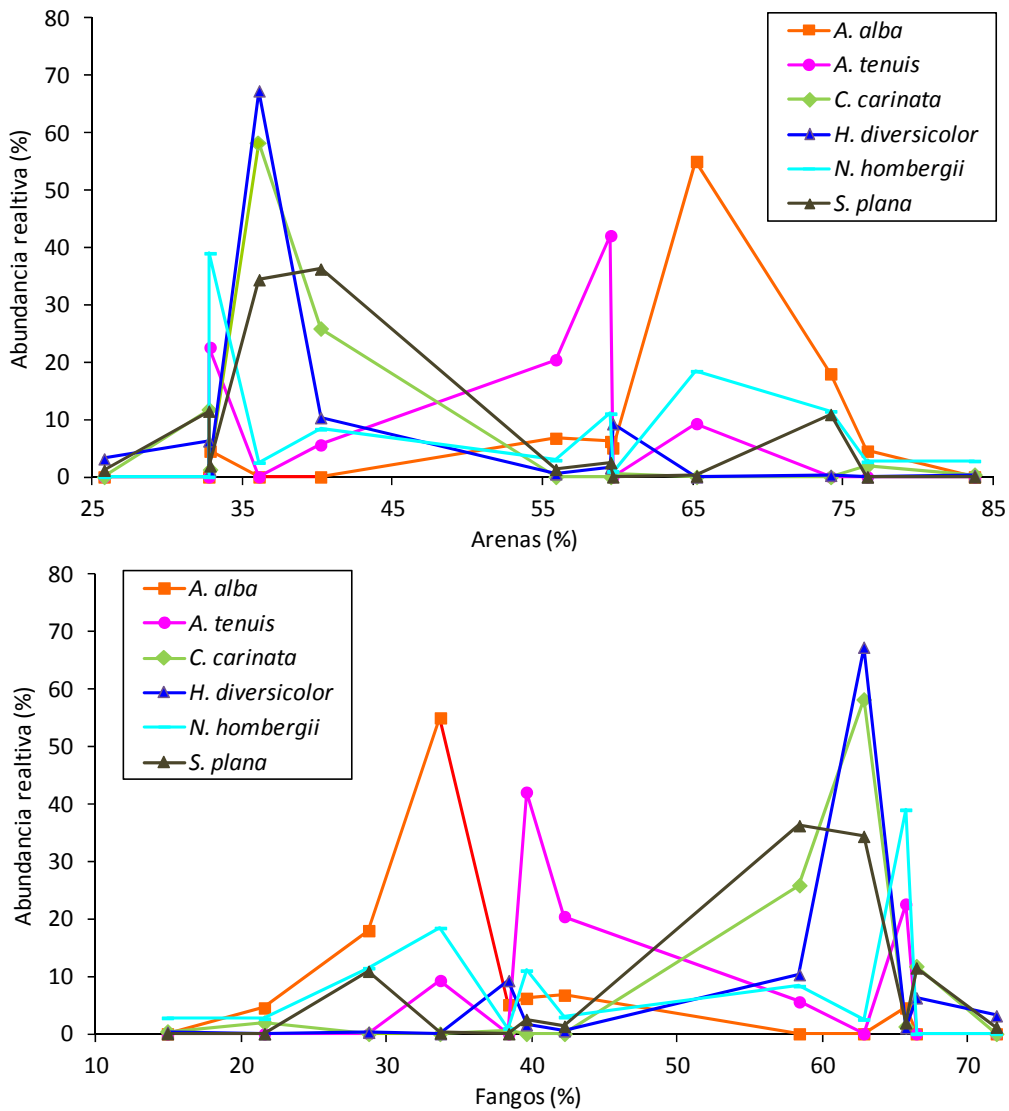


Figura 6.52. Distribución de la abundancia relativa de cada una de las especies en relación con la composición del sedimento: porcentaje de arenas y fangos. Abundancia total: *A. alba*: 79; *A. tenuis*: 144; *C. carinata*: 453; *H. diversicolor*: 511; *N. hombergii*: 641; *S. plana*: 930 indiv./m².

En relación con las características de salinidad, destacar que los tipos salinos 1, 2 y 5, con mayor influencia del agua marina, se caracterizan por densidades bajas de todas las especies presentes, especialmente el tipo 2 (Figura 6.53). Por el contrario, los tipos salinos 3 y 4, con una influencia directa de los aportes de agua dulce del río Asón, se caracterizan por abundancias altas de la especie *S. plana* en ambos, *H. diversicolor* y *C. carinata* en el tipo 3 y *N. hombergii* en el tipo 4 (más de 200 indiv./m²). Además, en ambos tipos salinos y en el 5 no se registra la presencia, o con muy baja densidad, de las especies *A. alba* y *A. tenuis*. De hecho, *A. alba* sólo aparece con densidades relativamente altas en el tipo salino 1 (>40 indiv./m²), y *A. tenuis* en los tipos 1 (>50

indiv./m²), 2 y 4 (>25 indiv./m²). Además, en los tipos salinos 1 y 2 tampoco se encuentra la especie *C. carinata*.

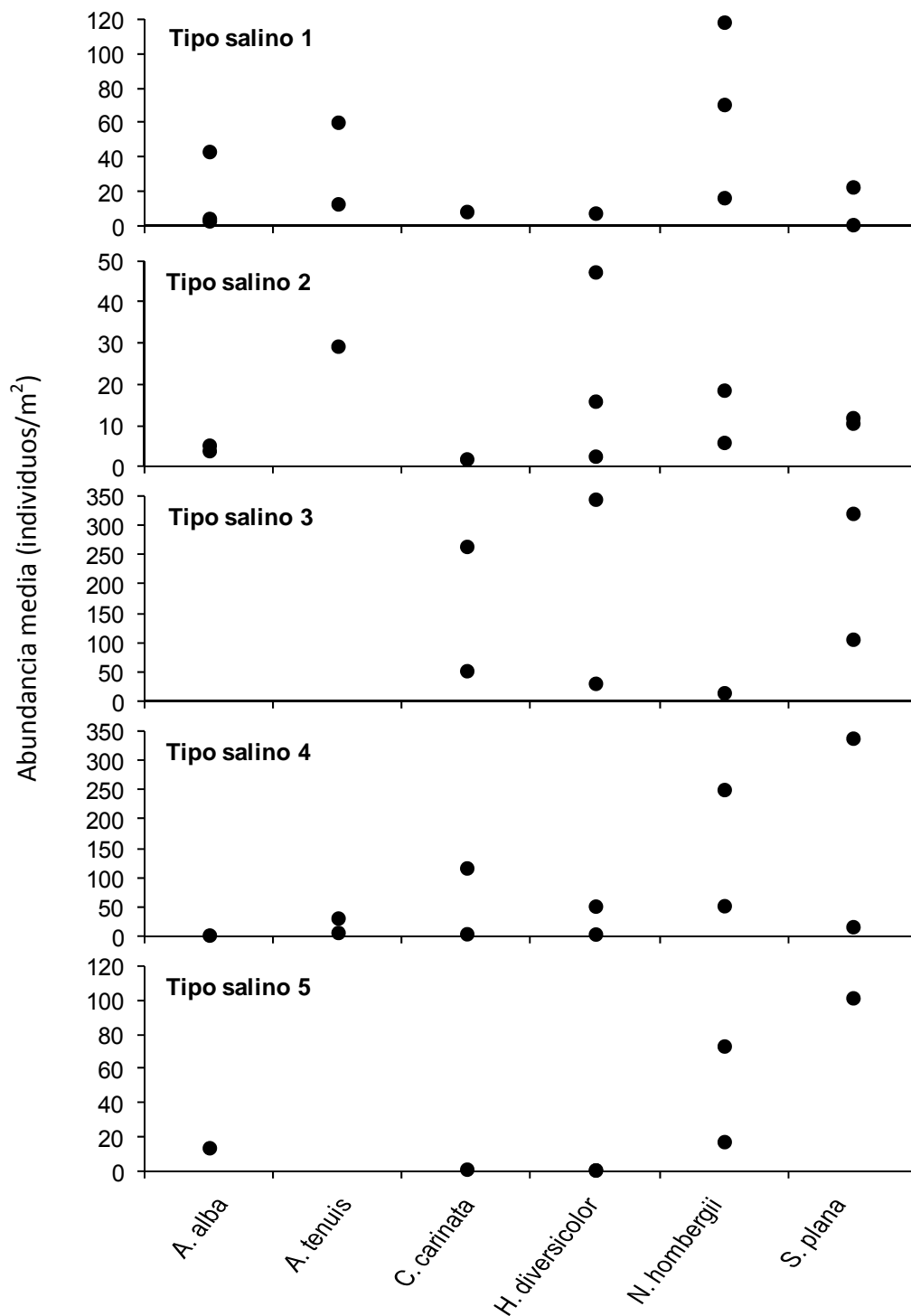


Figura 6.53. Abundancia media de las especies en cada estación de muestreo según el tipo salino en el que se localiza.

B) Contraste de las especies con los biotopos obtenidos con el sistema de integración jerárquico y estadístico

Como resultado de dicho contraste se obtuvo que las estaciones de la asociación de *A. alba* se localizan en un conjunto de biotopos, establecidos con el sistema de clasificación jerárquico, exclusivo y diferente del resto de asociaciones biológicas en todos los niveles de detalle. Dichos biotopos se caracterizan por altas salinidades o por una fuerte variabilidad asociada a frecuentes subidas de la misma (Figura 6.54). Por el contrario, las estaciones asignadas a las asociaciones de *A. tenuis* y *S. plana* comparten los mismos biotopos entre sí, impidiendo, por tanto, su diferenciación. Esta situación es más acusada a menores niveles de detalle. No obstante, en el nivel 5 se observa que cada estación se relaciona con un biotopo diferente independientemente de la asociación biológica. Esto era así para todas las estaciones excepto MS-5 y MS-8, que se corresponden con un mismo biotopo (I22.132) y asociación biológica (*A. tenuis*) y MS-3 y MS-15, que se pertenecen a un mismo biotopo (I13.142) y asociación biológica (*A. alba*). Por lo tanto, y especialmente a este nivel de detalle, no se pudieron obtener conclusiones robustas sobre la correspondencia y relación existente entre las asociaciones biológicas y los biotopos.

A su vez, según la clasificación estadística, se identifican biotopos exclusivos de la asociación de *A. alba* en todos los niveles de detalle, a excepción de la estación MS-11, que, a pesar de estar catalogada como perteneciente a *A. alba*, se asocia con un biotopo representativo de la asociación de *A. tenuis* en los niveles de detalle 1, 2 y 3 (Figura 6.55). A este respecto, cabe señalar que dicha estación se caracteriza por una riqueza específica relativamente baja y más similar a *A. tenuis*, de acuerdo con su ordenación en el MDS. A diferencia de la clasificación jerárquica, con la clasificación estadística es posible discriminar entre biotopos específicos de las asociaciones de *A. tenuis* y *S. plana* en todos los niveles.

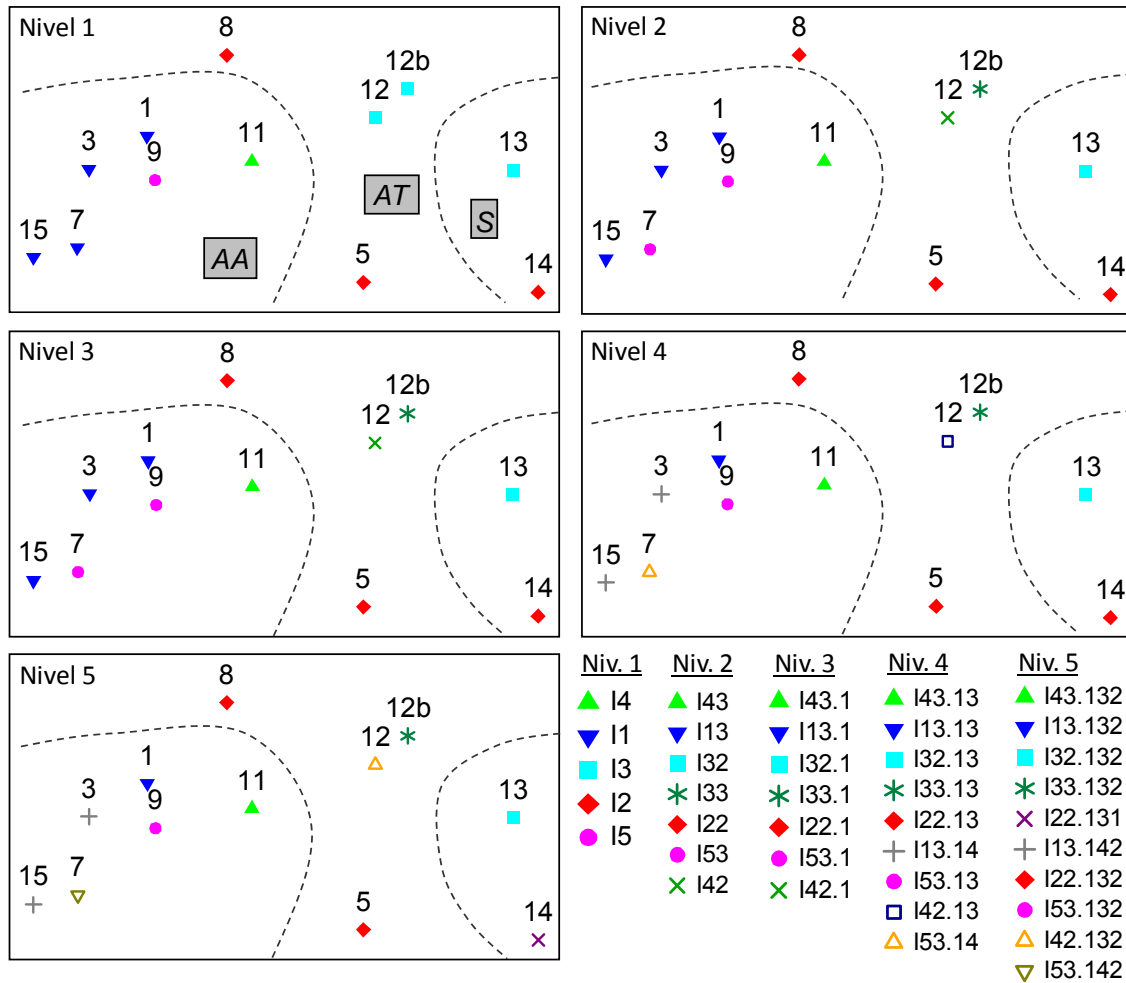


Figura 6.54. Representación de los biotopos, según los 5 niveles del sistema de clasificación jerárquico, asignados a cada estación, de acuerdo con los ejes de ordenación del MDS y las regiones (--) de *Abra alba* (AA), *Abra tenuis* (AT) y *Scrobicularia plana* (S).

Un análisis más detallado a nivel de especie permitió identificar la existencia de patrones de distribución en la composición y densidad específicas en función de los biotopos. A modo de síntesis, se puede afirmar que los ecotopos obtenidos a partir de los biotopos de la clasificación jerárquica y estadística son distintos no sólo en términos físicos sino también biológicos (Figura 6.56). No obstante, unos pocos biotopos, con características biológicas muy concretas, son reconocidos por ambas metodologías.

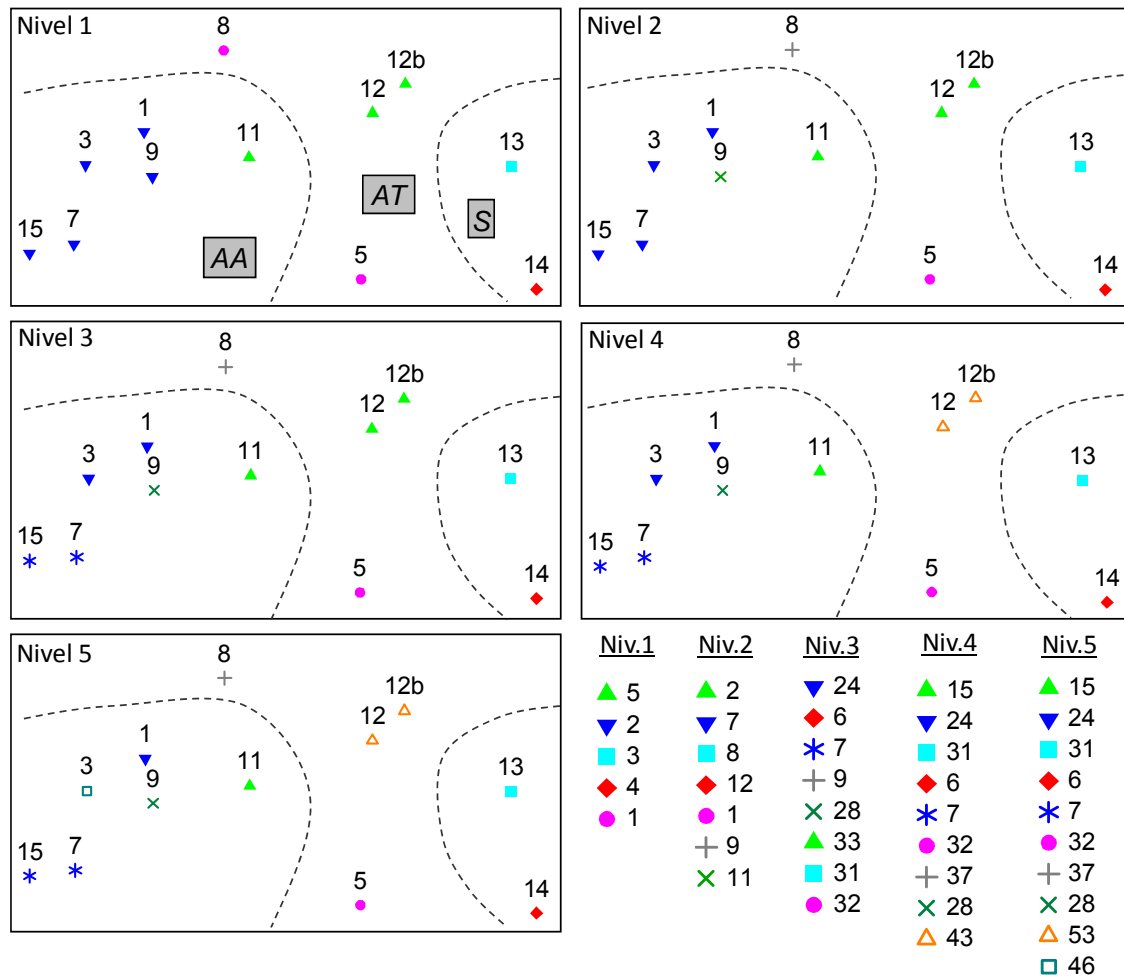


Figura 6.55. Representación de los biotopos, según los 5 niveles del sistema de clasificación estadística, asignados a cada estación, de acuerdo con los ejes de ordenación del MDS y las regiones (--) de *Abra alba* (AA), *Abra tenuis* (AT) y *Scrobicularia plana* (S).

En cuanto al número de biotopos que explican la distribución de las especies, ambas metodologías dan como resultado el mismo número excepto en el nivel 3 (Figura 6.56). A este nivel de detalle, la clasificación estadística reconoce 8 biotopos que se asocian con diferentes características de la biota, mientras que la clasificación jerárquica sólo reconoce 7. Asimismo, ambas clasificaciones aumentan el número de biotopos necesarios para explicar la distribución de las especies características a medida que se aumenta el nivel de detalle, llegando a 10 biotopos en el nivel 5.

En general, ambas clasificaciones discriminan, a todos los niveles de detalle, biotopos que se diferencian en la densidad total y específica así como en el número de especies características que albergan (Figura 6.56). En todos los niveles de detalle, y según ambas clasificaciones, se detecta un biotopo caracterizado por densidades totales muy altas como consecuencia de la dominancia de *S. plana*, *H. diversicolor* y *C. carinata*, y,

en algunos casos, también *N. hombergii* (biotopo I33.132 según la clasificación jerárquica y biotopos 5, 2, 33, 43 y 53 en los niveles 1 al 5 respectivamente según la clasificación estadística). Cada una de estas especies está representada por una densidad superior a 100 indiv./m² en dichos biotopos. En términos generales, todos estos biotopos abarcan zonas sujetas a una fuerte influencia de agua dulce, con sustrato fangoso y con una tasa de renovación del agua relativamente alta.

Otros ecotopos que destacan por su singularidad se relacionan con biotopos asociados a la especie *N. hombergii* y, adicionalmente, a *A. alba* y/o *A. tenuis* (Figura 6.56). En el nivel de detalle 1 se identifica un biotopo que alberga las tres especies, aunque *N. hombergii* con una densidad mayor, y cuyas densidades representan una baja proporción en comparación con la densidad total (biotopo I1 según la clasificación jerárquica y biotopo 2 según la estadística). En los niveles 2 y 3, dicho ecotopo se vincula a dos biotopos diferentes, uno de ellos asociado a las tres especies igual que en los niveles 1 y 2 (biotopos I13.1 en la clasificación jerárquica y biotopos 7 y 24 en los niveles 2 y 3 respectivamente según la clasificación estadística), y el otro asociado sólo a *N. hombergii* y *A. tenuis* que, además, son dominantes en términos de densidad (biotopo I43.1 según la clasificación jerárquica y biotopo 9 en los niveles 2 y 3 según la clasificación estadística). A su vez, en los niveles 4 y 5 dicho ecotopo se relaciona con tres biotopos diferentes, dos de ellos asociados a *N. hombergii* y *A. tenuis* como especies dominantes (biotopo I43.132 según la clasificación jerárquica y biotopo 15 según la estadística) o no (biotopo I13.132 según la clasificación jerárquica y biotopo 37 en el nivel 4 y 24 y 37 en el nivel 5 según la clasificación estadística), y el otro asociado a *N. hombergii*, *A. alba* y, en algunas ocasiones, *A. tenuis* como especies no dominantes (biotopo I43.142 según la clasificación jerárquica y biotopo 24 y 46 en los niveles 4 y 5 respectivamente según la estadística). Por otro lado, cabe destacar también que en todos los biotopos, las especies menos frecuentes son *A. alba* y *A. tenuis*.

Asimismo, con la clasificación estadística se identifica al menos un biotopo que se caracteriza por densidades totales muy bajas (<25 indiv./m²), en las cuales domina principalmente *H. diversicolor* (biotopos 4, 12, 6, 6 y 6 en los niveles 1-5 respectivamente) (Figura 6.56). Sin embargo, con la clasificación jerárquica no se reconocen ecotopos con estas características biológicas hasta el nivel de detalle 5 (biotopo I22.131 y biotopo I53.142, pero este último dominado por *N. hombergii* en los niveles 4 y 5). Dichos biotopos se ubican, preferentemente, en cotas del intermareal medio o bajo de zonas de salinidad elevada y con sustrato fangoso o arenoso.

Por último, mencionar que en todos los niveles de detalle y según ambas clasificaciones, se reconoce la existencia de un biotopo que alberga únicamente tres especies, *C. carinata*, *H. diversicolor* y *S. plana* (biotopo I132.132 según la clasificación

jerárquica y biotopos 3, 8, 31, 31 y 31 en los niveles 1-5 respectivamente según la clasificación estadística) (Figura 6.56). Dichos biotopos se localizan, preferentemente, en zonas del intermareal medio expuestas a bajos niveles de salinidad como consecuencia de la influencia fluvial y con sustrato fangoso.

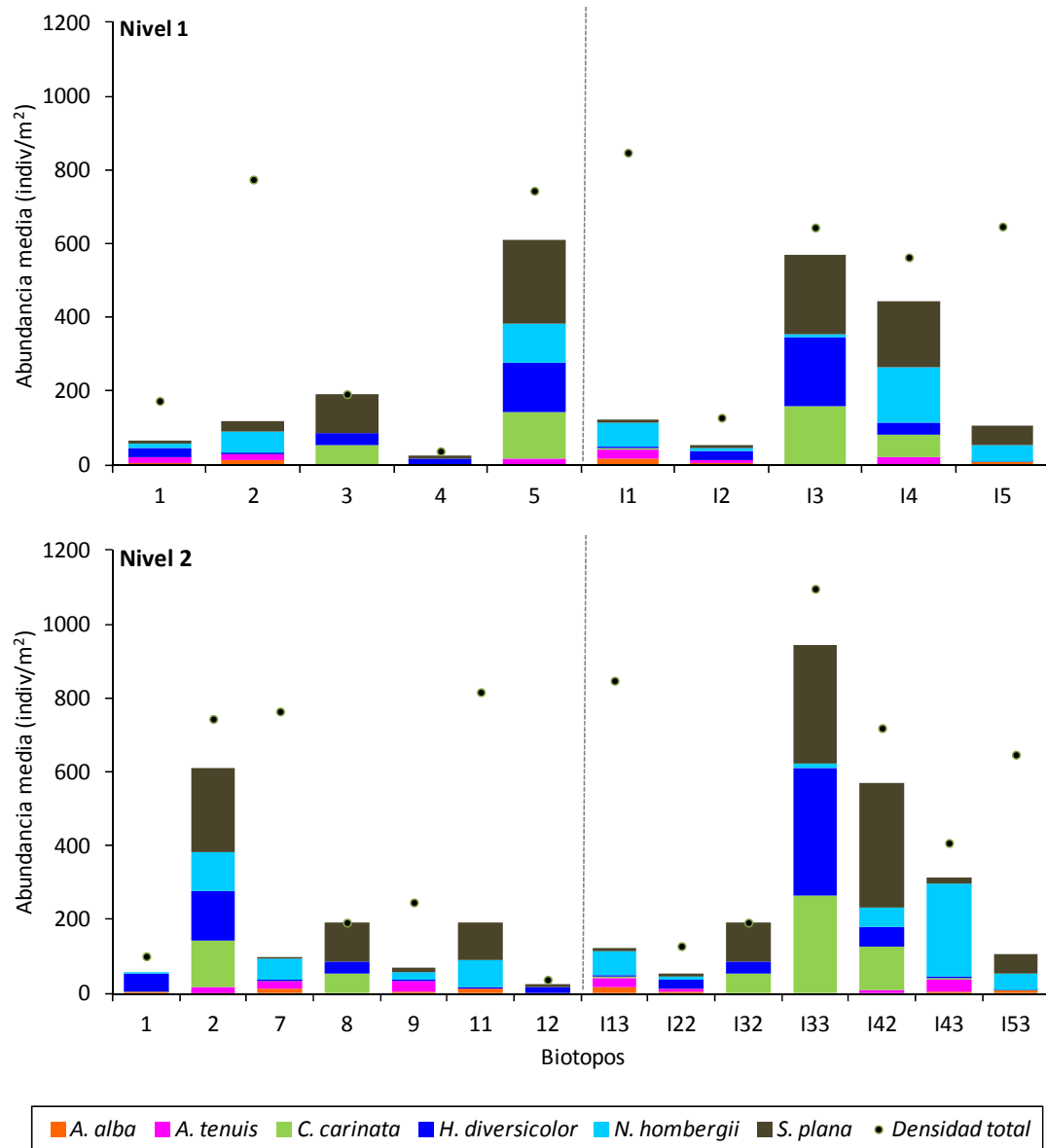


Figura 6.56. (Continúa)

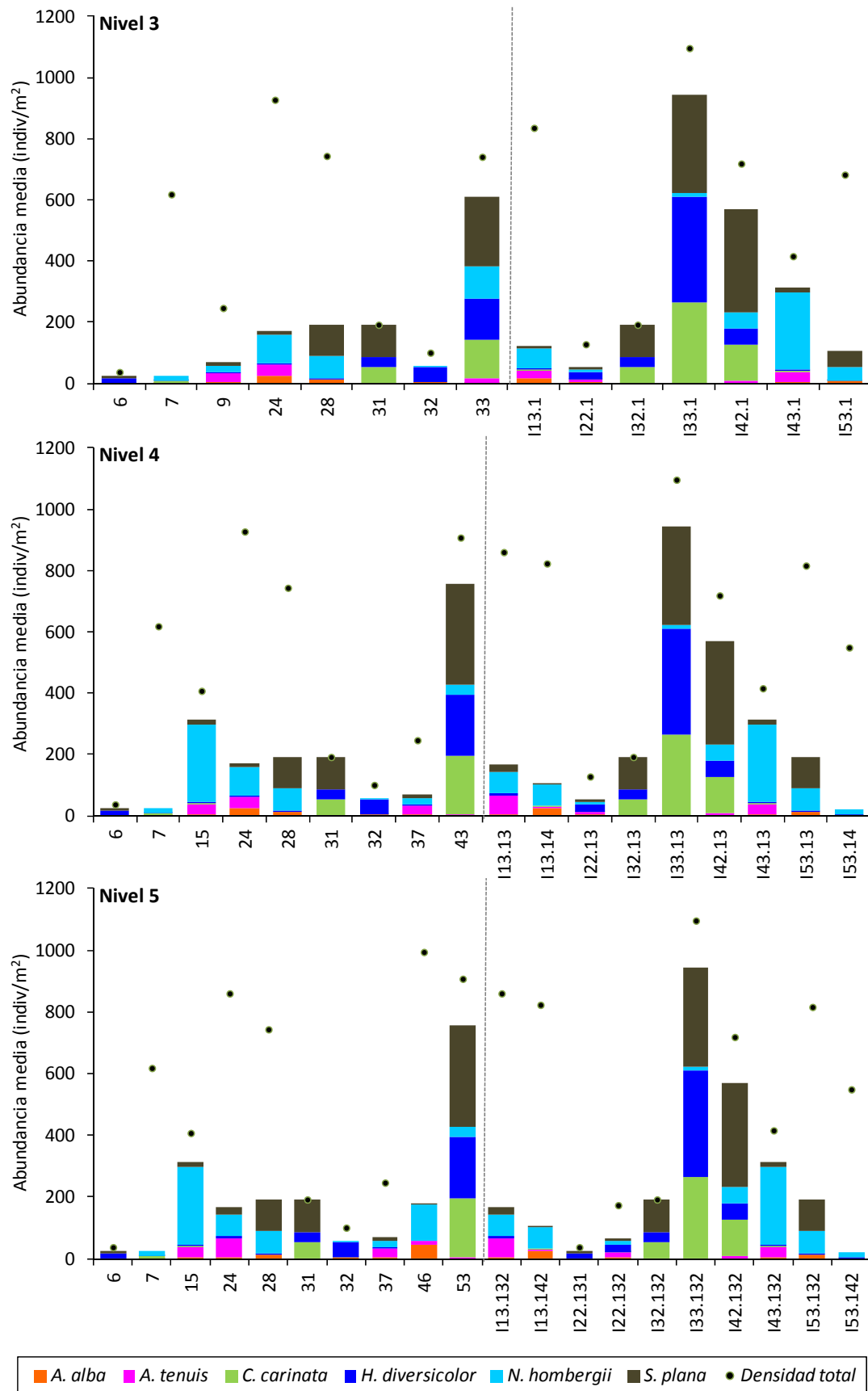


Figura 6.56. Abundancia media (indiv./m²) de las especies en cada biotopo identificado con el sistema de clasificación estadístico (izquierda) y jerárquico (derecha).

C) Modelo predictivo de la distribución espacial

A partir de la distribución espacial de los ecotopos correspondientes a cada asociación biológica se pone de manifiesto la existencia de marcadas diferencias en función de si los biotopos proceden del sistema de clasificación jerárquico o estadístico. En primer lugar, la extensión total de todos los ecotopos disminuye al aumentar el nivel de detalle (del 78% al 21% con la clasificación estadística y del 78% al 49% con la clasificación jerárquica), siendo más acusado en el caso de la clasificación estadística (Tabla 6.32). A este respecto, es necesario tener en cuenta que esta tendencia puede ser debida, por un lado, a una descripción más precisa y de mayor detalle de los ecotopos, o, por otro lado, y principalmente, al reducido número de estaciones muestreadas disponibles que impide contrastar todos los biotopos con la información biológica, sobre todo en los niveles superiores. Por lo tanto, con los resultados obtenidos no fue posible obtener conclusiones robustas en este sentido. No obstante, otra observación de gran relevancia es que con el sistema de clasificación estadístico se logra establecer ecotopos específicos para cada una de las tres asociaciones biológicas a partir del nivel de detalle 4, ya que en niveles inferiores no se diferencian las asociaciones de *A. alba* y *A. tenuis*. En cambio, con el sistema de clasificación jerárquico esto se logra sólo en el nivel de detalle 5, ya que en niveles inferiores no se discrimina entre las asociaciones de *A. tenuis* y *S. plana*.

La distribución espacial de los ecotopos asociados a cada una de las tres asociaciones biológicas muestra un patrón de variabilidad similar según el sistema de clasificación jerárquico y estadístico al nivel de detalle 5 (Figura 6.57). En ambos casos, el área de distribución potencial de *A. alba* ocupa la mayor parte del estuario, localizándose preferentemente en la región central del mismo donde la influencia de la marea es mayor y donde se desarrollan amplias extensiones intermareales. De forma complementaria, el área de distribución potencial de *A. tenuis* se localiza en zonas más elevadas al de *A. alba*, y el de *S. plana* en zonas periféricas, más aisladas de la influencia mareal y de la dinámica estuarina, y con una mayor influencia del agua dulce aportada por el río Asón.

	NIVEL	ASOCIACIÓN BIOLÓGICA					TOTAL	UNIDADES
		<i>A. alba</i>	<i>A. alba - A. tenuis</i>	<i>A. tenuis</i>	<i>A. tenuis - S. plana</i>	<i>S. plana</i>		
Estadístico	1	406	200	406		440	1452	ha
		22	11	22		24	78	%
	2	354	88	282		83	807	ha
		19	5	15		5	44	%
	3	300	45	92		44	481	ha
		16	2	5		2	26	%
	4	335		103		32	471	ha
		18		6		2	25	%
	5	302		76		19	397	ha
		16		4		1	21	%
Jerárquico	1	636			815		1451	ha
		34			44		78	%
	2	394		64	398	123	979	ha
		21		3	22	7	53	%
	3	371		62	111	373	917	ha
		20		3	6	20	50	%
	4	371		62	361	111	905	ha
		20		3	20	6	49	%
	5	367		268		263	898	ha
		20		14		14	49	%

Tabla 6.32. Superficie (en ha y en % con respecto al área del estuario) de los ecotopos asignados a las diferentes asociaciones biológicas y establecidos a partir de la clasificación jerárquica y estadística, en los cinco niveles de detalle.

Otro importante análisis realizado fue el estudio de la distribución espacial de las especies dentro del estuario a partir de los ecotopos establecidos. Dichos ecotopos proporcionan la capacidad de extrapolar la distribución potencial de las especies a todo el estuario, e incluso a otros estuarios pertenecientes a la misma tipología, a partir del mapa espacial de biotopos. La distribución de los ecotopos de cada especie definidos al nivel de detalle 5 se muestra en la Figura 6.58. Además, cada una de ellas se caracteriza por una distribución potencial diferente, en términos de presencia/ausencia y de densidad, y que responde a unas determinadas afinidades ambientales (óptimos y rangos de tolerancia).

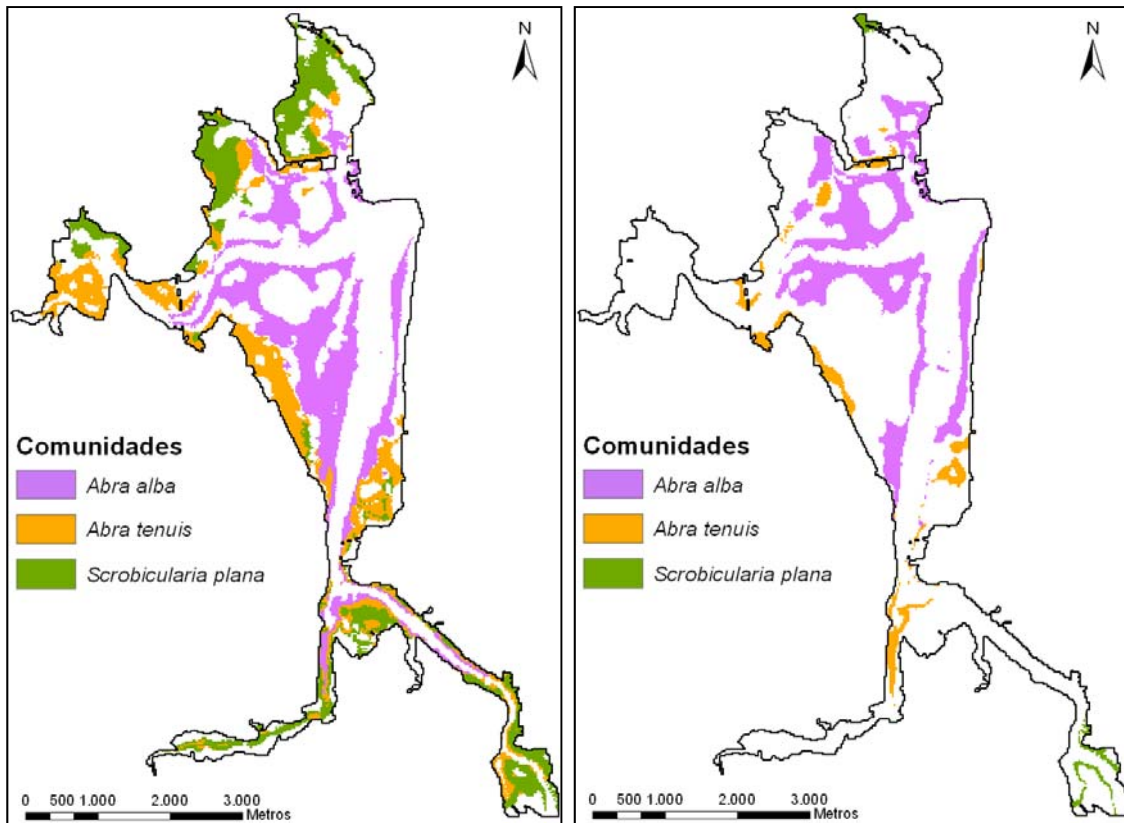


Figura 6.57. Distribución de los ecotopos correspondientes a las tres asociaciones de macroinvertebrados bentónicos, según los biotopos establecidos con el sistema de clasificación jerárquico (izquierda) y estadístico (derecha) al nivel de detalle 5.

A. alba y *A. tenuis* se caracterizan por patrones de distribución parcialmente semejantes pero que permiten su diferenciación (Figura 6.58). En primer lugar, *A. alba* disminuye su densidad hacia cotas más altas y hacia las zonas más internas, donde tiende a desaparecer. Por su parte, *A. tenuis* es capaz de colonizar zonas más internas del estuario, pero también acaba disminuyendo su presencia aguas arriba donde hay una fuerte influencia fluvial. Además, esta última especie alcanza densidades mayores (50-100 indiv./m²), preferentemente en zonas del intermareal medio con una fuerte influencia del agua marina.

A diferencia de las dos especies anteriores, *C. carinata* muestra una tendencia a disminuir su densidad, o incluso desaparecer, aguas abajo, en zonas cercanas a la bocana (Figura 6.58). Las mayores densidades de la especie (>200 indiv./m²) se alcanzan en zonas internas del estuario, donde la salinidad es menor, y sobre sustratos intermareales predominantemente fangosos.

Por otro lado, *H. diversicolor* y *S. plana* se consideran especies cosmopolitas (Figura 6.58). Ambas alcanzan las mayores densidades (>200 indiv./m²) en tramos intermedios

o zonas internas, donde hay una mayor influencia fluvial. Como característica que las diferencia, es de destacar que *S. plana* es una especie dominante en muchas zonas del estuario, pero que disminuye su densidad en cotas elevadas (intermareal alto). En cambio, *H. diversicolor* alcanza densidades máximas en zonas muy puntuales y aumenta ligeramente su densidad hacia cotas elevadas.

Finalmente, el ecotopo de *N. hombergii* muestra también una distribución amplia dentro del estuario, pero se observa una disminución en su probabilidad de presencia y en su densidad en zonas periféricas o cercanas a la desembocadura del río Asón en el estuario (Figura 6.58). Las máximas densidades (>200 indiv./m²) se detectan en tramos intermedios expuestos a una fuerte variabilidad de la salinidad.

La extensión del estuario ocupada por los ecotopos de las respectivas especies disminuye al aumentar el nivel de detalle, tanto para los ecotopos basados en los biotopos obtenidos con el sistema de clasificación estadístico como jerárquico (Tabla 6.33). Además, los ecotopos establecidos con base en esta última metodología se caracterizan por ser de mayores dimensiones. Por último, señalar que con las estaciones de muestreo disponibles, la mayor parte de la superficie del estuario se corresponde con biotopos que no se han contrastado con la distribución de la biota (desde el 22% en el nivel 1 hasta el 79% y 51% en el nivel 5 según el sistema de clasificación estadístico y jerárquico, respectivamente). Con base en estos resultados, se concluye que el sistema jerárquico de clasificación de los biotopos permite el establecimiento de ecotopos con capacidad predictiva de la distribución de las especies en una mayor extensión del estuario a partir de un número limitado de datos.

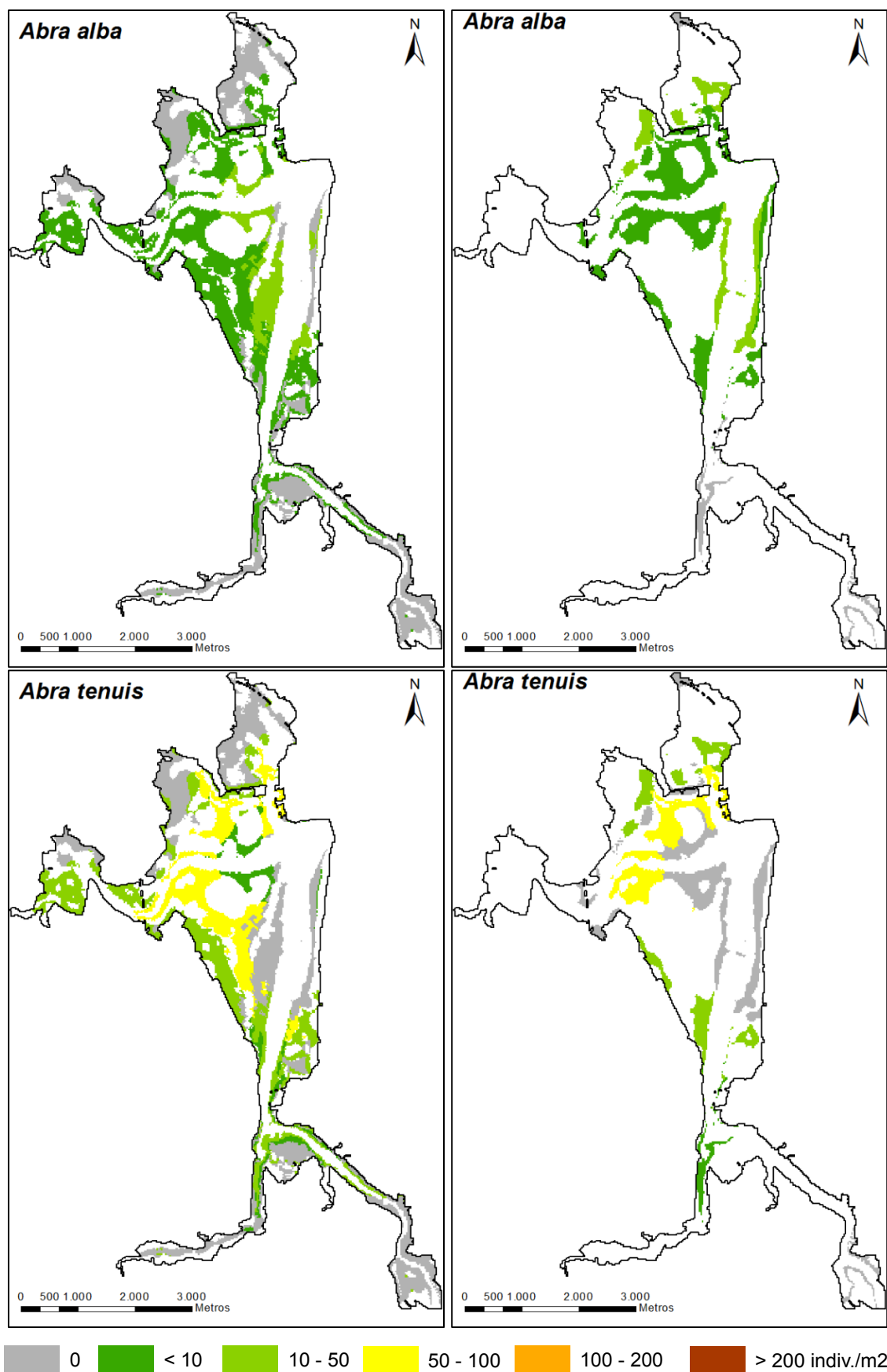


Figura 6.58. (Continúa)

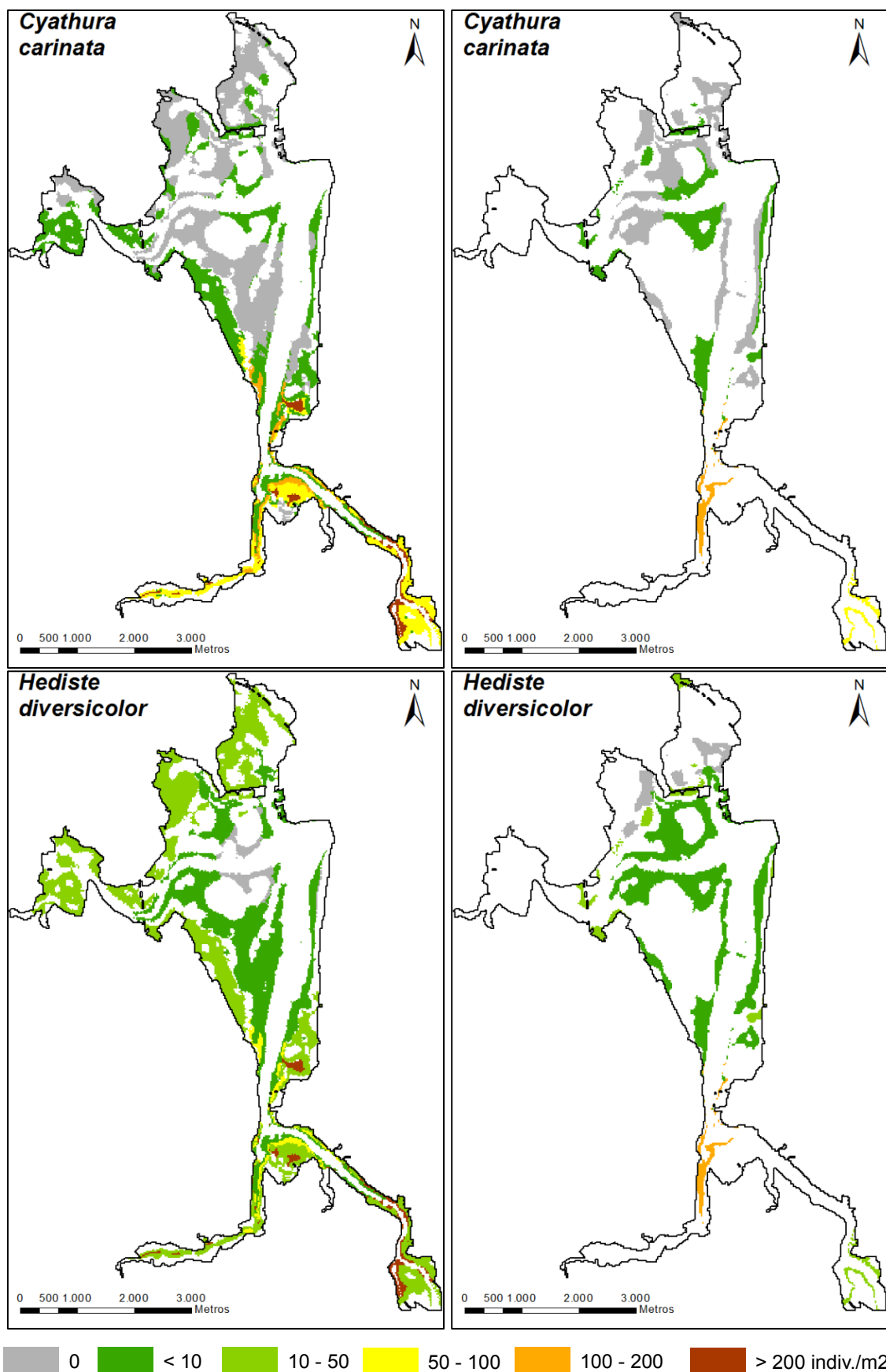


Figura 6.58. (Continúa)

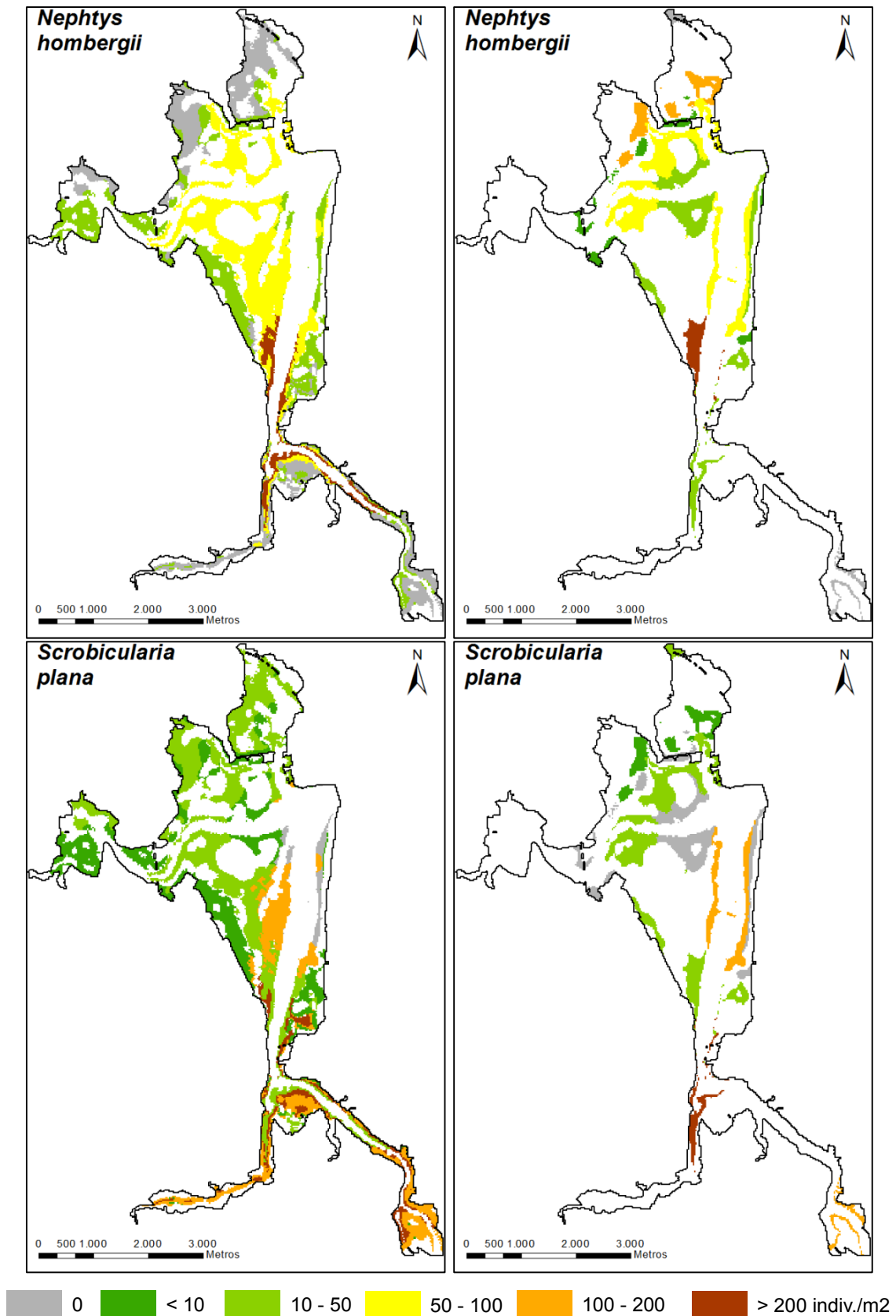


Figura 6.58. Distribución de los ecotopos de las especies y sus densidades según los biotopos establecidos con la clasificación jerárquica (izquierda) y estadística (derecha) al nivel de detalle 5.

	Extensión de los ecotopos										
	Clasif. Estadística					Clasif. Jerárquica					
	N1	N2	N3	N4	N5	N1	N2	N3	N4	N5	
<i>A. alba</i>	1012	724	437	406	357	1238	792	744	706	548	ha
	55	39	24	22	19	67	43	40	38	30	%
<i>A. tenuis</i>	1012	427	209	218	218	1126	717	672	659	501	ha
	55	23	11	12	12	61	39	36	36	27	%
<i>C. carinata</i>	1203	541	248	253	173	1451	979	917	646	489	ha
	65	29	13	14	9	78	53	50	35	26	%
<i>H. diversicolor</i>	1452	807	481	471	352	1451	979	917	873	866	ha
	78	44	26	25	19	78	53	50	47	47	%
<i>N. hombergii</i>	1012	724	437	438	378	1451	856	806	794	635	ha
	55	39	24	24	20	78	46	44	43	34	%
<i>S. plana</i>	1452	636	310	307	285	1451	979	917	879	872	ha
	78	34	17	17	15	78	53	50	48	47	%
<i>Superficie</i>	1452	807	481	471	397	1451	979	917	905	898	ha
<i>contrastada</i>	78	44	26	25	21	78	53	50	49	49	%

Tabla 6.33. Extensión de los ecotopos (ha y % de la superficie total del estuario) de las especies de macroinvertebrados bentónicos en las marismas de Santoña según los cinco niveles de detalle del sistema de clasificación de biotopos estadístico y jerárquico.

6.3. Discusión

Los patrones espaciales de las especies y comunidades que colonizan el estuario se explican parcialmente a partir de cada uno de los principales gradientes ambientales que caracterizan el estuario, los cuales se superponen dando lugar a un mosaico de biotopos que, por lo tanto, también se relacionan con unas características biológicas específicas. De esta forma, se reconoce un hilo conductor en el que se incrementa gradualmente la complejidad y capacidad predictiva de la distribución potencial de las especies, desde las variables ambientales hasta su integración en biotopos para, finalmente, establecer un modelo de ecotopos. Por lo tanto, estas tres fases son dependientes unas de otras, razón por la cual la discusión de los resultados obtenidos en este capítulo se plantea de forma global, sin establecer límites entre ellas.

Los modelos de biotopos propuestos constituyen una herramienta adecuada para establecer y caracterizar los ecotopos del estuario ya que, en general, dichos biotopos son capaces de explicar la distribución de las especies de macroinvertebrados bentónicos y vegetación. Además, se ha observado la existencia de una estrecha

relación entre el nivel de detalle espacial de los biotopos y los diferentes niveles de organización biológica (*e.g.*, comunidades o especies) o de distribución espacial. En general, las especies más conspicuas se ajustan mejor a los biotopos establecidos a un menor nivel de detalle, y viceversa. Para el establecimiento de los ecotopos de las especies con una distribución muy restringida (*e.g.*, *Sarcocornia* spp.) se requiere una cartografía de detalle con suficiente precisión para caracterizar su distribución espacial.

Además de la escala espacial, otro factor que influye en la precisión, robustez y fiabilidad de los ecotopos es la calidad y el tipo de datos biológicos. La resolución espacial y el detalle de la información biológica determinan la capacidad predictiva de los modelos de ecotopos así como su grado de incertidumbre. En cualquier caso, a la hora de interpretar dichas predicciones sobre la distribución potencial de la biota es necesario tener en cuenta que los ecotopos, *sensu stricto*, no establecen relaciones de causa-efecto entre las variables ambientales y las biológicas (Calow, 1992). Para ello sería necesario complementar la descripción de los mismos con trabajos de campo y de laboratorio específicamente diseñados con el objetivo de identificar dichas relaciones causales.

Otras limitaciones de la metodología para establecer los ecotopos son consecuencia de no incorporar información sobre las características biológicas y ecológicas inherentes a los propios organismos: 1) interacciones entre los organismos (competencia, depredación...); 2) rasgos de la dinámica de poblaciones de las especies (tasa de natalidad y mortalidad, fertilidad,...) (Ellis *et al.*, 2006; Rosa-Filho *et al.*, 2004). En cualquier caso, y aún incluyendo dichas características adicionales, el modelo de ecotopos, al igual que otros modelos, siempre conlleva una incertidumbre asociada, razón por la cual debe ser considerado como información complementaria en lugar de un sustituto de las observaciones directas sobre la biota y su distribución (Degraer *et al.*, 2008).

En cuanto a la capacidad de los ecotopos para predecir la distribución de la biota, cabe señalar que en este trabajo no se ha llevado a cabo su validación, por lo que los resultados obtenidos hasta ahora se consideran preliminares. Para validar el modelo sería necesario aplicarlo, inicialmente, en otro estuario con características ambientales y biológicas semejantes, esto es, que pertenezca a la misma región/subregión geográfica y tipología hidro-morfológica. La tarea más limitante en el desempeño de este objetivo es recopilar la información ambiental requerida para aplicar el sistema de clasificación de biotopos y, con base en ellos, extrapolar los ecotopos establecidos en las marismas de Santoña. La comparación entre los resultados de la predicción y la distribución real de la biota permitiría estimar la capacidad predictiva de los ecotopos y, en caso necesario, calibrar el modelo. Otra posible estrategia para optimizar dicha

capacidad predictiva sería trabajar con más de un estuario, de tal forma que se podrían identificar y seleccionar biotopos expuestos a un menor impacto antropogénico, que representen las condiciones prístinas, o, en realidad, lo más cercanas posibles a dicho estado, desde un punto de vista ecológico.

Los ecotopos establecidos para cada grupo biológico, así como el tipo de modelo construido y su capacidad predictiva dependen del tipo de dato biológico disponible y de sus patrones de distribución espacial. Por esta razón, a continuación se discuten por separado los resultados obtenidos para cada uno de ellos y su potencialidad.

6.3.1. Vegetación de marisma y fanerógamas marinas

Los ecotopos establecidos se caracterizan por una alta capacidad para explicar los patrones espaciales de las especies de vegetación, así como para predecir su distribución potencial. Entre todas las variables que son susceptibles de influir sobre la vegetación destacan la cota de inundación y la salinidad. De hecho, la cota determina la importancia relativa de los tres principales factores que condicionan la zonación de las plantas en el estuario y que son la salinidad, la inundación y la competencia entre especies, aunque este último no está contemplado en el modelo de ecotopos (Pennings y Callaway, 1992). Con base en los dos primeros gradientes ambientales, se han identificado en este estudio las catenas ideales de vegetación de las marismas halófilas y subhalófilas en los estuarios del Nordeste Atlántico europeo, específicamente en los del norte de la Península Ibérica (Bueno, A., 1997; Caño *et al.*, 2013; García *et al.*, 2009; Herrera, 1985; Onaindia y Navarro, 1987). En dichas catenas, la sucesión de las especies en función de la cota concuerda con la distribución de los ecotopos definidos en el nivel del detalle 1. En las cotas inferiores de la marisma halófila, denominadas llanuras fangosas o arenosas, se reconoce la presencia de las especies *N. noltii* y *Spartina* spp., perennes y que forman praderas monoespecíficas. En el caso de *Spartina* spp. dichas praderas muestran una alta densidad de *N. noltii*, fanerógama marina que requiere largos tiempos de inmersión y que se desarrolla preferentemente en sustratos arenosos (Borum y Greve, 2004). Por el contrario, *Spartina* spp. es una especie pionera que estabiliza los sedimentos y facilita el proceso de sucesión de especies siendo, por lo tanto, capaz de desarrollarse sobre suelos salinos poco evolucionados (Espinar, 2009). La colonización inicial por *Spartina* spp. facilita el establecimiento posterior de *Sarcocornia* spp., que se localiza en cotas superiores, en la denominada marisma baja (Castellanos *et al.*, 1994). En zonas con un sustrato más elevado, denominadas marisma alta, se reconoce la presencia de varias especies, destacando *H. portulacoides*, *Sarcocornia* spp., *Puccinellia maritima* e *I. crithmoides*. Además, suelen aparecer especies anuales pertenecientes a los géneros

Suaeda y *Salicornia*. Finalmente, en las cotas aún más elevadas donde hay una fuerte influencia del agua dulce procedente de la escorrentía superficial se desarrollan comunidades de *Juncus*.

Por otro lado, la marisma subhalófila se caracteriza por una menor riqueza de especies y comunidades (García *et al.*, 2009). En las cotas más bajas cercanas a la canal principal, concretamente las llanuras fangosas o arenosas, las comunidades vegetales están escasamente representadas. En zonas encharcadas donde la salinidad disminuye mucho y el sustrato es fangoso se desarrolla la especie *P. australis* que forma comunidades monoespecíficas con una alta cobertura. Al aumentar la cota en la marisma alta, las especies dominantes pertenecen al género *Juncus* junto con otras de los géneros *Carex* y *Elymus*. Todas las especies identificadas como representativas de la marisma subhalófila muestran mayor afinidad por sustratos fangosos, característica que se asocia con las zonas más internas del estuario.

Las catenas de vegetación descritas son susceptibles de ser modificadas como consecuencia de diversas actuaciones humanas (*e.g.*, vertidos o diques para el aislamiento hidrodinámico de una zona (Adam, 2002; Bertness *et al.*, 2002)), capaces de alterar la composición florística del estuario a través de la modificación de factores clave como son la salinidad, erosión, sedimentación, disponibilidad de nutrientes... Las alteraciones originadas por estas presiones en la distribución de la vegetación puede darse a lo largo de los dos ejes de variación principales del estuario: longitudinal (del mar hacia el río) y transversal (del submareal hasta la orilla terrestre). No obstante, el modelo de ecotopos desarrollado en esta tesis no tiene capacidad para detectar dichas influencias porque no incorpora indicadores de presión antrópica, ni tampoco se basa en datos biológicos procedentes de zonas 'prístinas'.

La salinidad dentro de los estuarios varía tanto en el tiempo como en el espacio y la vegetación responde con patrones de distribución dependientes de los tipos salinos. Pero este patrón se solapa con el efecto de la cota, que guarda cierta relación con la distribución de los tipos salinos, siendo difícil diferenciarlos. Así, los tipos salinos 1 y 5 se localizan en cotas bajas y con salinidades medias elevadas, lo cual permite el establecimiento de la fanerógama marina *N. noltii* y, en menor medida, de *Spartina* spp. El resto de tipos salinos se localizan en cotas más altas típicamente colonizadas por la vegetación de marisma. El tipo salino 2, relativamente estable y salino, se asocia con la presencia de un amplio número de géneros y especies halófilas (*e.g.*, *H. portulacoides* o *I. crithmoides*) y, en algunos casos, también con especies subhalófilas (*e.g.*, *Juncus* spp.) debido a la influencia directa del agua dulce procedente de la escorrentía superficial. Los tipos salinos 3 y 4, caracterizados por una fuerte influencia fluvial, se asocian con una menor riqueza de especies que, en su mayoría, se clasifican como subhalófilas, como son *P. australis* y *Juncus* spp.

La especie más diferente en cuanto a sus rangos de tolerancia ambiental y preferencias es *N. noltii*, ya que es la única perteneciente al grupo ecológico de las fanerógamas marinas (den Hartog y Kuo, 2006). Se trata de una planta superior que se encuentra perfectamente adaptada a vivir en el medio marino, de tal forma que su fisiología y morfología muestran adaptaciones que les permiten completar su ciclo vital en agua salada o salobre sin necesidad del medio aéreo. Por ello, las fanerógamas marinas muestran mayor afinidad con características típicas del submareal o del intermareal inferior, como son bajos tiempos de emersión, altas velocidades de la corriente, alta tasa de renovación de las aguas y sustratos arenosos.

La tendencia de las especies a formar comunidades predominantemente monoespecíficas, como es el caso de *N. noltii*, o a funcionar como especies acompañantes en comunidades mixtas, influye en la interpretación de los ecotopos. Algunas especies, como *Spartina* spp., *Juncus* spp. o *P. australis*, se caracterizan por coberturas vegetales altas ya que se desarrollan como comunidades monoespecíficas. Sin embargo, el resto de géneros y especies analizados muestran una cobertura aérea relativamente baja que podría ser debida a limitaciones de las condiciones abióticas o a procesos de competencia interespecífica (especies dominantes y especies acompañantes). En muchas ocasiones, como en este estudio, la información biológica disponible no alcanza el suficiente detalle como para caracterizar adecuadamente dichas especies con baja cobertura y/o con una distribución espacial muy restringida, de tal forma que los ecotopos establecidos muestran un alto grado de incertidumbre.

Por último, es recomendable prestar atención al hecho de no incluir las interacciones bióticas en el modelo de ecotopos: el papel que desempeñan las especies dentro de la asociación fitosociológica (relaciones de competencia, facilitación...) y su posible efecto sobre la distribución y dinámica de las mismas.

6.3.2. Especies de interés comercial como recurso marisquero

Los ecotopos representan adecuadamente la distribución de las especies de interés marisquero bajo los actuales niveles de extracción del recurso, de tal forma que en algunos casos de sobreexplotación es posible que no se identifiquen todos los potenciales ecotopos de la misma. Este aspecto limita las potenciales aplicaciones de los mismos como herramienta de gestión y pone de manifiesto la importancia de seleccionar zonas con un bajo nivel de perturbación para establecer ecotopos que sean representativos de la distribución potencial de las especies. Además, cada una de ellas está sujeta a un diferente grado de presión, lo cual reduce sus densidades naturales y modifica sus patrones de distribución de forma heterogénea. El reducido número de estaciones de muestreo de *S. nudus*, que se caracteriza por densidades muy bajas, una

distribución espacial muy restringida y una baja presión marisquera, explica el alto grado de incertidumbre asociado a sus respectivos ecotopos (IH Cantabria, 2011). En contraposición a esta especie, *Arenicola marina* y *Diopatra neopolitana* se caracterizan por una marcada reducción poblacional como consecuencia de la fuerte presión marisquera, relacionada con las licencias de pesca de recreo y el aumento del esfuerzo de pesca comercial, y que da lugar a unas probabilidades de presencia muy bajas para densidades medias o altas y a una distribución espacial muy restringida dentro del estuario. De forma análoga, los dos géneros de cangrejillo considerados en este estudio, *Callinassa* y *Upogebia*, muestran una probabilidad de presencia muy baja de las densidades más altas en la mayor parte de los biotopos contrastados, que refleja la explotación a las que están sometidos ambos géneros (IH Cantabria, 2011).

Como ya se ha indicado, la presión pesquera no sólo afecta a la densidad de las especies, sino también a su distribución dentro del estuario. Este es el caso de *Solen marginatus*, que se distribuye por el intermareal y el submareal más somero, siendo en las cotas más bajas donde alcanza las mayores densidades. Esta distribución es consecuencia, en parte, de que la extracción del recurso se realiza principalmente a pie, lo cual dificulta su recolecta en áreas submareales o intermareales que sólo quedan descubiertas con las mareas más vivas.

Finalmente, otras dos especies muy valoradas como recursos marisqueros y que también muestran unos rangos de densidad relativamente bajos, en comparación con condiciones naturales, son la almeja fina (*R. decussatus*), especie nativa, y la almeja japonesa (*R. philippinarum*), especie introducida. Ambas especies colonizan casi toda la superficie del estuario, aunque las densidades son más altas para la almeja fina. Las variables ambientales que mejor explican la distribución de ambas especies son la batimetría, salinidad y velocidad de la corriente (Bidegain, 2013; Bidegain *et al.*, 2012). Las almejas pertenecientes al género *Ruditapes* se localizan preferentemente en zonas someras, donde las corrientes generadas por la marea renuevan el agua frecuentemente y proporcionan alimento en suspensión (Cilenti *et al.*, 2011). En general, los ecotopos establecidos revelan una menor probabilidad de presencia de la almeja japonesa en cotas más bajas del intermareal y en zonas cercanas a la bocana en comparación con la almeja fina, lo cual concuerda con los modelos de hábitat potencial de ambas especies establecidos por Bidegain *et al.* (2013) en la Bahía de Santander. Asimismo, el suministro de alimento no sólo depende de las corrientes y renovación del agua, sino también del contenido de materia orgánica puesto en suspensión, cuya relación con los organismos filtradores ha sido comprobada en multitud de estudios (Bidegain, 2013; Mendes *et al.*, 2006). A pesar de las evidencias existentes, en la metodología aplicada no se ha incluido ninguna variable representativa del contenido de materia orgánica. El hecho de que no se haya observado un patrón claro que refleje

una mayor probabilidad de presencia de ambas especies en las zonas fangosas del interior del estuario, que se encuentran bajo la influencia directa de aportes terrestres (ríos, escorrentía superficial, vertidos) de agua dulce y ricos en materia orgánica, indica que la granulometría posiblemente no es un buen indicador de la materia orgánica que está disponible para la almeja. Por lo tanto, sería recomendable incorporar un indicador más específico, potencialmente capaz de incrementar la precisión de los ecotopos.

Como ya se ha mencionado anteriormente, la salinidad es una variable ambiental de gran relevancia para la biota, clasificándose las almejas como especies eurihalinas que no toleran largos períodos de exposición a salinidades muy bajas (Attrill, 2002). Al igual que ocurre con el tipo de sedimento, no se ha podido corroborar estadísticamente esta hipótesis debido a la escasez de datos biológicos en zonas expuestas a bajas salinidades (Kim *et al.*, 2001). Los ecotopos establecidos reflejan que ambas especies coexisten incluso en las zonas internas con una fuerte influencia de agua dulce, a diferencia de las observaciones realizadas en la Bahía de Santander (Bidegain, 2013; Bidegain *et al.*, 2014; Juanes *et al.*, 2012). Sin embargo, y en concordancia con las conclusiones obtenidas por dichos autores, el modelo de ecotopos construido a partir de los biotopos establecidos con la clasificación estadística reconoce una disminución en la probabilidad de presencia de la almeja nativa en zonas más oligohalinas, mientras que la almeja japonesa es capaz de colonizar perfectamente dicho ambiente. Por lo tanto, a partir de la clasificación estadística es posible identificar con mayor detalle y precisión la distribución de las dos especies de almeja.

Por otro lado, hay que destacar que en el caso de disponer de un reducido número de datos biológicos no es posible caracterizar los principales ecotopos del estuario a partir de los biotopos establecidos con la clasificación estadística de biotopos. Sin embargo, con la clasificación jerárquica esta capacidad para identificar los ecotopos más representativos se incrementa notablemente. Esta idea se discutirá más detalladamente en el siguiente apartado.

6.3.3. Asociaciones de macroinvertebrados bentónicos y especies características

Los ecotopos establecidos a partir de una caracterización ambiental de máximo detalle son representativos de la distribución espacial de las especies características de las tres asociaciones de macroinvertebrados bentónicos. En contraposición a los resultados obtenidos, se esperaba que los ecotopos que permiten explicar la distribución de las asociaciones biológicas lo hiciesen a una escala espacial igual o mayor que los correspondientes a las especies. Sin embargo, esto no ha sido así probablemente como

consecuencia del alto grado de incertidumbre asociada a la descripción de las asociaciones biológicas, que de forma natural reflejan un gradiente biológico en el que se imponen unos umbrales que las delimitan de forma artificial (Puente *et al.*, 2008). Esta incertidumbre, junto con el reducido número de estaciones de muestreo, conlleva una necesidad de emplear biotopos de gran detalle para poder diferenciar los ecotopos de cada asociación, lo cual da lugar, en última instancia, a que cada estación se localice en un biotopo diferente. La principal consecuencia de esta situación es que no es posible aplicar modelos probabilísticos que permitan validar y calibrar el modelo de ecotopos para lograr una mayor representatividad de la realidad.

Por otro lado, con una información biológica tan limitada no es posible caracterizar los principales ecotopos del estuario, siendo este efecto más acusado en el caso de los biotopos establecidos con el sistema de clasificación estadístico. Mientras que el sistema de clasificación estadístico identifica biotopos de dimensiones medias o pequeñas, con el procedimiento jerárquico se delimitan biotopos que ocupan extensiones grandes o muy pequeñas, localizándose la mayor parte de las estaciones biológicas en los biotopos más extensos y, por tanto, más representativos del estuario. En este sentido, cabe preguntarse cuál es el número de estaciones y la localización de las mismas que permite optimizar el balance entre el coste económico y el incremento del esfuerzo para obtener un modelo de ecotopos representativo de la ecología del sistema. Evidentemente, un aumento en el número de estaciones da lugar a un incremento en la capacidad predictiva de los ecotopos, especialmente cuando se trabaja con los biotopos establecidos con el sistema de integración estadístico. Sin embargo, dicha mejora dependerá fundamentalmente de la localización de las estaciones, obteniéndose los resultados más óptimos en aquellos casos en que dicha decisión se base en el mapa de distribución de los biotopos y su descripción ambiental.

A pesar de todas estas limitaciones, y de las dificultades de caracterización biológica inherentes a la distribución en agregados de los organismos (Gosling, 2003), ha sido posible relacionar cada asociación biológica y especie con diferentes zonas de los gradientes ambientales y con los biotopos, a partir de los cuales se han establecido, como una primera aproximación, los ecotopos correspondientes a cada una de ellas.

En el nivel de detalle 1 se observa un patrón de distribución de *Abra alba* diferente con respecto de las otras dos asociaciones y que se relaciona principalmente con la cota, granulometría del sustrato y salinidad. Esta asociación, caracterizada por una mayor riqueza específica, se asienta en las cotas inferiores del intermareal, con sustrato arenosos y en zonas euhalinas relativamente estables, donde llegan a ser dominantes (tipos salinos 1 y 5). Sin embargo, en el caso de *Abra tenuis* y *Scrobicularia plana* es necesario aumentar hasta los máximos niveles de detalle para diferenciar sus ecotopos, ya que la primera de ellas es una asociación de transición. Ambas se

caracterizan por una menor riqueza y abundancia de individuos y porque colonizan sustratos de mixtos a fangosos, siendo la primera de ellas típica de tramos polihalinos y euhalinos (tipo salino 2) y la segunda de tramos mesohalinos y oligohalinos (tipo salino 3).

Pero este patrón general de ecotopos muestra algunas excepciones, concretamente, las estaciones MS-8, MS-11 y MS-14. Sus características biológicas y ambientales, fuertemente modificadas como consecuencia de la actividad humana (vertidos y alteraciones hidromorfológicas), no pueden asociarse claramente a una de las tres asociaciones de especies. Habitualmente, éstas se ven empobrecidas y desaparecen los taxones más sensibles, algunos de ellos característicos de las mismas, con respecto a las condiciones naturales (Borja *et al.*, 2000; Johnston y Roberts, 2009; Pearson y Rosenberg, 1978). En este sentido, cabe resaltar, una vez más, la importancia de seleccionar *a priori* estaciones en un buen estado de conservación para establecer ecotopos que sean capaces de explicar la distribución potencial de la biota.

Al igual que las asociaciones, las especies características muestran un comportamiento diferencial a lo largo de los gradientes ambientales más importantes para el bentos del estuario y que se integran en los biotopos. Con respecto al gradiente de salinidad, en torno a un valor medio de 5‰, considerado como el “arteminimum” dentro del estuario, se producen las máximas variaciones de salinidad y también se detecta un descenso en el número de las especies y en la abundancia (Attrill, 2002; Kinne, 1971). Asimismo, en los tipos salinos 3 y 4, donde se experimentan fuertes cambios de la salinidad (de hasta 10-14‰) ya que se asocia con la zona de mezcla entre el agua fluvial y marina, se observa una fuerte dominancia de algunos taxones más tolerantes (*e.g.*, *S. plana*) propios de la asociación de *Scrobicularia plana*, la cual se asocia con una baja riqueza específica. Esto indica la gran influencia de las incursiones de agua dulce y salada para la fauna del estuario (Odum, 1988). En cambio, en las zonas con una salinidad elevada y más estable (tipos salinos 1 y 2), no se observan dichas dominancias y aparecen, con densidades relativamente altas, *A. alba* y *A. tenuis*, características de asociaciones con una alta riqueza específica (asociación de *Abra alba* y de *Abra tenuis*). Además de este patrón tan claro en respuesta a la salinidad, también es de destacar que la mayor parte de las especies muestra afinidad por ambientes expuestos a corrientes más bien débiles y por sustratos más bien fangosos que, además, predominan en los estuarios de la zona de estudio.

En general, la distribución de las especies características del estuario permite explicar la formación y distribución de las asociaciones biológicas. La identificación de patrones de distribución comunes entre las especies que constituyen asociaciones biológicas es dependiente de la escala espacial. De esta forma, si se considera el estuario como la unidad de trabajo no es posible identificar con precisión y caracterizar las tres

asociaciones biológicas descritas (Galván *et al.*, 2010). Para ello, hay que descender hasta la escala de biotopos dentro del estuario, ya que a esta escala actúan los dos procesos principales que determinan la asociación de las especies: interacciones bióticas (*e.g.*, la competencia interespecífica puede dar lugar a patrones de co-ocurrencia negativos, es decir, que las especies no coexistan) y condiciones ambientales (cada especie se caracteriza por unos requerimientos ambientales a lo largo del gradiente estuarino) (Lester *et al.*, 2009). Además, dentro de la escala de los biotopos, aquellos establecidos en el nivel de detalle 5 se basan en una caracterización ambiental más específica y detallada, razón por la cual se observa que la co-ocurrencia de las especies en dichos biotopos se ajusta mejor a las asociaciones biológicas descritas. Con base en esto, es posible establecer los ecotopos correspondientes no sólo a las asociaciones biológicas sino también a las especies. El análisis complementario de los datos de densidad permite observar más claramente los patrones de distribución de las especies y asociaciones biológicas, ya que estas últimas se describen a partir de la composición específica y de la densidad de individuos.

6.3.4. Aplicaciones de los modelos de ecotopos

La capacidad predictiva de los ecotopos a diferentes escalas hace que sea una herramienta de gran utilidad en multitud de aplicaciones y muy versátil que abarca todos los niveles de organización biológica, desde especies hasta asociaciones biológicas (Harris y Heap, 2007). De hecho, se han obtenido resultados prometedores en cuanto a la posibilidad de aplicar los ecotopos para reconstruir asociaciones de especies a partir de las predicciones sobre la distribución de cada una de las especies obtenidas de forma independiente, es decir, a través de una aproximación *bottom-up* (Ferrier *et al.*, 2002; Guisan y Thuiller, 2005; Leathwick *et al.*, 1996; Rosa-Filho *et al.*, 2004).

Por otro lado, y con una clara orientación hacia la gestión, los ecotopos constituyen unidades ecológicas homogéneas que permiten analizar y evaluar las diferentes zonas del estuario para dirigir las actuaciones de conservación y restauración, como por ejemplo diseñar y evaluar redes de reservas para la conservación de la biodiversidad o predecir el impacto del cambio global sobre la distribución de la biota (Araújo *et al.*, 2002; Guisan y Thuiller, 2005; Rivas *et al.*, 1994; Wilson *et al.*, 2005; Ysebaert *et al.*, 2002). Su principal ventaja para alcanzar estos propósitos es que mientras que las especies y asociaciones de la biota bentónica se ven afectados por diferentes tipos de presiones, principalmente de origen antrópico, que provocan fluctuaciones a lo largo del tiempo, los ecotopos muestran características estables ya que representan los potenciales ecológicos (Degraer *et al.*, 2008). Dicha propiedad también refuerza su

utilización para establecer las condiciones de referencia requeridas por directivas ambientales europeas, como es el caso de la Directiva Marco del Agua (Borja *et al.*, 2012; Bouma *et al.*, 2005; Puente *et al.*, 2008). Por último, hay que destacar la posibilidad de aplicar los ecotopos para hacer proyecciones espaciales y temporales bajo diferentes escenarios presentes o pasados. Un ejemplo de gran interés en la actualidad es llevar a cabo predicciones en los distintos escenarios de cambio climático, que están directamente relacionados con variaciones en los aportes de agua dulce al estuario (Guisan y Thuiller, 2005; Thomas *et al.*, 2004). Otras variables, como la temperatura, también se han tenido en cuenta, aunque no explícitamente, ya que se consideran sólo en los niveles superiores de la clasificación global descritos en el Capítulo 3 (Nordeste Atlántico europeo). En cuanto a las proyecciones futuras mencionadas, no hay que olvidar que los ecotopos tienen una potencialidad limitada ya que en el establecimiento de los mismos no se han considerado las interacciones bióticas, las cuales probablemente se verán alteradas como consecuencia de un cambio en las condiciones del clima (Davis *et al.*, 1998).

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

7.1. Conclusiones

De acuerdo con los objetivos planteados en esta tesis, se ha establecido un sistema de clasificación jerárquico de los estuarios a tres escalas: a escala del Nordeste Atlántico europeo, a escala local dentro de una región/subregión y a escala de biotopos dentro del estuario. La metodología propuesta está basada en el análisis retrospectivo de la funcionalidad ecológica y las características abióticas de los estuarios que condicionan la distribución de las especies, de tal forma que, una vez establecidas y descritas dichas relaciones, las tipologías identificadas tengan un carácter predictivo de la distribución potencial de las especies y sus nichos.

A continuación se describen las principales conclusiones obtenidas en relación con cada una de las escalas espaciales definidas en el sistema de clasificación:

7.1.1. Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo

- Los indicadores relacionados con las características climáticas, hidrológicas y morfológicas de los estuarios permiten reconocer patrones de variabilidad geográficos a la escala del Nordeste Atlántico europeo, identificándose tipologías de estuario que responden a una zonificación en dos regiones. Dichas regiones abarcan, por un lado, el noroeste de Europa y, por otro lado, la costa este de Europa, siendo ésta última subdividida en tres subregiones que responden a un gradiente latitudinal.
- Las clasificaciones obtenidas a través de la aplicación de técnicas estadísticas han mostrado una mayor capacidad para identificar tipologías de estuario representativas de la zona de estudio que la clasificación basada en el criterio de experto.
- La relación entre los patrones biogeográficos de distribución de la fauna piscícola y la clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo ratifica la capacidad de la metodología propuesta para identificar tipologías ecológicas.
- La resolución espacial y temporal de las variables biológicas y la homogeneidad de sus bases de datos condicionan los resultados finales de la validación de las tipologías de estuario.
- Los modelos predictivos de la distribución de la vegetación de marisma basados en técnicas de teledetección revelan la potencialidad de esta herramienta para realizar cartografías homogéneas en toda la zona de estudio. Los resultados obtenidos ponen en evidencia la importancia de mejorar los mencionados modelos antes de su utilización para contrastar y/o validar las tipologías de estuarios.

7.1.2. Clasificación hidro-morfológica de estuarios a escala local

- La metodología propuesta para clasificar los estuarios pertenecientes a la subregión B.2 ha demostrado tener capacidad para identificar tipologías hidro-morfológicas de estuario representativas de la variabilidad existente a dicha escala. Su aplicación a los estuarios cantábricos, en los que predominan las áreas intermareales, ha dado como resultado cinco tipologías: lagunas costeras, estuarios dominados por la dinámica fluvial y estuarios dominados por la dinámica mareal con morfología alargada, redondeada o compleja.

- La relación significativa entre las tipologías hidro-morfológicas y la distribución de los macroinvertebrados bentónicos y de la vegetación ratifica la idoneidad de los indicadores hidrológicos y morfológicos del sistema de clasificación para identificar tipologías ecológicas.
- Las principales diferencias biológicas entre estuarios se asocian, fundamentalmente, con los indicadores hidrológicos y, en menor medida, con los indicadores morfológicos.

7.1.3. Clasificación de los biotopos del estuario

- La técnica estadística de clasificación k-medias ha demostrado ser una herramienta apropiada para explorar largas series de datos y obtener los hidrogramas característicos del régimen natural del río a medio plazo (30 años), sin considerar condiciones extremas.
- La reconstrucción por análogos de variables hidrodinámicas con alta resolución espacial y temporal a largo plazo permite reducir el tiempo y coste de computación de los modelos numéricos con un alto grado de fiabilidad de los resultados, excepto bajo condiciones extremas y persistentes.
- Los indicadores de las condiciones medias y extremas de la salinidad en el estuario han permitido identificar cinco tipos salinos representativos de las condiciones salinas del estuario que potencialmente condicionan la distribución de las especies.
- Las metodologías propuestas para identificar y caracterizar los biotopos del estuario atendiendo a cinco escalas espaciales o niveles de detalle han mostrado una gran capacidad de discriminación de los principales gradientes ambientales del estuario y de los biotopos representativos de los mismos.
- Los dos sistemas de integración de la información abiótica propuestos dan lugar a un mosaico de biotopos diferente, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como de su distribución espacial, que incrementa su complejidad con el nivel de detalle.
- La ordenación jerárquica de las variables abióticas y sus clases dentro del sistema de clasificación de los biotopos permite adaptar el nivel de detalle de los mismos a los objetivos del estudio y a la disponibilidad de la información de base.

7.1.4. Establecimiento de los ecotopos del estuario

- Los modelos de regresión logística han permitido definir y caracterizar los patrones espaciales de las especies a lo largo de los principales gradientes ambientales del estuario y de los biotopos identificados.
- Los modelos de ecotopos basados en la representatividad biológica de los biotopos han demostrado ser herramientas predictoras de la distribución potencial de las especies estuarinas.
- El mínimo nivel de detalle de los biotopos requerido para explicar la distribución de la vegetación de marisma y de los macroinvertebrados bentónicos depende, principalmente, del grado de organización biológica considerado (desde especies hasta comunidades) y de los rasgos biológicos de las especies (*e.g.*, especie generalista o especialista).

7.2. Futuras líneas de investigación

El desarrollo y resultados de esta tesis revelan la existencia de limitaciones y potencialidades que constituyen el punto de partida para el impulso de nuevas vías de investigación en el campo de los sistemas de clasificación y caracterización de estuarios, de su ecología y su dependencia de la escala, así como para el avance y mejora de las herramientas aplicables a la gestión de estos ecosistemas. A continuación se enumeran algunos de los aspectos más relevantes a abordar en futuros trabajos:

7.2.1. Clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo

- Validación de las regiones, subregiones y tipologías establecidas con otros grupos biológicos y con características de la biología de las especies (grupo trófico, grupo funcional, etc.) con el propósito de identificar nuevos patrones ecológicos que permitan alcanzar una regionalización y tipificación más robusta del Nordeste Atlántico europeo.
- Desarrollo de modelos predictivos de la distribución de la vegetación de marisma, a nivel de especie, basados en imágenes multiespectrales de satélite y en librerías espectrales. Esta investigación requiere analizar el comportamiento espectral de las diferentes especies a lo largo de, al menos, un año completo para caracterizar su ciclo vegetativo (floración, crecimiento, etc.).

Asimismo, la aplicación de diferentes algoritmos de aprendizaje y clasificación sobre información de satélite a nivel de objetos o de pixel proporcionan un amplio campo de estudio enfocado a optimizar resultados. Otro requisito de dicho modelo es que sea de aplicación en toda la costa del Nordeste Atlántico europeo para, de esta forma, poder identificar patrones de distribución a gran escala y validar la clasificación física de los estuarios propuesta. Dicha tarea conlleva la realización de trabajos de campo en una amplia región geográfica y la necesidad de homogeneizar técnicas.

7.2.2. Clasificación hidro-morfológica de estuarios a escala local

- Aplicación y ajuste del sistema de clasificación en otros estuarios de la misma región e, incluso, de diferentes regiones. La consecución de esta meta probablemente requiera ampliar el número de clases y modificar los umbrales de algunos indicadores. En todos los casos, será necesario llevar a cabo una validación biológica que permita corroborar la clasificación y asociar unas determinadas características bióticas a cada tipología hidro-morfológica de estuario.

7.2.3. Clasificación de los biotopos del estuario

- Aplicación de la metodología de caracterización del régimen de salinidad en diferentes tipologías de estuario, a nivel local y regional, para establecer, de forma conjunta, un reducido número de tipos salinos representativos de toda la variabilidad existente en el Nordeste Atlántico europeo. En un paso posterior, resultaría de gran interés relacionar dichos tipos salinos con la distribución de las especies y contrastar los resultados con clasificaciones clásicas basadas en la salinidad (*e.g.*, clasificación de Venice) y con modelos que relacionan esta variable con la distribución de la biota (*e.g.*, diagrama de Remane). De esta forma, se pretende demostrar la importancia de considerar la variabilidad del régimen de salinidad para explicar y comprender importantes patrones ecológicos del estuario.
- Diseño y realización de trabajos específicos de caracterización y experimentación biológica para cada uno de los gradientes ambientales incluidos en la metodología, con el objetivo de cuantificar detalladamente las relaciones con la biota (curvas de supervivencia) y, con base en ello, establecer umbrales de tolerancia que definan los límites entre las clases.

- Mejora de la técnica de caracterización de la granulometría del sustrato, con una resolución espacial de detalle, mediante la aplicación de técnicas de interpolación que tengan en cuenta los aportes externos de fangos y arenas al estuario, así como la hidrodinámica que condiciona su transporte, sedimentación y resuspensión. Valorar la posibilidad de combinar esta aproximación con el uso de técnicas de teledetección y, en un futuro, con el uso de modelos numéricos de transporte de sedimentos.

7.2.4. Establecimiento de los ecotopos del estuario

- Selección de estuarios y biotopos no alterados o expuestos a un bajo grado de presión para obtener datos biológicos representativos de las condiciones 'prístinas', de tal forma que se identifiquen ecotopos que permitan, por ejemplo, establecer condiciones de referencia biológicas y, de manera precisa, valorar el grado de alteración del medio. Dichas relaciones se pueden caracterizar a partir de un gran abanico de técnicas estadísticas, razón por la cual es preciso llevar a cabo un estudio sobre la idoneidad y las limitaciones de las diferentes aproximaciones.
- Diseño de experimentos ecológicos que relacionen los biotopos con diferentes aspectos de la dinámica de poblaciones y del ciclo de vida de las especies. Con base en ello, será posible establecer ecotopos que reflejen, por ejemplo, la idoneidad del biotopo con distintos estadios críticos del ciclo de vida de las especies de interés comercial, como son las zonas de puesta o de cría. Este tipo de aplicaciones pone en evidencia la utilidad de estos modelos para la gestión y conservación de la biodiversidad y de los recursos estuarinos.
- Realización de trabajos de experimentación para evaluar el efecto de diferentes tipos de presiones (*e.g.*, contaminación por hidrocarburos) sobre las especies y la influencia del ambiente sobre dicha respuesta biológica (*e.g.*, en función del nivel de estrés por salinidad).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A

- Adam, P., 2002. Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29(1): 39-61.
- Adey, W.H., Steneck, R.S., 2001. Thermogeography over time creates biogeographic regions: A temperature/space/time-integrated model and abundance-weighted test for benthic marine algae. *Journal of Phycology*, 37: 677-698.
- Allee, R.J., Dethier, M., Brown, D., Deegan, L., Fork, R.G., Hourigan, T.F., Maragos, J., Schoch, C., Sealey, K., Twilley, R., Weinstein, M.P., Yoklavich, M., 2000. Marine and estuarine ecosystem and habitat classification, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-43.
- Álvarez, C., 1996. Aportaciones metodológicas al estudio de la contaminación litoral originada por vertidos y alivios procedentes de redes de saneamiento urbano. Universidad de Cantabria, Santander.

- Álvarez-Cabria, M., 2009. Tesis doctoral: Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua. Universidad de Cantabria, Santander, 177 pp.
- Anderson, M.J., 2008. Animal-sediment relationship re-visited: Characterising species' distribution along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 16-27.
- Anonymous, 1958. The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity, International Symposium for the Classification of Brackish Waters, Venice.
- Araújo, M.B., Williams, P.H., Fuller, R.J., 2002. Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 269: 1971-1980.
- Arriola, E.F., Mantecón, V.R., Jordana, J.C.C., 2006. Los estuarios cantábricos orientales (Norte de la Península Ibérica): características naturales, importancia ecológica y principales problemas ambientales derivados de su gestión. *Revista UnG - GeoCiências*, 5: 45-54.
- Atkins, J.P., Burdon, D., Elliott, M., Gregory, A.J., 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2): 215-226.
- Attrill, M.J., 2002. A Testable Linear Model for Diversity Trends in Estuaries. *The Journal of Animal Ecology*, 17(2): 262-269.
- Attrill, M.J., Rundle, S.D., 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 929-936.
- Attrill, M.J., Rundle, S.D., Thomas, R.M., 1996. The influence of drought-induced low freshwater flow on an upper-estuarine macroinvertebrate community. *Water Resources*, 30: 261-268.
- Attrill, M.J., Stafford, R., Rowden, A.A., 2001. Latitudinal diversity patterns in estuarine tidal flats: indications of a global cline. *Ecography*, 24(3): 318-324.
- Attrill, M.J., Thomas, R.M., 1996. Long-term distribution patterns of mobile estuarine invertebrates (Ctenophora, Cnidaria, Crustacea: Decapoda) in relation to hydrological parameters. *Marine Ecology Progress Series*, 143, 25-36.

- Azevedo, I.C., Duarte, P.M., Bordalo, A.A., 2008. Understanding spatial and temporal dynamics of key environmental characteristics in a mesotidal Atlantic estuary (Douro, NW Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 620-633.
- Azovsky, A.I., 2000. Concept of scale in marine ecology: linking the words or the worlds? *Web Ecology*, 1: 28-34.

B

- Bailey, R.G., 1995. *Ecosystem Geography*. Springer-Verlag New York, New York, 204 pp.
- Ball, D., Blake, S., Plummer, A., 2006. Review of Marine Habitat Classification Systems. No. 26, Parks Victoria.
- Bancroft, K.P., 2002. A standardised classification scheme for the mapping of shallow-water marine habitats in Western Australia, Marine Conservation Branch, Department of Conservation and Land Management, WA.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2): 169-193.
- Basset, A., Barbone, E., Elliott, M., Li, B.L., Jorgensen, S.E., Moya, P., Pardo, I., Mouillot, D., 2013. A unifying approach to understanding transitional waters: fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 5-16.
- Basset, A., Sabetta, L., Fonnesu, A., Mouillot, D., Chi, T.D., Viaroli, P., Giordani, G., Reizopoulou, S., Abbiati, M., Carrada, G.C., 2006. Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(5): 441-455.
- Baur, F., 1951. Extended-range forecasting by weather types. *Compendium of meteorology. Am. Meteor. Soc.*: 814-833.
- Bertness, M.D., Ellison, A.M., 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs*, 57(2): 129-147.

- Bertness, M.D., Ewanchuk, P.J., Silliman, B.R., 2002. Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA (PNAS)*, 99(3): 1395-1398.
- Beukema, J.J., 1976. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 10: 236-261.
- Beukema, J.J., 2002. Expected changes in the benthic fauna of Wadden Sea tidal flats as a result of sea-level rise or bottom subsidence. *Journal of Sea Research*, 47: 25-39.
- Bidegain, G., 2013. Tesis doctoral: Ecological dynamics of a native and a nonindigenous clam species: Implications for conservation and shellfishery management (Dinámica ecológica de una especie de almeja nativa y una introducida: Implicaciones para la conservación y la gestión del marisqueo). Universidad de Cantabria, Santander, 306 pp.
- Bidegain, G., Bárcena, J.F., García, A., Juanes, J.A., 2012. Modeling dispersal and potential recruitment patterns of *Ruditapes philippinarum* and *Ruditapes decussatus* based on particle tracking, habitat suitability and larval dynamics, 50th ECSA Conference, Venice, Italy.
- Bidegain, G., Bárcena, J.F., García, A., Juanes, J.A., 2013. LARVAHS: predicting clam larval dispersal and recruitment using habitat suitability-based particle tracking model. *Ecological Modelling*, 268: 78-92.
- Bidegain, G., Bárcena, J.F., García, A., Juanes, J.A., 2014. Ecological niche modeling approach to predict the potential expansion of a nonindigenous clam. *Ecological Modelling*, (en revision).
- Birch, G.F., 2000. Marine pollution in Australia, with special emphasis on central New South Wales estuaries and adjacent continental margin. *International Journal of Environment and Pollution*, 13: 573-607.
- Birth, G.S., McVey, G., 1968. Measuring the color of growing turf with a reflectance spectrophotometer. *Agronomy Journal*, 60(6): 640-643.
- Boesch, D.F., Díaz, R.J., Virnstein, R.W., 1976. Effects of tropical storm Agnes on soft-bottom macrobenthic communities of the James and York Estuaries and the Lower Chesapeake Bay. *Chesap. Sci.*, 17(4): 246-259.
- Borja, Á, Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, C., Zhu, C., 2008. Overview of

- integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, 56(9): 1519-1537.
- Borja, Á., Aguirrezabalaga, F., Martínez, J., Sola, J.C., García-Arberas, L., Gorostiaga, J.M., 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. In: Á. Borja, Collins, M. (Editor), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series, 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 455-492.
- Borja, Á., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Jia, X., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1519-1537.
- Borja, Á., Collins, M., 2004. *Oceanography and marine environment of the Basque Country*. Elsevier.
- Borja, Á., Dauer, D.M., Grémare, A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 12(1): 1-7.
- Borja, Á., Franco, J., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European Estuarine and Coastal Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxica, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004a. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4): 209-218.
- Borja, Á., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2): 84-96.
- Borja, Á., Valencia, V., Bald, J., Franco, J., 2004b. Delimitación de aguas costeras y de transición en el País Vasco y sus condiciones de referencia, Informe de la Fundación AZTI para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco.
- Boorman, L.A., 2003. *Saltmarsh Review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management*. JNCC Report, No. 334. Peterborough, 114 pp.

- Borum, J., Greve, T.M., 2004. The four European seagrass species. In: J. Borum, C.M. Duarte, D. Krause-Jensen and T.M. Greve (Editors), European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project.
- Bouma, H., de Jong, D.J., Twisk, F., Wolfstein, K., 2005. Ecotope System for Saline Waters (ZES.1), Ministry of Transport, Public Works and Water Management. Directorate-General of Public Works and Water Management, National Institute for Coastal and Marine Management, Middelburg, 135 pp.
- Boyd, R., Dalrymple, R.W., Zaitlin, B.A., 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. *Sedimentary Geology*, 80(3-4): 139-150.
- Braun-Blanquet, J., 1932. *Plant Sociology: The Study of Plant Communities*. Hafner Pub. Co, New York, 439 pp.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological trait analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6: 609-622.
- Briggs, J.C., 1974. *Marine zoogeography*. McGraw-Hill, New York.
- Briggs, J.C., 1995. *Global biogeography. Developments in paleontology and stratigraphy*. Elsevier science, Amsterdam.
- Briggs, D., Smithson, P., Addison, K., Atkinson, K., 1997. *Fundamentals of the Physical Environment* (2nd edition). Routledge, London, 557 pp.
- Brinson, M.M., Bradshaw, H.D., Jones, M.N., 1985. Transitions in forested wetlands along gradients of salinity and hydroperiod. *The Journal of Elisha Mitchell Scientific Society*, 101(2): 76-94.
- Brinson, M.M., Brinson, L.G., Lugo, A.E., 1974. The gradient of salinity, its seasonal movement and ecological implications for the Lake Izabal-Rio Dulce ecosystem, Guatemala. *Bulletin of Marine Science*, 24: 533-544.
- Brito, A.C., 2012. A Changing Definition of Estuary? Adjusting Concepts to Intermittently Closed and Open Coastal Systems. *J. Ecosys Ecograph*, 2:e106.
- Bueno, A., 1997. *Flora y vegetación de los estuarios asturianos*. Cuadernos de Medio Ambiente - Naturaleza, 3. Consejería de Agricultura, Servicio Central de Publicaciones del Principado de Asturias, 352 pp.

- Bulger, A.J., Hayden, B.P., Monaco, M.E., Nelson, D.M., McCormick-Ray, M.G., 1993. Biologically-Based Estuarine Salinity Zones Derived From a Multivariate Analysis. *Estuaries*, 16(2): 311-312.

C

- Callaway, R.M., Jones, S., Ferren Jr., W.R., Parikh, A., 1990. Ecology of a mediterranean-climate estuarine wetland at Carpinteria, California: plant distributions and soil salinity in the upper marsh. *Canadian Journal of Botany*, 68(5): 1139-1146.
- Calow, P., 1992. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1: 1-5.
- Cameron, W.M., Pritchard, D.W., 1963. Estuaries. In: M.N. Hill (Editor), *The Sea*. John Wiley & Sons, New York, pp. 306-324.
- Campos, J.A., Herrera, M., Biurrun, I., Loidi, J., 2004. The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2275-2293.
- Camus, P., Mendez, F.J., Medina, R., 2011a. A hybrid efficient method to downscale wave climate to coastal areas. *Coastal Engineering*, 58: 851-862.
- Camus, P., Méndez, F.J., Medina, R., Cofiño, A.S., 2011b. Analysis of clustering and selection algorithms for the study of multivariate wave climate. *Coastal Engineering*, 58 (6): 453-462.
- Caño, L., Campos, J.A., García-Magro, D., Herrera, M., 2013. Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of *Baccharis halimifolia* in Europe. *Biological Invasions*, 15: 1183-1188.
- Cardillo, G., 2007. Cohen's kappa: compute the Cohen's kappa ration on a 2x2 matrix. <http://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/15365>.
- Carletii, A., Heiskanen, A.S., 2009. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report Part 3: Coastal and Transitional Waters, European Commission - Institute of Environment and Sustainability - Joint Research Centre, Luxembourg.
- Castanedo, S., 1997. Estudio del modelado numérico de las zonas inundables. Universidad de Cantabria, Santander.

- Castellanos, E.M., Figueroa, M.E., Davy, A.J., 1994. Nucleation and facilitation in saltmarsh succession: interactions between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. British Ecological Society, 82(2): 239-248.
- Castilla, G., Larkin, K., Linke, J., Hay, G.J., 2009. The impact of thematic resolution on the patch-mosaic model of natural landscapes. Landscape Ecology, 24: 15-23.
- Chapman, P.M., Brinkhurst, R.O., 1981. Seasonal changes in interstitial salinities and seasonal movements of subtidal benthic invertebrates in the Fraser river estuary. Estuarina, Coastal and Shelf Science, 12: 49-66.
- CHC, 2013. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Cantábrico. 2013.
- Chen, X.J., Flannery, M.S., Moore, D.L., 2000. Response Times of Salinity in Relation to Changes in Freshwater Inflows in the Lower Hillsborough River, Florida. Estuaries, 23(5): 735-742.
- Cilenti, L., Scirocco, T., Specchiulli, A., Florio, M., Breber, P., 2011. Bioindicators for siting the carpet clam *Tapes decussatus* L. farming in Mediterranean lagoons. International Journal of Fisheries and Aquaculture, 3(3): 54-64.
- Civco, D., Gilmore, M., Prisloe, S., Wilson, E., Hurd, J., 2007. Application of remote sensing technologies for the delineation and assessment of coastal marshes and their constituent species, Final Report, Grant LI-97100901, Office of Long Island Sound Programs, NY.
- Clarke, A., 1992. Is there a latitudinal diversity gradient in the sea? Trends Ecol. Evol. 7: 286-287.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E, Plymouth, U.K.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18: 117-143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Codalli, F., García, P., Isla, J.A., Llope, M., Sánchez, Í., Zapico, E., 2005. Aplicación de la Directiva Marco de Agua a las aguas costeras y de transición asturianas, Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio, Universidad de Oviedo, 99 pp.

- Cohen, J.W., 1988. Statistical power analysis for the behavioral sciences. Lawrence Erlbaum Associates Inc., Hillsdale, New Jersey, 590 pp.
- Cole, B.E., Cloern, J.E., 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology, Progress Series*, 36: 299-305.
- Coltman, N., Golding, N., Verling, E., 2008. Developing a broadscale predictive EUNIS habitat map for the MESH study area, Joint Nature Conservation Committee, 16 pp.
- CHN, 1999. Trabajos complementarios al diseño y análisis ambiental del esquema general de saneamiento de las Marismas de Santoña. Tomos I y II. Confederación Hidrográfica del Norte, Oviedo.
- Connell, J.H., 1972. Community Interactions on Marine Rocky Intertidal Shores. *Annual Review of Ecology and Evolution, and Systematics*, 3: 169-192.
- Connor, D.W., 2008. Mapping European Seabed Habitats (MESH) project. <http://www.searchmesh.net/>.
- Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Howell, K.L., Lieberknecht, L.M., Northen, K.O., Reker, J.B., 2004. The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05. JNCC, Peterborough ISBN 1 861 07561 8 (internet version). www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification.
- Connor, D.W., Golding, N., Robinson, P., Todd, D., Verling, E., 2006. UKSeaMap: The Mapping of Marine Seabed and Water Column Features of UK Seas, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 104 pp.
- Costa, C.S.B., Marangoni, J.C., Azevedo, A.M.G., 2003. Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *Journal of Ecology*, 91: 951-965.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Costello, M.J., 2009. Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. *Marine Ecology Progress Series*, 397: 253-268.
- Coughlan, B.M., Moroney, G.A., van Pelt, F.N.A.M., O'Brien, N.M., Davenport, J., O'Halloran, J., 2009. The effects of salinity on the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) using the neutral red retention assay with adapted physiological saline solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1680-1684.

- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T., 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, US Fish and Wildlife Service FWS/OBS 79/31.
- Crist, E.P., 1985. A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment*, 17: 301-306.
- Crist, E.P., Cicone, R.C., 1984. Application of the Tasseled Cap Concept to Simulated Thematic Mapper Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 50: 343-352.
- Crowder, L., Norse, E., 2008. Essential ecological insights for marine ecosystem-based management and marine spatial planning. *Marine Policy*, 32(5): 772-778.

D

- Dalrympe, R.W., Zaitlin, B.A., Boyd, R., 1992. Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Petrology*, 62: 1130-1146.
- Dauvin, J.-C., Bella, G., Bellan-Santini, D., Castric, A., Comolet-Tirman, J., Francour, P., Gentil, F., Girard, A., Gofas, S., Mahé, C., Noël, P., de Reviers, B., 1994. Typologie des ZNIEFF-Mer, liste de paramètres et des biocénoses des côtes françaises métropolitaines. Collection Patrimoines Naturels, 12. 2nd edition. Secrétariat de la faune et de la flore / MNHN, Paris, 70 pp.
- Davidson, N.C., Laffoley, D.d'A., Doody, J.P., Way, L.S., Gordon, J., Key, R., Drake, C.M., Pienkowski, M.W., Mitchell, R.M., Duff, K.L., 1991. Nature conservation and estuaries in Great Britain, Nature Conservancy Council, Peterborough, UK, 422 pp.
- Davidson, T.M., Rumrill, S.S., Shanks, A.L., 2008. Colonization and substratum preference of an introduced burrowing crustacean in a temperate estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 354: 144-149.
- Davies, C.E., Moss, D., 2002. EUNIS Habitat Classification, Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research council, Huntingdon, 108 pp.
- Davies, D.L., Bouldin, D.W., 1979. A cluster separation measure. *IEEE Trans. Pattern Anal. Machine Intell.*, 1: 224-227.

- Davis, A.J., Jenkinson, L.S., Lawton, J.H., Shorrocks, B., Wood, S., 1998. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature*, 391: 783-786.
- Day, J.H., 1980. What is an estuary? *South African Journal of Science*, 76: 1980.
- Day, J.H., 1981. The nature, origin and classification of estuaries. In: J.H. Day (Editor), *Estuarine Ecology: With Particular Reference to Southern Africa*, Balkema, Rotterdam, pp. 1-6.
- Day, J.W., Christian, R.R., Boesch, D.M., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Twilley, R.R., Naylor, L., Schaffner, L., Stevenson, C., 2008. Consequences of Climate Change on the Ecogeomorphology of Coastal Wetlands. *Estuaries and Coasts*, 31: 477-491.
- Day, J.W., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. Wiley & Sons, New York, 558 pp.
- de Jong, J., 2005. Modelling the influence of vegetation on the morphodynamics of the river Allier, Delft 3D University of Technology.
- de Juan, S., Hewitt, J., 2011. Relative importance of local biotic and environmental factor versus regional factors in driving macrobenthic species richness in intertidal areas. *Marine Ecology Progress Series*, 423: 117-129.
- Dean, J., Braunstein, C., Lovelace, S., 1997. Estuary-Net: a water quality monitoring project. N.C. National Estuarine Research Reserve Systems, Wells National Estuarine Research Reserve, North Carolina National Estuarine Research Reserve. Beaufort, North Carolina. 315 pp.
- Degraer, S., Verfaillie, E., Willems, W., Adriaens, E., Vincx, M., Van Lancker, V., 2008. Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 28(3): 369-379.
- Deltares, 2009. User Manual Delft-3D FLOW. Deltares (www.deltares.nl), Delft, The Netherlands.
- Deltares, 2011. User Manual Delft3D-QUICKIN. Version 4.00, The Netherlands, 100 pp.
- den Hartog, C., Kuo, J., 2006. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. In: A.W.D. Larkum, R.J. Orth and C.M. Duarte (Editors), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, The Netherlands, pp. 1-23.

- Dethier, M.N., 1992. Classifying marine and estuarine natural communities: an alternative to the Cowardin system. *Natural Areas Journal*, 12(2): 90-100.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11): 646-655.
- Digby, M.J., Saenger, P., Whelan, M.B., McConchie, D., Eyre, B., Holmes, N., Bucher, D., 1999. A physical classification of Australian estuaries. National River Health Program – Project E1. Report prepared for the Urban Water Research Association of Australia by the Centre for Coastal Management Southern Cross University. LWRRDC Occasional Paper 16/99 (Urban Subprogram Report No.9 1999). Lismore, New South Wales, Australia.
- Dijkema, K.S., Beeftink, W.J., Doody, J.P., Gehu, J.M., Hydemann, B., Rivas-Martinez, S., 1984. Saltmarshes in Europe. *Nature and Environment Series No. 30*. Council of Europe, Strasbourg.
- Dronkers, J., Zimmerman, J.T.F., 1982. Some principles of mixing in tidal lagoons. *International Symposium on Coastal Lagoons*, Bordeaux, France.
- Duarte, C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40: 363-377.
- Ducrotoy, J.-P., 2010. The use of biotopes in assessing the environmental quality of tidal estuaries in Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 317-321.
- Dunlop, J.E., Horrigan, N., McGregor, G., Kefford, B.J., Choy, S., Prasad, R., 2008. Effect of spatial variation on salinity tolerance of macroinvertebrates in Eastern Australia and implications for ecosystem protection trigger values. *Environmental Pollution*, 151: 621-630.
- Dunn, J.C., 1973. A fuzzy relative of the ISODATA process and its use in detecting compact well-separated clusters. *Journal of Cybernetics*, 3(3): 32-57.
- Dürr, H.H., Laruelle, G.G., Kempen, C.M.v., Slomp, C.P., Meybeck, M., Middelkoop, H., 2011. Worldwide Typology of Nearshore coastal Systems: Defining the Estuarine Filter of River Inputs to the Oceans. *Estuaries and Coasts*, 34: 441-458.

E

- Eastwood, J.A., Yates, M.G., Thomson, A.G., Fuller, R.M., 1997. The reliability of vegetation indices for monitoring saltmarsh vegetation cover. *International Journal of Remote Sensing*, 18(18): 3901-3907.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., 2002. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 270: 1-24.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., Graddon, D.J., 1999a. A Classification of Tasmanian Estuaries and Assessment of their Conservation Significance using Ecological and Physical Attributes, Population and Land Use, Tasmanian.
- Edgar, G.J., Barret, N.S., Last, P.R., 1999b. The distribution of macroinvertebrates and fishes in Tasmanian estuaries. *Journal of Biogeography*, 26: 1169-1189.
- EEA, 2006. The changing faces of Europe's coastal areas. European Environment Agency, Copenhagen.
- Ekman, S., 1953. In *Zoogeography of the sea*. Sidgwick and Jackson, London.
- Ellingsen, K.E., Gray, J.S., 2002. Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Ecology*, 71: 373-389.
- Elliot, R.D., 1951. Extended-range forecasting by weather types. *Compendium of meteorology. Am. Meteor. Soc.*: 834-840.
- Elliott, M., 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin*, 44: iii-vii.
- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of the European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3-4): 397-417.
- Elliott, M., McLusky, D.S., 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.

- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 306-314.
- Ellis, J. Ysebaert, T., Hume, T., Norkko, A., Bult, T., Herman, P., Thrush, S., Oldman, J., 2006. Predicting macrofaunal species distributions in estuarine gradients using logistic regression and classification systems. *Marine Ecology Progress Series*, 316: 69-83.
- Ellis, J., Schneider, D.C., 2008. Spatial and temporal scaling in benthic ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 92-98.
- Elorza, M.S., Sánchez, E.D.D., Vesperinas, E.S., 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España, Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
- Engle, V.D., Kurtz, J.C., Smith, L.M., Chancy, C., Bourgeois, P., 2007. A classification of U.S. estuaries based on physical and hydrologic attributes. *Environmental Monitoring Assessment*, 129: 397-412.
- Engle, V.D., Summers, J.K., 1999. Latitudinal gradients in benthic community composition in Western Atlantic estuaries. *Journal of Biogeography*, 26: 1007-1023.
- Espinar, J.L., 2009. 1320 Pastizales de *Spartina* (*Spartinion maritimae*). In: VV.AA. (Editor), 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, pp. 57.
- Essenwanger, O.M., 2001. Classification of Climates, World Survey of Climatology 1C, General Climatology. Elsevier, Amsterdam, 102 pp.
- Estevez, E.D., 2000. A review and application of literature concerning freshwater flow management in riverine estuaries. Mote Marine Laboratory Technical Report No. 233, Sarasota, FL.
- Estevez, E.D., 2002. Review and Assessment of Biotic Variables and Analytical Methods Used in Estuarine Inflow Studies. *Estuaries*, 25(6B): 1291-1303.

F

- Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: E. Olausson, Cato, I. (Editor), *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. Wiley and Sons, London, pp. 1-35.
- Fassnacht, K.S., Cohen, W.B., Spies, T.A., 2006. Key issues and using satellite-based maps in ecology: a primer. *Forest Ecology and Management*, 222: 167-181.
- Feagin, R.A., Martinez, M.L., Mendoza-Gonzalez, G., Constanza, R., 2010. Salt marsh zonal migration and ecosystem service change in response to global sea level rise: a case study from an urban region. *Ecology and Society*, 15(4): 14. <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art14/>.
- Felicísimo, Á. M. (coord.), Muñoz, J., Villalba, C. J. and Mateo, R. G., 2011. Impactos, vulnerabilidad, y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. I. Flora y vegetación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 552 pp.
- Fernández, E., Marquínez, J., 2002. Zonación morfodinámica e incidencia antrópica en los estuarios de Tina Mayor y Tina Menor (Costa Cantábrica). *Rev. Soc. Geol. España*, 15(3-4): 141-157.
- Fernández, J., Saénz, J., 2003. Improved field reconstruction with the analog method: searching the CCA space. *Climate Research*, 24: 199-213.
- Ferrier, S., Drielsman, M., Manion, G., Watson, G., 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in north-east New South Wales. II. Community-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2309-2338.
- Folk, R.L., 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62(4): 344-359.
- Fonseca, M.S., Zieman, J.C., Thayer, G.W., Fisher, J.S., 1983. The role of current velocity in structuring eelgras (*Zostera marina* L.) meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17(4): 367-380.

- Foti, R., del Jesús, M., Rinaldo, A., Rodríguez-Iturbe, I., 2012. Hydroperiod regime controls the organization of plant species in wetlands. PNAS, 109(48): 19596-19600.
- Frau, D., Ondiviela, B., Galván, C., Juanes de la Peña, J.A., 2014. The role of the hydrodynamic regime in the distribution of the invasive shrub *Baccharis halimifolia* (Compositae) in Oyambre estuary (Cantabria, Spain). Limnetica, 33(1): 1-12.

G

- Gallardo, A., 2006. Geostatística. Ecosistemas, 15(3): 48-58.
- Galván, C., Juanes, J.A., Puente, A., 2010. Ecological classification of European transitional waters in the North-East Atlantic eco-region. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 87(3): 442-450.
- García, A., Sainz, Á., Revilla, J.A., Álvarez, C., Juanes, J.A., Puente, A., 2008. Surface water resources assessment in scarcely gauged basins in the north of Spain. Journal of Hydrology, 356: 312-326.
- García, P., Zapico, E., Colubi, A., 2009. An angiosperm quality index (AQI) for Cantabria estuaries. Ecological Indicators, 9(5): 856-865.
- Gaston, K.J., Williams, P.H., 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. In: Gaston, K.J. (Editors), Biodiversity: a biology of numbers and difference. Cambridge University Press, pp. 202-229.
- Gedan, K.B., Kirwan, M.L., Wolanski, E., Barbier, E.B., Silliman, B.R., 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. Climatic Change, 106(1): 7-29.
- GESHA, 1999. Revisión y Ampliación de la Metodología para los Estudios de Saneamiento Litoral en el Mar Cantábrico y Aplicación a las Zonas de la Ría de Urdaibai (Vizcaya), las Marismas de Santoña (Cantabria) y el Sistema Fluvial Saja - Besaya (Cantabria), Dirección General de Obras Hidráulicas. Confederación Hidrográfica del Norte.
- GESHA, 2001. AQUALAB program. Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental. Universidad de Cantabria. URL: <http://www.emisarios.unican.es/herramientas.htm>.

- GESHA, 2005a. Estudio de las masas de agua superficiales. Transición (Estuarios). Tomo I. Caracterización de las masas de agua de transición, Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental (GESHA), Santander, 59 pp.
- GESHA, 2005b. Estudio de los recursos hídricos de los ríos de la vertiente norte de Cantabria, Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (GESHA), Santander, 214 pp.
- GESHA, 2005c. Cartografiado bionómico del litoral de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Cantabria.
- GIOC, 1990. The H2D long wave propagation model. Universidad de Cantabria, Santander.
- Gómez, A., Bárcena, J.F., Juanes, J.A., Ondiviela, B., Sámano, M.L., 2014. Transport time scales as physical descriptors to characterize heavily modified water bodies near ports in coastal zones. *Journal of Environmental Management*, 136(1): 76-84.
- Gómez, A.G., 2010. Tesis doctoral: Desarrollo de un procedimiento metodológico para la estimación del riesgo ambiental debido a emisiones contaminantes en zonas litorales, Universidad de Cantabria, Santander, 364 pp.
- Gómez, A.G., Ondiviela, B., Juanes, J.A., Sámano, M., Revilla, J.A., 2007. Tiempo de renovación: Descriptor físico para la tipificación de masas de agua modificadas en áreas portuarias, EROM 5.1. Universidad Politécnica de Valencia y Puertos del Estado, pp. 2.1-2.25.
- González, M., Uriarte, A., Fontán, A., Mader, J., Gyssels, P., 2004. Marine dynamics. In: A. Borja y M. Collins (Editors), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series 70. Elsevier, Amsterdam, pp. 133-157.
- Goovaerts, P., 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Applied geostatistics series. Oxford University Press, 483 pp.
- Gosling, E., 2003. Bivalve Molluscs, Biology, Ecology and Culture. Fishing News Books, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Greene, H.G. Yoklavich, M.M., Starr, R.M., O'Connell, V.M., Wakefield, W.W., Sullivan, D.E., McRea Jr, J.E., Cailliet, G.M., 1999. A classification scheme for deep seafloor habitats. *Oceanologica Acta*, 22(6): 663-678.
- Gregg, E.J., Ahrens, A.L., Perry, R.I., 2012. Reconciling classifications of ecologically and biologically significant areas in the world's oceans. *Marine Policy*, 36: 716-726.

- Greve, T.M., Binzer, T., 2004. Which factors regulate seagrass growth and distribution? In: C.D. J Borum, D Krause-Jensen and TM Greve (Editor), European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project, pp. 19-23.
- Guanche, Y., Mínguez, R., Méndez, F.J., 2014. Autoregressive logistic regression applied to atmospheric circulation patterns. *Climate Dynamics*, 42: 537-552.
- Guinda, X., Juanes, J.A., Puente, A., Echavarri-Erasun, B., 2012. Spatial distribution pattern analysis of subtidal macroalgae assemblages by a non-destructive rapid assessment. *Journal of Sea Research*, 67: 34-43.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.

H

- Haines, P.E., Tomlinson, R.B., Thom, B.G., 2006. Morphometric assessment of intermittently open/closed coastal lagoons in New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 321-332.
- Halpern, B.S., Selkoe, K.A., Micheli, F., Kappel, C.V., 2007. Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology*, 21(5): 1301-1315.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Harris, P.T., Heap, A.D., 2007. Comment on "Is geomorphic zonation a useful predictor of patterns of benthic infauna in intermittent estuaries in New South Wales, Australia?" by A. H. Dye 2006. *Estuaries and Coasts* 29:455-464. *Estuaries and Coasts*, 30(3): 562-566.
- Harris, P.T., Heap, A.D., Bryce, S.M., Porter-Smith, R., Ryan, D.A., Heggie, D.T., 2002. Classification of Australian clastic coastal depositional environments based upon a quantitative analysis of wave, tidal, and river power. *Journal of Sedimentary Research*, 72(6): 858-870.

- Haslett, S. K., 2008. Coastal systems (2nd edition). Routledge, Avingdon, 216 pp.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J., 2001. The elements of Statistical Learning. Springer, New York.
- Hayden, B.P., Ray, G.C., Dolan, R., 1984. Classification of Coastal and Marine Environments. Environmental Conservation, 11: 199-207.
- Hayes, M.O., 1975. Morphology of sand accumulation in estuaries: an introduction to symposium. In: L.E. Cronin (Editor), Estuarine Research. Academic Press, New York, pp. 3-22.
- Haylock, M.R., Hofstra, N., Tank, A.M.G.K., Klok, E.J., Jones, P.D., New, M., 2008. A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950-2006. Journal of Geophysical Research, 113(D20119): 1-12.
- Herrera, M., 1985. Estudio de la vegetación y flora vascular de la cuenca del río Asón (Cantabria). Guineana, 1: 1-435.
- Hewitt, J.E., Thrush, S.F., Dayton, P.D., 2008. Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 366: 116-122.
- Hilton, A.B.C., McGillivray, D.L., Adams, E.E., 1998. Residence time of freshwater in Boston's Inner harbour. Journal of Waterway, Port Coastal and Ocean Engineering, 124 (2): 82-89.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data. Ecology, 83: 2027-2036.
- Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F., 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. Science, 328: 1523-1528.
- Holdridge, L.R., 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. Science, 105: 367-368.
- Horng, C.Y., Wang, S.L., Cheng, I.J., 2009. Effects of sediment-bound Cd, Pb, and Ni on the growth, feeding, and survival of *Capitella* sp. I. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 371: 68-76.
- Huang, W., 2007. Hydrodynamic modelling of flushing time in a small estuary of North Bay, Florida, USA. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74: 722-731.

- Hume, T.H., Snelder, T., Watherhead, M., Liefing, R., 2007. A controlling factor approach to estuary classification. *Ocean & Coastal Management*, 50(11-12): 905-929.
- Hume, T.M., Herdendorf, C.E., 1988. A geomorphic classification of estuaries and its application to coastal resource management. *Journal of Ocean and Shoreline Management*, 11: 249-274.
- Hurd, J.D., Civco, D.L., Gilmore, M.S., Prisloe, S., Wilson, E.H., 2005. Coastal marsh characterization using satellite remote sensing and *in situ* radiometry data: preliminary results. In: ASPRS Annual Conference (Editor), *Geospatial goes global: from your neighborhood to the whole planet*, Baltimore, Maryland.

I

- ICES, 2009. Ecoregions based on ICES Advice ACFM/ACE report (2004). ICES Convention area (FAO area 27) includes regions A-G, L Zones H-J, M are outside the ICES area. URL: http://geo.ices.dk/documents/ICES_Ecoregions.pdf
- IH Cantabria, 2008. Plan Marco de gestión de los espacios acuáticos litorales que integran la Red Natura 2000 en Cantabria, Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad, Gobierno de Cantabria.
- IH Cantabria, 2009. SEAWIND: Multi-Reanalysis and Multi-Physics High Resolution WRF dynamical downscaling of Surface Wind on the Atlantic and the Mediterranean European basins. Hindcast vs. Climatic integration [Fita, L., J. Fernandez, J. M. Gutiérrez and A. S. Cofiño]. Santander Meteorology Group, Dep. Applied Mathematics and Computer Science Instituto de Física de Cantabria (CSIC-UC), Universidad de Cantabria, Santander, Spain.
- IH Cantabria, 2010. Análisis de vertidos industriales en el litoral de Cantabria. Capítulo V: Vulnerabilidad del medio frente a vertidos industriales. 5.1-5.99 pp.
- IH Cantabria, 2011. Actualización de los modelos de gestión de los recursos marisqueros del litoral de Cantabria, 2009-2011, Consejería de Ganadería, Pesca y Desarrollo Rural. Gobierno de Cantabria.
- IH Cantabria, 2012a. Red de control de calidad del litoral de Cantabria. Informe 2010-2011. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Urbanismo. Gobierno de Cantabria.

- IH Cantabria, 2012b. Red de Control de Calidad Litoral en Cantabria. Informe Técnico Final, Universidad de Cantabria, Santander.
- Irabien, M.J., Cearreta, A., Leorri, E., Gómez, J., Viguri, J., 2008. A 130 year record of pollution in the Suances estuary (southern Bay of Biscay): Implications for environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1719-1727.
- Isaaks, E.H., Srivastava, R.M., 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York.
- Isacch, J.P. Costa, C.S.B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D.A., Iribarne, O.O., 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33: 888-900.

J

- Jassby, A.D., Kimmerer, W.J., Monismith, S.G., Armor, C., Cloern, J.E., Powell, T.M., Schubel, J.R., Vendlinski, T.J., 1995. Isohaline Position as a Habitat Indicator for Estuarine Populations. *Ecological Applications*, 5(1): 272-289.
- Jay, D.A., Geyer, W.R., Montgomery, D.R., 2000. An ecological perspective on estuarine classification. In: J.E. Hobbie (Editor), *Estuarine Science: a Synthetic Approach to Research and Practice*. Island Press, Washington D. C., pp. 149-176.
- Jerosch, K., 2013. Geostatistical mapping and spatial variability of surficial sediment types on the Beaufort Shelf based on grain size. *Journal of Marine Systems*, 127: 5-13.
- Jiang, J., Gao, D., DeAngelis, D.L., 2012. Towards a theory of ecotone resilience: coastal vegetation on a salinity gradient. *Theoretical Population Biology*, 82(1): 29-37.
- Johnson, D.S., York, H.H., 1915. The relation of plants to tide-levels. Carnegie Inst., Washington, D. C.
- Johnston, E.L., Roberts, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 157(6): 1745-1752.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

Juanes, J.A., Bidegain, G., Echavarri-Erasun, B., Puente, A., García, A., García, A., Bárcena, J.F., Álvarez, C., García-Castillo, G., 2012. Differential distribution pattern of native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* clam populations in the Bay of Santander (Gulf of Biscay): Considerations for fisheries management. *Ocean & Coastal Management*, 69: 316-326.

K

Kaiser, M.J. Attrill, M.J., Jennings, S., Thomas, D.N., Barnes, D.K.A., 2005. *Marine Ecology: Processes, Systems, and Impacts*. Oxford University Press, New York, 557 pp.

Kelleher, G., Bleakley, C., Wells, S. (Editors), 1995. A global representative system of marine protected areas. Volume 1. Antarctic, Arctic, Mediterranean, Northwest Atlantic, Northeast Atlantic and Baltic. Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank, The World Conservation Union (IUCN).

Kendall, M.S., Miller, T., 2008. The influence of thematic and spatial resolution on maps of a coral reef ecosystem. *Marine Geodesy*, 31: 75-102.

Kennard, M. J., Mackay, S. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., Marsh, N., 2010. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. *River Research and Applications*, 26: 137-156.

Ketchum, B.H., 1951. The flushing of tidal estuaries. *Sewage Ind. Wastes*, 23: 198-209.

Khlebovich, V.V., 1968. Some peculiar features of the hydrochemical regime and the fauna of mesohaline waters. *Marine Biology*, 2: 47-49.

Kim, W.S., Huh, H.T., Huh, S.H., Lee, T.W., 2001. Effects of salinity on endogenous rhythm of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae). *Marine Biology*, 138: 157-162.

Kimmerer, W.J., 2002. Physical, biological, and management responses to variable freshwater flow into the San Francisco estuary. *Estuaries*, 25: 1275-1290.

Kinne, O., 1971. Salinity: animal-invertebrates. In: O. Kinne (Editor), *Marine Ecology*, Vol. 1. Environmental Factors. John Wiley & Sons, New York.

Klijn, F., Udo de Haes, H.A., 1994. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology*, 9(2): 89-104.

- Knudby, A., Newman, C., Shaghude, Y., Muhando, C., 2010. Simple and effective monitoring of historic changes in nearshores environments using the free archive of Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12(1): S116-S122.
- Kohonen, T., 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, 43(1): 59-69.
- Kohonen, T., 2001. Self-organizing maps. Springer, Berlin, 501 pp.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260): 583-621.
- Kurtz, J.C., Detenbeck, N.D., Engle, V.D., Ho, K., Smith, L.M., Jordan, S.J., Campbell, D., 2006. Classifying Coastal Waters: Current Necessity and Historical Perspective. *Estuaries and Coasts*, 29(1): 107-123.
- Kutcher, T.E., Garfield, N.H., Raposa, K.B., 2005. A recommendation for a comprehensive habitat and land use classification system for the National Estuarine Research Reserve System (NERRS), National Estuarine Reserves Division, Draft Report to NOAA/NOS/OCRM, Silver Spring, Maryland.
- Kvaerner, J., Swensen, G., Erikstad, L., 2006. Assessing environmental vulnerability in EIA-The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. *Environmental Impact Assessment Review*, 26: 511-527.
- Kvitek, R., Iampietro, P., Sandoval, E., Castleton, M., Bretz, C., Manouki, T., Green, A., 1999. Final Report Early Implementation of Nearshore Ecosystem Database Project, Institute for Earth Systems Science and Policy, California State University, Monterey Bay.

L

- Lamberthe, S.J., Drapeau, L., Branch, G.M., 2009. The effects of altered freshwater inflows on catch rates of non-estuarine-dependent fish in a multispecies nearshore linefishery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 527-538.

- Lark, R.M., Dove, D., Green, S.L., Richardson, A.E., Stewart, H., Stevenson, A., 2012. Spatial prediction of seabed sediment texture classes by cokriging from a legacy database of point observations. *Sedimentary Geology*, 281: 35-49.
- Laruelle, G.G., Dürr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V., 2010. Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letters*, 37(L15607): 1-6.
- Leathwick, J.R., Whitehead, D., McLeod, M., 1996. Predicting changes in the composition of New Zealand's indigenous forests in response to global warming: a modelling approach. *Environ. Softw.*, 11: 81-90.
- Lee, K.-S., Park, S.R., 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.
- Lefeuvre, J.-C., Bouchard, V., Feunteun, E., Grare, S., Laffaille, P., Radureau, A., 2000. European salt marshes diversity and functioning: The case study of the Mont Saint-Michel bay, France. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 147-161.
- Lester, P.J., Abbott, K.L., Sarty, M., Burns, K.C., 2009. Competitive assembly of South Pacific invasive ant communities. *BMC Ecology*, 9(3): 1-10.
- Lin, T., Xue, X.Z., Cao, X.H., Shen, S.H., 2006. The coastal wetland's ecological functions and its changes under anthropic pressure: A case study in Xiamen, China. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 9(1): 59-65.
- Lisitzin, A.P., 1999. The continental-ocean boundary as a marginal filter in the World Oceans. In: J.S. Gray, W.J. Ambrose and A. Szaniawska (Editors), *Biogeochemical Cycling and Sediment Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 69-103.
- Little, C., 2000. *Biology of habitats. The typology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press, Oxford, 252 pp.
- Long, D., 2006. BGS detailed explanation of seabed sediment modified Folk classification. MESH (Mapping European Seabed Habitats).
- Lorenz, E.N., 1969. Atmospheric predictability as revealed by naturally occurring analogs. *Journal of Atmospheric Sciences*, 26: 636-646.
- Loriente, E., 1988. La vegetación halófila de las marismas de Cantabria, II. *Anales del Instituto de Estudios Agropecuarios*, 10: 9-24.

- Losada, M.A., Medina, R., Desiré, J.M., 1989. The Orio inlet: a case study from the north coast of Spain. *Journal of Coastal Research*, 5: 137-145.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., Moran, E., 2002. Above-ground biomass estimation of successional and mature forests using TM Images in the Amazon basin, *Symposium on Geospatial Theory, Processing and Applications*, Ottawa.
- Lund, K., Wilbur, A.R., 2007. *Habitat Classification Feasibility Study for Coastal and Marine Environments in Massachusetts*, Massachusetts Office of Coastal Zone Management, Boston.

M

- Madden, C.J., Grossman, D.H., Goodin, K.L., 2010. *Coastal and Marine Ecological Classification Standard Version 3.1 (Working Draft)*, Federal Geographic Data Committee, Virginia.
- Maes, J., Van Damme, S., Meire, P., Ollevier, F., 2004. Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology*, 145: 1033-1042.
- Marin, M.G., Moschino, V., Deppieri, M., Lucchetta, L., 2003. Variations in gross biochemical composition, energy value and condition index of *T. philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Aquaculture*, 219: 859-871.
- Markager, S., Sand-Jensen, K., 1992. Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 88: 83-92.
- Marquínez, J., Fernández, E., Sánchez, J.M., Munilla, I., Valderrábano, J., García-Rovés, P., Adrados, L., Nores, C., Bruschi, V., Corral, D.D., Rivas, V., 2003. *Estuarios cantábricos: perspectiva general*, Indurot (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio). Universidad de Oviedo, Oviedo, 174 pp.
- Mathworks, T., 2001. *Inc. MATLAB Version 7.7 (R2008b)*, Massachusetts.
- Matthews, T.G., Fairweather, P.G., 2004. Effect of lowered salinity on the survival, condition and reburial of *Soletellina alba* (Lamarck, 1818) (Bivalvia: Psammobiidae). *Austral Ecology*, 29(3): 250-257.

- Matulla, C. Zhang, X, Wang, X.L., Wang, J., Zorita, E., Wagner, S., von Storch, H., 2008. Influence of similarity measures on the performance of the analog method for downscaling daily precipitation. *Climate Dynamics*, 30: 133-144.
- McCorry, M., Ryle, T., 2009. Saltmarsh Monitoring Project 2007-2008. Final Report (2009). A report for Research Branch, National Parks and Wildlife Service. Environment, Heritage and Local Government. 182 pp.
- McDermid, G.J., Franklin, S.E., LeDrew, E.F., 2005. Remote sensing for large-area habitat mapping. *Progress in Physical Geography*, 29(4): 449-474.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4): 178-185.
- McLusky, D.S., 1971. *Ecology of estuaries*. Heinemann, London.
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2006. *The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management*. Oxford University Press, New York, 214 pp.
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 359-363.
- McMahon, T.A., Vogel, R.M., Peel, M.C., 2007. Global streamflows - Part 1: Characteristics of annual streamflows. *Journal of Hydrology*, 347: 243-259.
- Méar, Y., Poizot, E., Murat, A., Lesueur, P., Thomas, M., 2006. Fine-grained sediment spatial distribution on the basis of a geostatistical analysis: Example of the eastern Bay of the Seine (France). *Continental Shelf Research*, 26: 2335-2351.
- Meilianda, E., Huhn, K., Alfian, D., Bartholomae, A., 2012. Application of multivariate geostatistics to investigate the surface sediment distribution of the high-energy and shallow sandy Spiekeroog Shelf at the German Bight, Southern North Sea. *Open Journal of Marine Science*, 2: 103-118.
- Mendes, C.L.T., Soares-Gomes, A., Tavares, M., 2006. Seasonal and spatial distribution of sublittoral soft-bottom mollusks at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium). *Journal of Coastal Research*, Itajaí, SC, Brazil, pp. 1877-1881.
- MESH, 2008. (Mapping European Seabed Habitats). <http://www.searchmesh.net/>.
- Metzger, M.J., Bunce, R.G.H., Jongman, R.H.G., Müther, C.A., Watkins, J.W., 2005. A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 549-563.

- Monsen, N.E., Cloern, J.E., Lucas, L.V., 2002. A comment on the use of flushing time, residence time, an age as transport time scales. *Limnology and Oceanography*, 47 (5): 1545-1553.
- Monsreud, R.A., Leemans, R., 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*, 62: 275-293.
- Montagna, P.A., Kalke, R.D., 1992. The effect of freshwater inflow on macrofaunal and meiofaunal populations in the Guadalupe and Nueces estuaries, Texas. *Estuaries*, 15: 307-326.
- Morrison, M., Francis, J., 2000. Intertidal flats in estuaries: are they useful to fish? *Water & Atmosphere*, 8(2): 26-28.
- Mount, R., Bricher, P., Newton, J., 2007. National Intertidal/Subtidal Benthic (NISB) Habitat Classification Scheme. Version 1.0, National Land and Water Resources Audit, Hobart, Tasmania. URL: <http://lwa.gov.au/files/products/national-land-and-water-resources-audit/pn21267/pn21267.pdf>
- Muxica, I., Borja, Á., Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6): 16-29.
- Myers, R.L., Ewel, J.J., 1990. *Ecosystem of Florida*. University Press of Florida, Gainesville, FL.

N

- Navedo, J.G., Maseno, J.A., Juanes, J.A., 2007. Updating waterbird population estimates within the East Atlantic flyway: status and trends of migratory waterbirds in Santoña Marshes. *Ardeola*, 54(2): 237-249.
- Nicolas, D., Lobry, J., Lepage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(1): 137-147.
- Noernberg, M.A., Lautert, L.F.C., Araújo, A.D., Marone, E., Angelotti, R., Netor Jr., J.P.B., Krug, L.A., 2006. Remote Sensing and GIS Integration for Modeling the

Paranaguá Estuarine Complex -Brazil. Journal of Coastal Research(Special Issue 39): 1627-1631.

Nybakken, J.W., 1996. Marine biology: an ecological approach. Addison Wesley Longman, New York, 481 pp.

O

Odum, W.E., 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. Annual Review of Ecology and Systematics, 19: 147-176.

O'Higgins, T.C., Ferraro, S.P., Dantin, D.D., Jordan, S.J., Chintala, M.M., 2010. Habitat scale mapping of fisheries ecosystem service values in estuaries. Ecology and Society, 15(4): 7.

Olenin, S., Durcrottoy, J.-P., 2006. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. Marine Pollution Bulletin, 53: 20-29.

Omernik, J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. Annals of the Association of America Geographers, 77: 18-125.

Omernik, J.M., 1995. Ecoregions: a spatial framework for environmental management. In: W.S. Davis and T.P. Simon (Editors), Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 49-62.

Onaindia, M., Navarro, C., 1987. Vegetación de las marismas de Vizcaya. Munibe, 396: 75-80.

Ondiviela, B., Losada, Í.J., Maza, M., Galván, C., Lara, J.L., Bouma, T., van Belzen, J., 2014. The role of seagrasses on coastal protection in a changing climate. Coastal Engineering, 87: 158-168.

Orfila, A., Jordi, A., Basterretxea, G., Vizoso, G., Marbà, N., Duarte, C.M., Werner, F.E., Tintoré, J., 2005. Residence time and *Posidonia oceanica* in Cabrera Archipelago National Park, Spain. Continental Shelf Research, 25, 1339-1352.

Otte, M.L., 2001. What is stress to a wetland plant? Environmental and Experimental Botany, 46: 195-202.

P

- Pakhira, M.K., Bandyopadhyay, S., Maulik, U., 2004. Validity index for crisp and fuzzy clusters. *Pattern Recognition*, 37(3): 487-501.
- Park, Y.-S., Chon, T.-S., Kwak, I.-S., Lek, S., 2004. Hierarchical community classification and assessment of aquatic ecosystems using artificial neural networks. *Science of the Total Environment*, 327(1-3): 105-122.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.
- Peñas, F.J., Juanes, J.A., Galván, C., Medina, R., Castanedo, S., Álvarez, C., Bárcena, J.F., 2013. Estimating minimum environmental flow requirements for well-mixed estuaries in Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 134: 138-149.
- Pennings, S.C., Callaway, R.M., 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology*, 73(2): 681-690.
- Pennings, S.C., Callaway, R.M., 1996. Impact of a parasitic plant on the structure and dynamics of salt marsh vegetation. *Ecology*, 77(5): 1410-1419.
- Perillo, G.M.E., 1995. Definition and geomorphologic classifications of estuaries. In: G.M.E. Perillo (Editor), *Geomorphology and sedimentology of estuaries*. Elsevier Pub. Co., Amsterdam, pp. 17-46.
- Philippart, C.J.M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J.W., Drinkwater, K.F., Hawkins, S.J., Oguz, T., O'Sullivan, G., Reid, P.C., 2011. Impacts of climate change on European marine ecosystems: observations, expectations and indicators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1-2): 52-69.
- Philipps, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.P., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3/4): 231-259.
- Philipps, S.J., Dudík, M., 2009. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161-175.

- Philipps, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling, *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, pp. 655-662.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological Diversity*. John Wiley and Sons, New York, 165 pp.
- Pinto, R., Patrício, J., Magalhaes, J., Salas, F., Marques, J.C., 2010. Assessing estuarine quality under the ecosystem services scope: ecological and socioeconomic aspects. *Ecological Complexity*, 7: 389-402.
- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B.D., Neto, J.M., Marques, J.C., 2008. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9(1): 1-25.
- Pinty, B., Verstraete, M.M., 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. *Vegetatio*, 101(1): 15-20.
- Pittman, S.J., Connor, D.W., Radke, L., Wright, D.J., 2011. Application of Estuarine and Coastal Classifications in Marine Spatial Management. In: E. Wolanski and D.S. McLusky (Editors), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Elsevier, Oxford, England, pp. 163-205.
- Plissock, P., Fuentes-Castillo, T., 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48: 91-79.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- Pont, D., Day, J.W., Hensel, P., Franquet, E., Torre, F., Rioual, P., Ibáñez, C., Coulet, E., 2002. Response scenarios for the deltaic plain of the Rhône in the face of an acceleration in the rate of sea level rise, with a special attention for Salicornia-type environments. *Estuaries*, 25(3): 337-358.
- Poole, H.H., Atkins, W.R., 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of Marine Biology Association U.K.*, 16: 297-394.
- Potter, I.C., Chuwen, B.M., Hoeksema, S.D., Elliott, M., 2010. The concept of an estuary: A definition that incorporates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 497-500.
- Pritchard, D.W., 1955. Estuarine circulation patterns. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 81(717): 1-11.

- Pritchard, D.W., 1960. Lectures on estuarine oceanography. B. Kinsman (Editor), J. Hopkins Univ., 154 pp.
- Pritchard, D.W., 1967. What is an estuary: a physical viewpoint. American Association for the Advancement of Science, 83: 3-5.
- Puente, A., Díaz, R.J., 2008. Is it possible to assess the ecological status of highly natural stressed estuarine environments by macroinvertebrates indices? Marine Pollution Bulletin, 56: 1880-1889.
- Puente, A., Juanes, J.A., García, A., Álvarez, C., Revilla, J.A., Carranza, I., 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. Ecological Indicators, 8: 373-388.
- Purroy, F., González, S., Canales, G., Flor, E., Vega, J.J., García, M.A., Van den Eynde, E., Besada, J.M., 1993. La Reserva Natural de las Marismas de Santoña, Victoria y Joyel, Fundación Cultural Banesto. Colección Patrimonio Medioambiental y Humano. Madrid, 243 pp.

Q

- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A.R., Kerr, Y.H., Sorooshian, S., 1994. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. Remote Sensing of Environment, 48(2): 119-126.

R

- Raffaelli, D., Hawkins, S., 1996. Intertidal Ecology. Chapman & Hall, London, 356 pp.
- Ramos, E., Juanes, J.A., Galván, C., Neto, J.M., Melo, R., Pedersen, A., Scanlan, C., Wilkes, R., van der Bergh, E., Blomqvist, M., Karup, H.P., Heiber, W., Reitsma, J.M., Ximenes, M.C., Silió, A., Méndez, F., González, B., 2012. Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 112: 105-114.

- Ramos, E., Puente, A., Juanes, J.A., Neto, J.M., Pedersen, A., Bartsch, I., Scanlan, C., Wilkes, R., Van den Bergh, E., Ar Gall, E., Melo, R., 2014. Biological validation of physical coastal waters classification along the NE Atlantic region based on macroalgae distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 147: 103-112.
- Remane, A., Schlieper, C., 1971. *Biology of Brackish Water*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Revilla, J.A., Koev, K.N., Díaz, R., Álvarez, C., Roldán, A., 1995. Methods for studying dissolved oxygen levels in coastal and estuarine waters receiving combined sewer overflows. *Water Science Technology*, 32(2): 95-103.
- Rhode, K., 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, 65: 514-527.
- Rice, J., Gjerde, K.M., Ardrón, J., Arico, S., Cresswell, I., Escobar, E., Grant, S., Vierros, M., 2011. Policy relevance of biogeographic classification for conservation and management of marine biodiversity beyond national jurisdiction, and the GOODS biogeographic classification. *Ocean & Coastal Management*, 54(2): 110-122.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wiginton, R., Braun, D.P., 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Ritter, C., Montagna, P.A., Applebaum, S., 2005. Short-term succession dynamics of macrobenthos in a salinity-stressed estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 323: 57-69.
- Rivas, V., Francés, E., Díaz de Terán, J.R., Cendrero, A., 1994. Conservation and restoration of endangered coastal areas: the case of small estuaries in northern Spain. *Ocean & Coastal Management*, 23: 129-147.
- Roelvink, J.A., van Banning, G.K.F.M., 1994. Design and development of DELFT3D and application to coastal morphodynamics. In: A. Verwey, A.W. Minns, V. Babovic and C. Maksimovic (Editors), *Hydroinformatics' 94*, Rotterdam, pp. 451-455.
- Roff, J.C., Taylor, M.E., Laughren, J., 2003. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 77-90.
- Rokitnicki-Wojcik, D., Wei, A., Chow-Fraser, P., 2011. Transferability of object-based rule sets for mapping coastal high marsh habitat among different regions in Georgian Bay, Canada. *Wetlands Ecology and Management*, 19: 223-236.

- Rosa-Filho, J.S., Bemvenuti, C.E., Elliott, M., 2004. Predicting biological parameters of estuarine benthic communities using models based on environmental data. *Brazilian archives of biology and technology*, 47(4): 613-627.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, Proc. Third ERTS-1 Symposium, NASA Goddard, NASA, SP-351, pp. 309-317.
- Ryan, D.A., Heap, A.D., Radke, L., Heggie, D.T., 2003. Conceptual models of Australia's estuaries and coastal waterways: applications for coastal resource management, Geoscience Australia, Record 2003/09.

S

- Saintilan, N., 2009. Biogeography of Australian saltmarsh plants. *Austral Ecology*, 34: 929-937.
- Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Nature*, 102: 243-282.
- Sanders, H.L., 1969. Benthic marine diversity and the stability-time hypothesis. *Brookhaven Symposia in Biology*, 22: 71-87.
- Sanz Elorza, M., Dana Sánchez, E.D., Sobrino Vesperinas, E., 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, 384 pp.
- Schellingerhout, J., 2012. Modelling bio-physical interactions by tube building worms, University of Twente, 54 pp.
- Schenk, F., Zorita, E., 2012. Reconstruction of high resolution atmospheric fields for Northern Europe using analog-upscaling. *Clim. Past.*, 8: 1681-1703.
- Seegerstrale, S.G., (1957). Baltic Sea. *Treatise on Marine Ecology and Palaecology*, Vol. 1 (ed. J.W. Hedgpeth), pp. 751-800. Geological Society of America Memoir 67.
- Sheail, J., Bunce, R.G.H., 2003. The development and scientific principles of an environmental classification for strategic ecological survey in the United Kingdom. *Environmental Conservation*, 30: 147-159.

- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 3-20.
- Silvestri, S., Marani, M., 2004. Salt-marsh Vegetation and Morphology: Basic Physiology, Modelling and Remote Sensing Observations. In: S. Fagherazzi, L. Blum and M. Marani (Editors), *Ecogeomorphology of Tidal Marshes*. American Geophysical Union, Coastal and Estuarine Monograph Series.
- Simas, T., Nunes, J.P., Ferreira, J.G., 2001. Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, 139: 1-15.
- Simmons, H.B., 1955. Some effects of upland discharge on estuarine hydraulics. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 81(Separate 792): 1-20.
- Smith, R.L., Smith, T., 2000. *Ecología*. Addison Wesley.
- Smith, T.J., Duke, N.C., 1987. Physical determinants of inter-estuary variation in a mangrove species richness around the tropical coastline of Australia. *Journal of Biogeography*, 14(1): 9-19.
- Snelder, T.H., Biggs, B.J.F., 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(5): 1225-1239.
- Snelder, T.H., Hughey, K.F.D., 2005. The Use of an Ecologic Classification to Improve Water Resource Planning in New Zealand. *Environmental Management*, 36(5): 741-756.
- Snelder, T.H., Leathwick, J.R., Dey, K.L., Rowden, A.A., Weatherhead, M.A., Fenwick, G.D., Francis, M.P., Gorman, R.M., Grieve, J.M., Hadfield, M.G., Hewitt, J.E., Richardson, K.M., Uddstrom, M.J., Zeldis, J.R., 2006. Development of an Ecologic Marine Classification in the New Zealand Region. *Environmental Management*, 39(1): 12-29.
- Snelder, T.H., Pella, H., Wasson, J.-G., Lamouroux, N., 2008. Definition Procedures Have Little Effect on Performance of Environmental Classifications of Streams and Rivers. *Environmental Management*, 42(5): 771-788.
- Snelgrove, P.V.R., Butman, C.A., 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 32: 111-177.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 2003. *Biometry*. W. H. Freeman and Co., 887 pp.

- Solidoro, C., Bandelj, V., Barbieri, P., Cossarini, G., Umani, S.F., 2007. Understanding dynamic of biogeochemical properties in the northern Adriatic Sea by using self-organizing maps and k-means clustering. *Journal of Geophysical Research*, 112: 1-13.
- Sousa, W.P., 2001. Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities. In: M.D. Bertness, S.D. Gaines and M.E. Hay (Editors), *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, pp. 85-130.
- Spalding, M.D., Agostini, V.N., Rice, J., Grant, S.M., 2012. Pelagic provinces of the world: A biogeographic classification of the world's surface pelagic waters. *Ocean & Coastal Management*, 60: 19-30.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7): 573-583.
- Spanish Environmental Ministry, 2008. ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de Septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. *Boletín Oficial del Estado (BOE)*, núm. 229, 22 de Septiembre de 2008, Spain, pp. 38472-38582.
- Statzner, B., Higler, B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Steemann-Nielsen, E., 1975. *Marine photosynthesis*. Elsevier, Amsterdam, 114 pp.
- Swets, J.A., 1996. *Signal detection theory and ROC analysis in psychology and diagnostics: collected papers*. Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum Associates, 332 pp.

T

- Tagliapietra, D., Sigovini, M., Ghirardini, A.V., 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research*, 60: 497-509.
- Takeoka, H., 1984. Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea. *Continental Shelf Research*, 3(3): 311-326.

- Talke, S.A., Swart, H.E., Schuttelaars, H., 2009. Feedback between residual circulations and sediment distribution in highly turbid estuaries: an analytical model. *Continental Shelf Research*, 29(1): 119-135.
- Tenore, K.R., Zajac, R.N., Terwin, J., Andrade, F., Blanton, J., Boynton, W., Carey, D., Diaz, R., Holland, A.F., Lopez-Jamar, E., Montagna, P., Nichols, F., Rosenberg, R., Queiroga, H., Sprung, M., Whitlatch, R.B., 2006. Characterizing the role benthos plays in large coastal seas and estuaries: A modular approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1): 392-402.
- Thomann, R.V., Mueller, J.A., 1997. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Rowe, Publishers, Inc., Nueva York, NY.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145-147.
- Thrush, S., Hewitt, J.E., Norkko, A., Nicholls, P.E., Funnell, G.A., Ellis, J.I., 2003. Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Marine Ecology Progress Series*, 263: 101-112.
- Thrush, S.F., Schneider, D.C., Legendre, P., Whitlatch, R.B., Dayton, P.K., Hewitt, J.E., Hines, A.H., Cummings, V.J., Lawrie, S.M., Grant, J., Pridmore, R.D., Turner, S.J., McArdle, B.H., 1997. Scaling-up from experiments to complex ecological systems: Where to next? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 216: 243-254.
- Thuiller, W., 2003. BIOMOD - optimizin predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9(10): 1353-1362.
- Todd, M.J., Muneeppeerakui, R., Pumom, D., Azaele, S., Miralles-Wilhelm, F., Rinaldo, A., Rodriguez-Iturbe, I., 2010. Hidrological drivers of wetland vegetation community distribution within Everglades National Park, Florida. *Advances in Water Resources*, 33(10): 1279-1289.
- Tran, L.T., Knight, C.G., O'Neill, R.V., Smith, E.R., O'Connell, M., 2002. Self-Organizing Maps for Integrated Environmental Assessment of the Mid-Atlantic Region. *Environmental Management*, 31(6): 822-835.
- Tyler, J.E., 1968. The Secchi Disc. *Limnology and Oceanography*, 13(1): 1-6.

U

UNEP, 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the Millenium Ecosystem Assessment. UNEP.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H., 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, 422/423: 153-162.

V

Valle, M., Chust, G., del Campo, A., Wisz, M.S., Olse, S.M., Garmendia, J.M., Borja, Á., 2014. Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biological Conservation*, 170: 74-85.

Van Hoey, G., Degraer, S., Vincx, M., 2004. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59: 599-613.

Van Lancker, V., van Heteren, S., Leth, J., Kupschus, S., Coggan, R., Mason, C., Monteys, X., Scott, G., Hardy, D., 2012. Deliverable 10.3. Standardisation and harmonisation in seabed habitat mapping: role and added value of geological data and information. Part B: Sediment characterisation, Pan-European infrastructure for management of marine and ocean geological and geophysical data (Geo-Seas). Natural Environment Research Council and e-infrastructure, pp. 99.

Verfaillie, E., Lancker, V.V., Meirvenne, M.V., 2006. Multivariate geostatistics for the predictive modelling of the surficial sand distribution in shelf seas. *Continental Shelf Research*, 26: 2454-2468.

Vesanto, J., Himberg, J., Alhoniemi, E., Parhankangas, J., 1999. Self-organizing map in Matlab: the SOM Toolbox, *Proceedings of the Matlab Digital Signal Processing Conference 1999*, Espoo, Finland, pp. 35-40.

- Vesanto, J., Himberg, J., Alhoniemi, E., Parhankangas, J., 2000. SOM Toolbox for Matlab 5, Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, Helsinki, Finland, 59 pp.
- Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, A., Haythornthwaite, J., 2003. Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters. Report of CIS WG2.4 (COAST), 119 pp.
- Vincent, C., Heinrich, H., Edwards, A., Nygaard, K., Haythornthwaite, J., 2002. Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters. Produced by: CIS Working Group 2.4 (Coast), Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive, European Commission, 119 pp.
- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R., De Leo, G., 2006. A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). Ecological Modelling, 193: 90-104.

W

- Waide, R.B., Willig, M.R., Steiner, C.F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S.I., Juday, G.P., Parmenter, R., 1999. The relationship between productivity and species richness. Annu. Rev. Ecol. Syst., 30: 257-300.
- Walker, H.J., 2001. When and where rivers meet the sea. Science in China (Series B), 44 Supp.: 10-22.
- Wang, C.F., Hsu, M.H., Kuo, A.Y., 2004. Residence time of the Danshuei River estuary, Taiwan. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 60: 381-393.
- Ward, J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of the American Statistical Association, 58 (301): 236-244.
- Watling, L., Gerken, S., 1998. Coastal Marine Bioregions Map. <http://marine.rutgers.edu/OBIS/biogeo/watling.htm>.
- Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. Journal of Geology, 30: 377-392.

- Westman, W., Panetta, F., Stanley, T., 1975. Ecological studies on reproduction and establishment of the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae). *Australia Journal of Agricultural Research*, 26: 855-870.
- Whelan, M.B., Hume, T.M., Sagar, P.M., Shankar, U., Liefting, R., 2003. Relationship between physical characteristics of estuaries and the size and diversity of wader populations in the North Island of New Zealand. *Notornis*, 50: 11-22.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2011. Ecosystem and biotic classification of estuaries and coasts. In: E. Wolanski and D.S. McLusky (Editors), *Treatise on Estuaries and Coasts*. Elsevier, Amsterdam.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S.J.M., West, R.J., 2012. Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97: 78-90.
- Whittaker, R.H., 1975. *Communities and Ecosystems*. MacMillan Publishing Company, Inc., New York.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A., Root, R.B., 1973. Niche, Habitat, and Ecotope. *The American Naturalist*, 107(955): 321-338.
- Wiens, J.A., 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. In: M.J. Hutchings, E.A. John and A.J.A. Stewart (Editors), *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. Blackwell, Oxford, pp. 9-31.
- Wilkinson, S.N., Young, W.J., DeRose, R.C., 2006. Regionalizing mean annual flow and daily flow variability for basin-scale sediment and nutrient modelling. *Hydrological processes*, 20: 2769-2786.
- Wilkinson, T, Wiken, E., Bezaury-Creel, J., Hourigan, T., Agardy, T., Hermann, H., Janishevski, L., Madden, C., Morgan, L., Padilla, M., 2009. *Marine Ecoregions of North America*, Commission for Environmental Cooperation. Montreal, Canada. 200 pp.
- Williams, D.D., Williams, N.E., 1998. Aquatic insects in an estuarine environment: densities, distribution and salinity tolerance. *Freshwater Biology*, 39: 411-421.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M., Stevens, R.D., 2003. Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology and Evolution, and Systematics*, 34: 273-309.

- Wilson, K.A., Westphal, M.I., Possingham, H.P., Elith, J., 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. *Biological Conservation*, 122: 99-112.
- Wolff, W.J., 1983. Estuarine benthos. *Ecosystems of the world*. Elsevier, Amsterdam, pp. 151-183.
- Woodward, F.I., 1990. The impact of low temperatures in controlling the geographical distribution of plants. *Phil. Trans. R. Soc. Lond., B* 326: 585-593.

X

- Xie, X.L., Beni, G.A., 1991. Validity measure for fuzzy clustering. *IEEE Trans. Pattern Anal. Machine Intell.*, 3(3): 370-379.
- Xie, Y., Sha, Z., Yu, M., 2008. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1): 9-23.

Y

- Yiou, P., Salameh, T., Drobinski, P., Menut, L., Vautard, R., Vrac, M., 2012. Ensemble reconstruction of the atmospheric column from surface pressure using analogues. *Climate Dynamics*, Online publication date: 18-Dec-2012.
- Ysebaert, T., 2000. Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: spatio-temporal patterns at different scales. PhD thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation 16. Brussel, Belgium. 175 pp.
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., Heip, C.H.R., 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 335-355.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Verbeek, H., 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 79-95.

Z

- Zaldívar, J.-M., Cardoso, A.C., Viaroli, P., Newton, A., de Wit, R., Ibañez, C., Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M., Murray, N., 2008. Eutrophication in transitional waters: a review. *Transitional Waters Monographs*, 1: 1-78.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 39-74.
- Zhang, Y., Lu, D., Yang, B., Sun, C., Sun, M., 2011. Coastal Wetland vegetation classification with a Landsat Thematic Mapper image. *International Journal of Remote Sensing*, 32(2): 545-561.
- Zonneveld, I.S., 1994. Basic principles of classification. In: K. F (Editor), *Ecosystem classification for environmental management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 23-47.
- Zorita, E., von Storch, H., 1999. The Analog Method as a Simple Statistical Downscaling Technique: Comparison with More Complicated Methods. *Journal of Climate*, 12: 2474-2489.

ANEJO 1. Caracterización de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo

En este Anejo se proporciona información sobre la localización, caracterización y clasificación de los estuarios del Nordeste Atlántico europeo analizados. En la Figura 1 se muestra su localización y cada uno de ellos se asocia con un número que permite su identificación en la Tabla 1 (Num), donde se describen sus características físico-químicas. Asimismo, en la Tabla 2 se muestra la clasificación de dichos estuarios en función de los tres procedimientos aplicados (criterio de experto, agrupación jerárquica y redes neuronales) y su zonificación en regiones y subregiones.

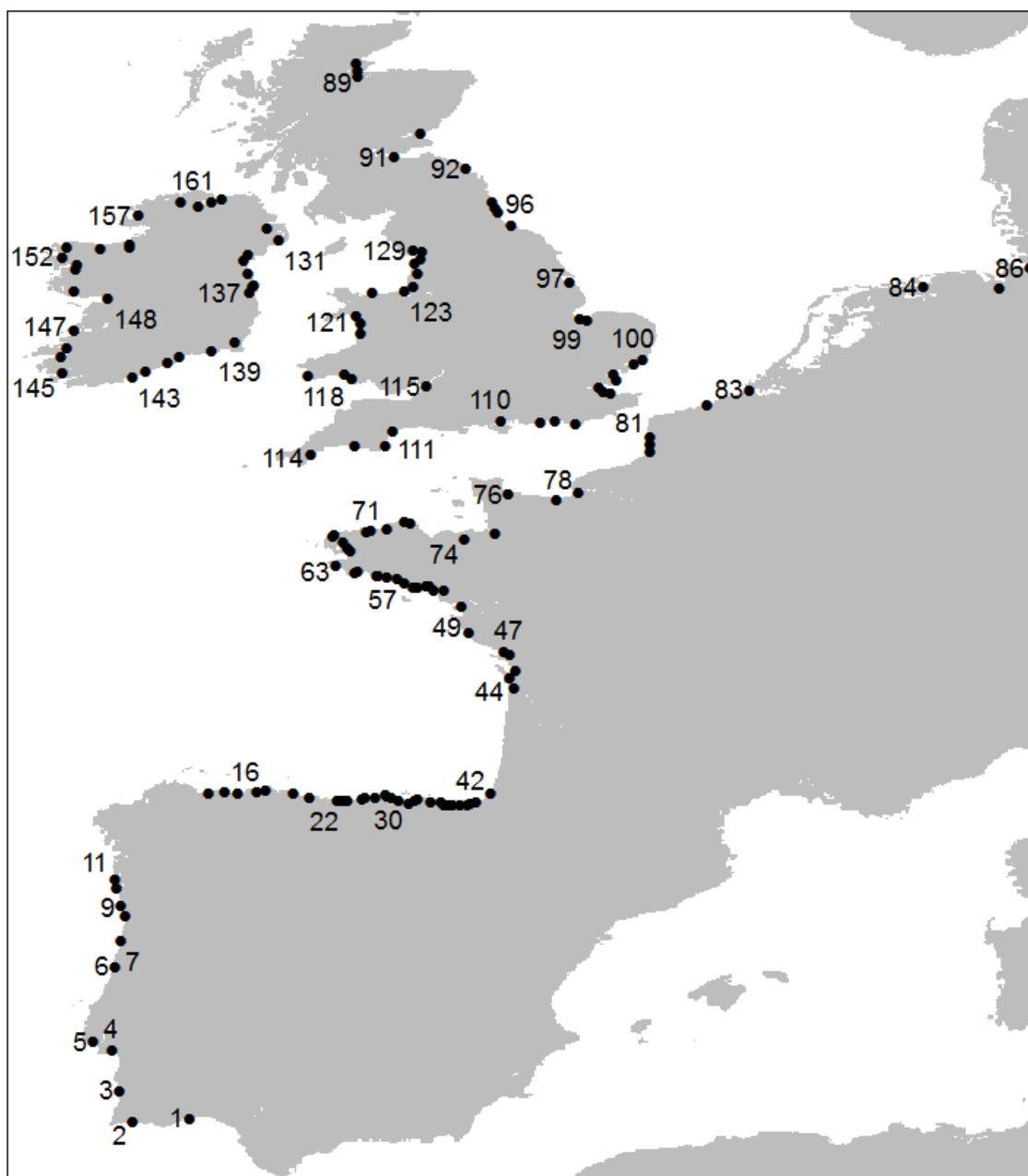


Figura 1. Localización de los 161 estuarios del Nordeste Atlántico europeo clasificados.

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
1	Guadiana	PT	-7.40	37.17	67063	80.0	37.5	3.2	1	17.2	4.1	33.2	1.0
2	Arade	PT	-8.52	37.11	987	7.5	5.0	3.5	2	17.1	5.6	30.7	1.4
3	Mira	PT	-8.79	37.72	1574	2.9	4.7	3.3	2	16.9	5.1	31.6	1.9
4	Sado	PT	-8.92	38.50	7556	40.0	212.4	3.4	2	16.9	4.6	32.3	1.9
5	Tejo	PT	-9.29	38.67	80475	300.0	367.5	3.9	2	16.5	5.3	30.6	2.1
6	Mondego	PT	-8.87	40.14	6670	79.0	8.6	3.5	3	16.1	3.2	32.0	2.2
7	Ria de Aveiro	PT	-8.75	40.64	3429	40.0	120.8	3.2	3	15.8	3.1	30.9	2.1
8	Douro	PT	-8.67	41.15	97419	450.0	7.3	3.5	1	14.8	2.3	29.1	2.0
9	Ave	PT	-8.75	41.34	1390	40.0	1.7	3.5	1	14.8	2.3	29.1	2.1
10	Lima	PT	-8.84	41.68	2480	62.0	11.3	3.5	1	14.4	2.0	28.9	2.3
11	Minho	PT	-8.87	41.86	17081	300.0	24.5	3.5	1	13.5	1.6	27.8	2.3
12	Eo	ES	-7.03	43.54	1023	20.6	12.6	5.0	3	12.6	1.2	26.4	2.2
13	Navia	ES	-6.73	43.55	2586	60.7	3.6	5.0	2	11.9	0.1	26.7	2.2
14	Esva	ES	-6.47	43.55	466	10.7	0.6	5.0	2	12.1	0.1	26.9	2.2
15	Nalón	ES	-6.08	43.56	4903	115.1	8.3	5.0	2	13.1	1.1	27.5	2.2
16	Avilés	ES	-5.93	43.59	199	8.5	8.6	5.0	1	13.6	1.6	27.5	2.2
17	Villaviciosa	ES	-5.39	43.53	170	3.4	7.7	5.0	4	12.8	0.9	27.0	2.1
18	Ribadesella	ES	-5.07	43.46	1287	32.3	2.5	5.0	3	12.8	0.9	26.7	2.1
19	Tina Mayor	ES	-4.51	43.39	1194	33.4	1.2	5.0	4	12.3	0.5	26.3	2.0

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (1)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
20	Tina Menor	ES	-4.47	43.39	431	11.3	1.5	5.0	4	13.8	2.3	26.6	2.0
21	Oyambre	ES	-4.32	43.39	43	<0.5	1.0	5.0	5	13.8	2.3	26.6	2.0
22	San Vicente de la Barquera	ES	-4.39	43.39	111	1.3	4.3	5.0	4	13.8	2.3	26.6	2.0
23	Ría de San Martín de la Arena	ES	-4.03	43.43	1043	24.2	3.4	5.0	5	13.6	2.3	26.2	2.0
24	Ría de Mogro	ES	-3.98	43.44	656	16.0	2.2	5.0	4	14.1	3.1	26.0	2.0
25	Bahía de Santander	ES	-3.78	43.46	508	8.2	23.6	5.0	3	14.1	3.1	26.0	2.0
26	Ría de Ajo	ES	-3.58	43.50	95	1.5	1.3	5.0	4	13.3	2.1	25.8	2.0
27	Marismas de Joyel	ES	-3.54	43.49	8	0.0	0.9	5.0	5	13.3	2.1	25.8	2.0
28	Santoña	ES	-3.45	43.44	740	16.0	18.7	5.0	3	13.5	2.0	26.3	2.0
29	Oriñón	ES	-3.32	43.40	157	3.7	0.6	5.0	5	13.5	2.0	26.3	2.0
30	Barbadun	ES	-3.12	43.35	120	2.9	0.8	4.5	4	12.3	0.2	27.0	2.0
31	Nervion	ES	-3.01	43.38	1783	36.0	21.7	4.5	2	14.0	1.9	27.4	1.9
32	Butroe	ES	-2.95	43.41	172	4.7	1.6	4.5	4	14.0	1.9	27.4	1.9
33	Oka	ES	-2.68	43.36	143	3.6	10.3	4.5	5	14.0	1.9	27.4	1.9
34	Lea	ES	-2.50	43.36	89	1.8	0.5	4.5	4	12.5	0.6	26.8	1.9
35	Artibai	ES	-2.42	43.32	105	2.5	0.5	4.5	2	12.5	0.6	26.8	1.9
36	Deba	ES	-2.36	43.30	522	14.0	0.7	4.5	3	12.5	0.6	26.8	1.9

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
37	Urola	ES	-2.25	43.31	342	8.0	1.0	4.5	3	12.5	0.6	26.8	1.9
38	Oria	ES	-2.13	43.30	863	26.0	2.0	4.5	5	12.7	0.7	27.1	1.9
39	Urumea	ES	-1.98	43.32	275	17.0	1.4	4.5	2	11.9	-0.6	26.9	1.9
40	Oiartzun	ES	-1.93	43.33	75	4.8	1.0	4.5	1	11.9	-0.6	26.9	1.9
41	Bidasoa	ES	-1.79	43.37	713	24.7	7.6	4.5	2	13.7	1.0	27.5	1.8
42	Adour	FR	-1.52	43.53	16861	351.0	11.6	4.0	1	14.0	0.5	28.2	1.8
43	Gironde	FR	-1.06	45.59	82258	960.0	532.9	4.5	1	13.1	-0.6	27.9	1.7
44	Seudre	FR	-1.14	45.80	763	6.0	25.2	5.7	2	13.1	-0.6	27.9	1.6
45	Charente	FR	-1.02	45.94	9526	40.0	24.8	5.0	3	12.9	-0.9	28.0	1.5
46	Sèvre Niortaise	FR	-1.13	46.26	4091	11.6	62.3	7.0	4	12.7	-0.8	27.4	1.7
47	Lay	FR	-1.26	46.30	1984	18.4	7.2	7.0	5	12.8	-0.5	27.1	1.5
48	Vie	FR	-1.95	46.69	389	5.3	0.9	7.0	3	12.6	-0.3	26.7	1.4
49	Loire	FR	-2.08	47.19	117955	890.0	239.0	6.1	2	12.4	-0.4	26.5	1.2
50	Vilaine	FR	-2.42	47.50	10671	73.0	23.0	6.1	2	12.3	0.0	25.8	1.9
51	Penerf	FR	-2.63	47.50	104	0.4	13.9	6.1	2	12.1	0.3	25.0	1.8
52	Noyal	FR	-2.71	47.59	195	0.3	8.8	3.7	2	12.1	0.3	25.0	1.8
53	Vannes	FR	-2.78	47.61	78	1.0	3.9	3.7	5	12.0	0.6	24.4	1.8
54	Auray	FR	-2.95	47.58	341	4.3	4.9	5.3	4	12.0	0.6	24.4	1.8
55	Crac'h	FR	-3.02	47.57	61	0.5	4.1	6.0	4	12.3	1.3	24.1	1.8

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
56	Etel	FR	-3.21	47.64	251	3.7	20.3	5.5	4	12.3	1.3	24.1	2.1
57	Blavet_Scorff	FR	-3.36	47.74	2511	23.8	15.7	5.5	3	11.9	1.2	23.4	2.1
58	Laïta	FR	-3.53	47.76	982	16.0	3.4	5.5	2	12.0	1.6	23.2	2.1
59	Belon	FR	-3.72	47.80	87	2.2	2.1	5.5	4	12.0	1.6	23.2	2.2
60	Aven	FR	-3.74	47.80	214	4.1	1.8	5.5	4	12.0	1.6	23.2	2.2
61	Odet	FR	-4.11	47.87	746	14.8	9.6	5.6	3	12.1	1.9	23.0	2.1
62	Pont l'Abbé	FR	-4.17	47.84	107	1.2	6.8	5.5	4	12.1	1.9	23.0	2.1
63	Goyen	FR	-4.54	48.01	132	2.1	1.6	5.5	4	11.8	1.6	22.7	2.1
64	Aulne	FR	-4.25	48.28	1859	30.7	18.5	7.0	4	11.6	1.3	22.5	2.2
65	Daoulas	FR	-4.30	48.34	99	2.3	4.2	6.6	5	11.6	1.3	22.5	2.2
66	Elorn	FR	-4.40	48.45	362	7.5	7.1	7.0	3	11.6	1.3	22.5	2.2
67	Aber Benoît	FR	-4.61	48.57	206	3.9	4.8	7.5	4	11.6	1.3	22.5	2.0
68	Aber Wrac'h	FR	-4.58	48.61	100	1.7	6.8	7.5	5	11.6	1.3	22.5	2.0
69	Penzé	FR	-3.95	48.66	199	4.2	5.5	8.2	5	11.3	1.1	22.5	1.8
70	Morlaix	FR	-3.85	48.67	323	4.7	13.8	8.2	5	11.3	1.1	22.5	1.8
71	Léguer	FR	-3.55	48.72	489	9.3	1.5	9.2	4	11.3	1.0	22.5	1.5
72	Jaudy	FR	-3.20	48.85	382	4.1	4.5	11.0	4	11.3	0.8	22.9	1.2
73	Trieux	FR	-3.08	48.82	852	8.7	8.2	11.8	4	11.3	0.8	22.9	1.2
74	Rance	FR	-2.04	48.52	1098	6.8	25.4	8.0	4	11.4	-0.5	24.8	0.8

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
75	Mont Saint Michel bay	FR	-1.44	48.64	2705	27.2	42.6	10.0	5	11.4	-0.7	24.9	1.0
76	Veys bay	FR	-1.17	49.39	3455	23.6	31.1	7.0	4	11.4	0.4	23.0	1.1
77	Orne	FR	-0.24	49.27	2948	27.5	5.1	7.0	4	11.2	-0.9	24.6	1.1
78	Seine	FR	0.20	49.44	76501	435.0	197.0	7.0	1	11.1	-0.8	24.0	1.1
79	Somme	FR	1.61	50.24	6562	35.4	40.9	10.0	5	10.4	-1.8	24.2	1.1
80	Authie	FR	1.60	50.38	1110	10.8	10.4	7.2	5	10.7	-1.3	23.8	1.1
81	Canche	FR	1.60	50.52	1402	15.6	6.2	6.9	5	10.6	-1.2	23.3	1.1
82	Ijzer	BE	2.72	51.16	1101	7.0	10.8	5.0	3	10.4	-1.7	23.6	1.2
83	Schelde & Westerschelde	BE & NL	3.54	51.43	21000	104.0	363.7	5.0	2	10.4	-1.9	24.3	1.3
84	Eems-Dollard	NL	6.95	53.45	13000	140.0	100.0	3.5	3	9.1	-4.0	23.9	1.3
85	Weser	DE	8.44	53.42	45211	323.0	60.0	3.6	4	9.3	-4.1	24.5	1.2
86	Elbe	DE	9.03	53.82	143656	725.0	230.0	3.3	3	9.1	-4.2	23.9	1.2
87	Dornoch	UK	-4.14	57.83	1910	38.0	60.9	4.3	4	8.0	-2.5	18.8	1.5
88	Cromarty	UK	-4.10	57.68	1935	59.7	90.9	4.4	3	8.4	-2.4	19.6	1.0
89	Moray_Beauly	UK	-4.12	57.58	3197	138.0	87.8	4.7	3	8.4	-2.4	19.6	1.0
90	Tay	UK	-2.88	56.45	6292	170.0	103.1	3.9	3	8.4	-2.6	20.2	1.4
91	Forth	UK	-3.42	56.00	2386	8.3	86.6	5.8	2	8.0	-3.4	20.0	1.2
92	Tweed	UK	-1.99	55.76	5074	79.2	2.4	4.1	2	8.4	-2.5	20.3	1.3

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
93	Blyth (Northumberland)	UK	-1.50	55.12	352	1.4	1.7	0.8	3	8.8	-2.2	20.9	1.3
94	Tyne	UK	-1.43	55.01	2886	45.0	7.9	4.3	3	8.6	-2.4	21.0	1.3
95	Wear	UK	-1.36	54.92	1181	15.2	2.2	4.3	3	8.6	-2.4	21.0	1.3
96	Tees	UK	-1.12	54.65	1882	20.9	13.5	4.7	3	8.9	-2.4	21.5	1.3
97	Humber	UK	0.04	53.54	24460	159.8	326.6	6.0	2	9.6	-1.6	22.3	1.1
98	Wash	UK	0.22	52.82	15539	48.0	150.2	6.5	5	9.9	-1.9	23.8	1.1
99	Great Ouse	UK	0.36	52.80	8443	38.5	11.9	7.1	5	9.8	-1.9	23.7	1.1
100	Alde & Ore	UK	1.47	52.04	319	2.1	10.9	2.4	1	10.0	-1.7	23.4	1.2
101	Orwell	UK	1.28	51.95	1445	4.2	38.0	4.0	3	10.1	-2.0	24.1	1.1
102	Blackwater_Coln	UK	0.90	51.74	1727	77.0	52.2	4.5	4	10.0	-2.2	24.2	1.1
103	Crouch	UK	0.94	51.62	425	0.6	23.8	4.9	2	10.0	-2.2	24.2	1.1
104	Thames	UK	0.60	51.49	13759	52.0	247.4	6.0	2	10.1	-2.0	23.8	1.1
105	Medway	UK	0.68	51.41	1708	35.0	64.4	4.1	3	10.1	-2.0	23.8	1.1
106	Swale	UK	0.84	51.36	359	0.4	29.9	5.8	4	10.1	-2.0	23.8	1.1
107	Cuckmere	UK	0.15	50.76	182	1.6	0.4	6.0	1	10.4	-1.2	22.7	1.1
108	Adur	UK	-0.25	50.83	396	6.0	1.4	5.3	2	10.3	-1.3	22.8	1.1
109	Arun	UK	-0.54	50.80	974	11.1	1.4	5.2	1	10.3	-1.5	22.9	1.2
110	Test	UK	-1.31	50.83	1961	11.7	30.9	4.5	2	10.5	-1.4	23.2	1.2
111	Exe	UK	-3.44	50.64	1507	41.0	17.9	4.1	4	10.3	-0.5	21.7	1.5

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
112	Dart	UK	-3.56	50.33	464	12.6	8.3	4.3	2	10.3	-0.5	21.7	1.4
113	Tamar	UK	-4.17	50.35	1681	21.9	30.2	4.7	3	10.3	-0.1	20.9	1.3
114	Fal	UK	-5.04	50.18	413	2.8	12.6	4.6	2	11.0	1.1	20.8	1.5
115	Severn	UK	-2.76	51.50	21148	103.0	547.9	7.2	2	10.2	-1.5	22.7	1.3
116	Loughor	UK	-4.22	51.65	397	10.0	95.2	6.9	5	10.2	-0.4	21.0	1.5
117	Tywi	UK	-4.38	51.74	2048	23.8	22.1	6.4	4	10.1	-0.2	20.5	1.5
118	Cleddau	UK	-5.10	51.70	724	11.6	21.0	8.3	2	10.4	0.6	20.1	1.5
119	Dovey	UK	-4.05	52.54	673	26.2	14.3	2.0	5	8.3	-2.8	20.3	1.6
120	Mawddach	UK	-4.05	52.73	365	15.0	10.0	4.2	5	8.8	-2.1	20.2	1.3
121	Glaslyn	UK	-4.15	52.90	347	15.1	16.0	4.3	5	8.8	-2.1	20.2	1.2
122	Conwy	UK	-3.84	53.33	585	20.5	15.5	6.0	4	8.1	-3.0	19.8	1.2
123	Dee	UK	-3.21	53.37	2131	41.7	109.3	7.6	5	8.6	-3.1	21.2	1.0
124	Mersey	UK	-3.03	53.45	4275	30.0	80.2	8.9	4	9.9	-1.9	22.5	1.0
125	Ribble	UK	-2.96	53.71	1973	41.1	45.8	7.9	5	9.7	-2.0	21.8	1.0
126	Wyre	UK	-3.00	53.92	390	6.8	6.3	6.7	5	9.4	-2.1	21.4	0.9
127	Lune	UK	-2.88	54.00	1122	36.9	3.0	9.6	3	9.4	-2.1	21.4	0.9
128	Kent	UK	-2.85	54.14	652	9.0	98.0	9.9	5	8.4	-2.9	20.8	1.0
129	Leven	UK	-3.03	54.17	487	43.5	29.2	9.4	5	7.6	-3.8	20.0	1.0
130	Lagan	UK	-5.88	54.60	607	8.9	0.3	3.7	2	9.1	-1.3	20.1	1.1

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
131	Quoile	UK	-5.67	54.36	215	4.3	0.6	3.9	3	9.5	-0.8	20.1	1.1
132	Newry	UK	-6.26	54.09	297	5.4	2.9	5.2	4	9.0	-1.8	20.4	1.0
133	Dundalk bay	IR	-6.33	53.98	750	4.2	36.1	5.1	4	9.5	-1.3	20.8	0.9
134	Boyne	IR	-6.25	53.72	2713	34.7	3.2	3.1	3	9.6	-1.2	20.9	0.9
135	Rogerstown	IR	-6.13	53.50	100	1.0	3.0	4.4	5	9.4	-1.6	21.0	1.0
136	Broadmeadow	IR	-6.17	53.46	176	2.7	3.3	4.3	4	9.4	-1.6	21.0	1.0
137	Liffey	IR	-6.25	53.35	1332	34.0	5.0	3.3	1	9.4	-1.6	21.0	1.0
138	Slaney	IR	-6.52	52.36	1910	27.8	20.0	1.8	3	10.0	-0.3	20.2	1.4
139	Suir	IR	-6.96	52.19	9240	82.8	50.4	4.0	2	9.9	-0.5	20.6	1.8
140	Colligan	IR	-7.60	52.09	134	2.2	10.6	3.9	3	9.7	-0.5	20.3	1.7
141	Munster	IR	-7.84	51.97	3322	77.0	12.8	3.8	3	9.8	-0.5	20.3	1.7
142	Cork harbour	IR	-8.26	51.80	1496	25.9	15.5	4.0	4	10.5	0.6	20.3	1.8
143	Bandon	IR	-8.53	51.69	617	15.0	7.1	3.8	2	10.3	0.2	20.5	2.1
144	Inner Kenmare	IR	-9.93	52.10	354	10.0	3.8	3.2	5	10.2	-0.1	20.0	2.7
145	Castlemaine	IR	-9.90	51.77	1258	39.5	6.4	3.3	4	9.9	-0.3	19.8	2.7
146	Tralee bay	IR	-9.81	52.26	112	0.3	111.0	4.4	5	10.2	-0.1	20.0	2.7
147	Shannon	IR	-9.67	52.59	15093	161.4	239.8	4.5	2	10.2	-0.4	20.4	2.7
148	Dunbulcaun bay	IR	-8.99	53.22	487	2.0	2.0	4.7	4	10.0	-0.9	20.7	2.7
149	Camus bay	IR	-9.66	53.36	202	2.7	12.3	4.5	3	9.7	-0.8	20.0	2.7

Tabla 1. (Continúa)

Num	Estuario	Estado	Longitud (grados decimales)	Latitud (grados decimales)	Área de la cuenca de drenaje (km ²)	Caudal medio anual del río (m ³ /s)	Área del estuario (km ²)	Carrera de marea máxima (m)	Superficie intermareal (¹)	Tª media del aire (°C)	Tª mínima (P5%) del aire (°C)	Tª máxima (P95%) del aire (°C)	Altura ola significante (m)
150	Westport bay	IR	-9.64	53.80	125	3.0	15.3	4.1	4	9.2	-1.1	19.5	2.9
151	Newport bay	IR	-9.61	53.89	281	6.1	9.3	4.1	3	9.2	-1.1	19.5	2.9
152	Tullaghan bay	IR	-9.90	54.04	584	5.7	17.2	3.4	4	9.7	-0.4	19.3	3.1
153	Sruwaddacon bay	IR	-9.81	54.22	255	2.8	8.4	3.4	5	9.7	-0.4	19.3	3.1
154	Moy	IR	-9.14	54.20	2093	55.3	7.4	3.6	4	9.4	-1.2	19.9	2.6
155	Ballysadare bay	IR	-8.58	54.22	693	15.5	8.7	3.7	5	9.0	-1.9	20.2	2.5
156	Sligo bay	IR	-8.58	54.29	452	90.0	88.2	3.9	5	9.0	-1.9	20.2	2.5
157	Gweebarra	IR	-8.39	54.85	141	5.8	8.3	3.7	5	9.1	-1.3	19.5	2.7
158	Swilly	IR	-7.57	55.13	671	2.1	61.3	4.0	3	9.3	-0.5	19.1	2.7
159	Faughan	UK	-7.24	55.04	3271	8.3	34.5	2.4	3	9.2	-0.6	19.0	2.1
160	Roe	UK	-6.99	55.11	387	9.3	0.8	2.2	5	9.0	-0.9	19.1	2.1
161	Bann	UK	-6.77	55.16	5811	108.5	2.5	2.0	4	9.0	-0.9	19.1	1.6

(¹) Clases de estuario en función de la proporción de superficie intermareal con respecto al área total: 1) 0-20%; 2) 20-40%; 3) 40-60%; 4) 60-80%; 5) 80-100%.

Tabla 1. Características físico-químicas de los 161 estuarios del Nordeste Atlántico clasificados.

Estuario	Estado	Sistema de clasificación						Zonificación	
		Criterio experto	Agrupación jerárquica				Redes neuronales	Región	Subregión
			n=3	n=5	n=7	n=9			
Guadiana	PT	A	1	1	5	4	4	B	B.1
Arade	PT	B2(3)	1	1	5	4	4	B	B.1
Mira	PT	B2(3)	1	1	5	4	4	B	B.1
Sado	PT	B2(3)	1	1	5	4	4	B	B.1
Tejo	PT	A	3	5	3	7	4	B	B.1
Mondego	PT	B1(3)	1	1	5	4	4	B	B.1
Ria de Aveiro	PT	B1(3)	1	1	5	4	4	B	B.1
Douro	PT	A	1	1	5	4	4	B	B.1
Ave	PT	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.1
Lima	PT	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.1
Minho	PT	A	1	1	5	4	4	B	B.1
Eo	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Navia	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Esva	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Nalón	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Avilés	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Villaviciosa	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Ribadesella	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Tina Mayor	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Tina Menor	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Oyambre	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
San Vicente de la Barquera	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Ría de San Martín de la Arena	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Ría de Mogro	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Bahía de Santander	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Ría de Ajo	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Marismas de Joyel	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Santoña	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Oriñón	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Barbadun	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Nervion	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Butroe	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Oka	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Lea	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Artibai	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Deba	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Urola	ES	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2

Tabla 2. (Continúa)

Estuario	Estado	Sistema de clasificación						Zonificación	
		Criterio experto	Agrupación jerárquica				Redes neuronales	Región	Subregión
			n=3	n=5	n=7	n=9			
Oria	ES	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Urumea	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Oiartzun	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Bidasoa	ES	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Adour	FR	A	1	1	5	4	4	B	B.2
Gironde	FR	A	3	5	4	8	2	B	B.2
Seudre	FR	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Charente	FR	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Sèvre Niortaise	FR	B1(2)	1	2	2	6	1	B	B.2
Lay	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Vie	FR	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Loire	FR	A	3	5	4	8	2	B	B.2
Vilaine	FR	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Penerf	FR	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Noyal	FR	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Vannes	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Auray	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Crac'h	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Etel	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Blavet_Scorff	FR	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Laïta	FR	B2(2)	1	1	5	3	4	B	B.2
Belon	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Aven	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Odet	FR	B1(2)	1	1	5	3	3	B	B.2
Pont l'Abbé	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Goyen	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Aulne	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Daoulas	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Elorn	FR	B1(2)	1	2	2	6	3	B	B.2
Aber Benoît	FR	B1(2)	1	2	2	6	1	B	B.2
Aber Wrac'h	FR	B1(2)	1	2	2	6	5	B	B.2
Penzé	FR	B1(2)	1	2	2	6	1	A	
Morlaix	FR	B1(2)	1	2	2	6	1	A	
Léguer	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Jaudy	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Trieux	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Rance	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Mont Saint Michel bay	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A	

Tabla 2. (Continúa)

Estuario	Estado	Sistema de clasificación					Zonificación	
		Criterio experto	Agrupación jerárquica				Redes neuronales	Región Subregión
			n=3	n=5	n=7	n=9		
Veys bay	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Orne	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Seine	FR	A	3	5	4	8	2	A
Somme	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Authie	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Canche	FR	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Ijzer	BE	B1(2)	2	4	7	2	2	A
Schelde & Westerschelde	BE & NL	A	3	5	3	7	2	A
Eems-Dollard	NL	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Weser	DE	A	2	4	7	2	1	A
Elbe	DE	A	3	5	4	8	2	A
Dornoch	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A
Cromarty	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Moray_Beauly	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Tay	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Forth	UK	B2(1)	2	4	7	2	2	A
Tweed	UK	B2(1)	2	4	7	1	2	A
Blyth (Northumberland)	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Tyne	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Wear	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Tees	UK	B1(1)	2	4	7	2	2	A
Humber	UK	A	3	5	3	7	2	A
Wash	UK	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Great Ouse	UK	B1(2)	2	3	6	9	1	A
Alde & Ore	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A
Orwell	UK	B1(2)	2	4	7	2	2	A
Blackwater_Coln	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A
Crouch	UK	B2(1)	2	4	7	1	2	A
Thames	UK	B2(2)	3	5	3	7	2	A
Medway	UK	B1(2)	2	4	7	2	2	A
Swale	UK	B1(2)	2	4	7	2	1	A
Cuckmere	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A
Adur	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A
Arun	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A
Test	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A
Exe	UK	B1(2)	2	4	7	2	1	A
Dart	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A

Tabla 2. (Continúa)

Estuario	Estado	Sistema de clasificación						Zonificación	
		Criterio experto	Agrupación jerárquica				Redes neuronales	Región	Subregión
			n=3	n=5	n=7	n=9			
Tamar	UK	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Fal	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A	
Severn	UK	A	3	5	3	7	2	A	
Loughor	UK	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Tywi	UK	B1(2)	2	4	7	2	1	A	
Cleddau	UK	B2(2)	2	3	6	9	2	A	
Dovey	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A	
Mawddach	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A	
Glaslyn	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A	
Conwy	UK	B1(1)	2	4	7	2	1	A	
Dee	UK	B1(1)	2	3	6	9	1	A	
Mersey	UK	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Ribble	UK	B1(2)	2	3	6	9	1	A	
Wyre	UK	B1(1)	2	3	6	9	1	A	
Lune	UK	B1(1)	2	3	6	9	1	A	
Kent	UK	B1(1)	2	3	6	9	1	A	
Leven	UK	B1(1)	2	3	6	9	1	A	
Lagan	UK	B2(2)	2	4	7	1	2	A	
Quoile	UK	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Newry	UK	B1(2)	2	4	7	2	1	A	
Dundalk bay	IR	B1(2)	2	4	7	2	1	A	
Boyne	IR	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Rogerstown	IR	B1(2)	2	4	7	2	1	A	
Broadmeadow	IR	B1(2)	2	4	7	2	1	A	
Liffey	IR	B2(2)	2	4	7	1	2	A	
Slaney	IR	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Suir	IR	B2(2)	2	4	7	2	2	A	
Colligan	IR	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Munster	IR	B1(2)	2	4	7	2	2	A	
Cork harbour	IR	B1(2)	2	4	7	2	5	B	B.3
Bandon	IR	B2(2)	2	4	7	2	4	B	B.3
Inner Kenmare	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Castlemaine	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Tralee bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Shannon	IR	B2(2)	3	5	3	7	3	B	B.3
Dunbulcaun bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Camus bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Westport bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Newport bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3

Tabla 2. (Continúa)

Estuario	Estado	Sistema de clasificación						Zonificación	
		Criterio experto	Agrupación jerárquica				Redes neuronales	Región	Subregión
			n=3	n=5	n=7	n=9			
Tullaghan bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Sruwaddacon bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Moy	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Ballysadare bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Sligo bay	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Gweebarra	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Swilly	IR	B1(2)	1	2	1	5	5	B	B.3
Faughan	UK	B1(2)	2	4	7	2	2	B	B.3
Roe	UK	B1(2)	2	4	7	2	5	B	B.3
Bann	UK	B1(2)	2	4	7	2	1	A	

Tabla 2. Clasificación de los 161 estuarios del Nordeste Atlántico estudiados según los tres procedimientos aplicados (criterio de experto, agrupación jerárquica y redes neuronales) y zonificación en regiones y subregiones.

ANEJO 2. Bases de datos biológicas

En este Anejo se presentan las bases de datos biológicas con información sobre la composición de macroinvertebrados bentónicos de fondo blando en los estuarios de Cantabria (Tabla 1) y, concretamente, en diferentes estaciones de las Marismas de Santoña (Tablas 2 y 3). También se muestran las bases de datos de la vegetación estuarina de Cantabria (Tabla 4) y de la composición y distribución de diferentes especies de interés marisquero en Santoña (Tablas 5 y 6).

TAXONES	ESTUARIOS										
	TM	TN	SV	OY	MO	BS	AJ	JO	VI	MS	OR
<i>Abra alba</i>			31			43				47	
<i>Abra spp</i>		4	4			9				4	
<i>Abra tenuis</i>	4	4	46	36	18	29	5	17	70	14	4
<i>Acanthocardia paucicostata</i>						4				6	
<i>Ampelisca brevicornis</i>						11				4	
<i>Ampharetidae</i>	12	130	11	97		28	4			8	106
<i>Amphipoda</i>			8								
<i>Amphitrite spp</i>										8	
<i>Ampithoe rubricata</i>						4					
<i>Annelida</i>		8	22	4		4	4				
<i>Antalis spp</i>						4				7	
<i>Aoridae</i>						16					
<i>Aphroditacea</i>			6							5	
<i>Apseudes latreillei</i>						16					
<i>Arabella iricolor</i>						4					
<i>Arenicola spp</i>				6		8	12				
<i>Bathyporeia spp</i>							8				4
<i>Bittium reticulatum</i>			56			150		4		32	
<i>Bivalvia</i>						4					
<i>Callianassa subterranea</i>											20
<i>Callianassa tyrrehena</i>						9	38				14
<i>Calyptrea chinensis</i>						8				8	
<i>Capitella capitata</i>							16	176			4
<i>Capitellidae</i>		16	4	9		69	15	26		50	20
<i>Caprella spp</i>			4			4					
<i>Carabidae</i>								4			
<i>Carcinus maenas</i>	4	6	12	12	7	9	12	19		10	13
<i>Cardiidae</i>		9	12	6	6	17	13	13		84	32
<i>Caulleriella spp</i>			4								
<i>Cerastoderma edule</i>		5	10	8	6	9	4	4		36	11
<i>Chamelea striatula</i>						4					
<i>Chironomidae</i>	8		4	12		4		763	80		
<i>Cirolanidae</i>						4					
<i>Cirratulidae</i>			4	4		155				4	
<i>Cirriformia spp</i>						4					
<i>Clibanarius erythropus</i>			4								
<i>Clymenura clypeata</i>						15				4	
<i>Coleoptera</i>				4		4					

Tabla 1. (Continúa)

TAXONES	ESTUARIOS										
	TM	TN	SV	OY	MO	BS	AJ	JO	VI	MS	OR
<i>Corbula gibba</i>						42					
<i>Corophium arenarium</i>					61					12	
<i>Corophium spp</i>			6		13	5				8	
<i>Crangon crangon</i>		17	10	8	4	26		4		6	4
<i>Crangon spp</i>		4			4			4			
<i>Crangonidae</i>										4	
<i>Cumacea</i>						4				4	
<i>Cyathura carinata</i>	84	44	21	47	63	76	112	22		13	21
<i>Cyclope neritea</i>						9				18	
<i>Decapoda</i>										4	
<i>Dentalium vulgare</i>						4					
<i>Digitaria digitaria</i>						4					
<i>Diogenes pugilator</i>						64				4	
<i>Diopatra neapolitana</i>			4			12				11	
<i>Diptera</i>			4	4						4	
<i>Divaricella divaricata</i>						6				21	
<i>Dolichopodidae</i>	43	12	37	30	52	17	45	26		16	11
<i>Dosinia exoleta</i>						8					
<i>Dosinia lupinus</i>						4				17	
<i>Dosinia spp</i>						4					
<i>Dynamene bidentata</i>						8					
<i>Dytiscidae</i>			8								
<i>Elophila spp</i>					4						
<i>Eriopterini</i>	4										
<i>Erycinacea</i>						6				4	
<i>Eteone spp</i>						4				6	4
<i>Eulalia spp</i>						4				4	
<i>Eunicida</i>			4			4	4			4	
<i>Gammaridae</i>						4				4	
<i>Gammarus locusta</i>						47		12		80	
<i>Gammarus spp</i>			12			4					
<i>Gibbula spp</i>			4			14				6	
<i>Glycera alba</i>						4					
<i>Glycera convoluta</i>			4	4		9	4	7		14	4
<i>Glycera rouxi</i>						10					
<i>Glycera spp</i>						10				5	8
<i>Glycera unicornis</i>						7				12	
<i>Glyceridae</i>						4					
<i>Gyge branquialis</i>										4	
<i>Haminoea navicula</i>						6				4	
<i>Hediste diversicolor</i>	96	48	54	40	117	88	100	99	4	10	29
<i>Heterochaeta costata</i>	12										4
<i>Hyalidae</i>			4					492			
<i>Hydrobia ulvae</i>	33	18	229	50	192	311	332	9		740	487
<i>Hydroschendyla submarina</i>			10		8			4			4
<i>Idotea balthica</i>		4				36				7	
<i>Idotea chelipes</i>			4			41		4		47	
<i>Idotea granulosa</i>						8					

Tabla 1. (Continúa)

TAXONES	ESTUARIOS										
	TM	TN	SV	OY	MO	BS	AJ	JO	VI	MS	OR
<i>Idotea neglecta</i>										4	
<i>Idotea pelagica</i>						4					
<i>Idotea spp</i>			4			6				10	
<i>Irus irus</i>						4					
<i>Jasmineira spp</i>						4					
<i>Lepidochitona cinerea</i>						4				7	
<i>Lepidoptera</i>										4	
<i>Leptocheirus pilosus</i>										8	
<i>Leptosynapta inhaerens</i>										8	
<i>Leucothoe incisa</i>						8					
<i>Leucothoe spp</i>						4					
<i>Limoniinae</i>			4	8	4			39			
<i>Liocarcinus arcuatus</i>						8				15	
<i>Littorina spp</i>			11							5	
<i>Lophogastrida</i>			4	4	19	22	6	14		4	
<i>Loripes lacteus</i>		6	82			126		6		165	4
<i>Lucinoma borealis</i>						15					
<i>Lumbrineris latreilli</i>										4	
<i>Lunatia pullchella</i>						8					
<i>Lutraria lutraria</i>										4	
<i>Lutraria spp</i>						13				4	
<i>Maldanidae</i>			32			26				45	
<i>Mangelia powisiana</i>						4					
<i>Marphysa belli</i>						83				8	
<i>Marphysa fallax</i>						4					
<i>Megalomma vesiculosum</i>						4					
<i>Melinna palmata</i>			84	4		82				34	
<i>Melita palmata</i>	4		9	6	4	8		178		9	6
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>			11			56				14	
<i>Microdeutopus spp</i>			8			8				8	
<i>Microdeutopus stationis</i>										8	
<i>Modiolus modiolus</i>										11	
<i>Musculus costulatus</i>										8	
<i>Mya arenaria</i>										5	
<i>Mysella bidentata</i>			4							6	
<i>Mytilidae</i>										8	
<i>Nassarius pygmaeus</i>						9	8			40	
<i>Nassarius reticulatus</i>			9			36	4			23	
<i>Nematoda</i>										4	
<i>Nemertea</i>			4			9				10	
<i>Neolepton spp</i>				18							
<i>Nephtys cirrosa</i>						6					15
<i>Nephtys hombergii</i>		12	70	5	12	32	10	6		74	24
<i>Nephtys spp</i>				4	4	4				8	
<i>Nereididae</i>	4		4			4				4	
<i>Nereis irrorata</i>						5					
<i>Nereis spp</i>		4	4			4		4		4	
<i>Notomastus spp</i>						98				50	

Tabla 1. (Continúa)

TAXONES	ESTUARIOS										
	TM	TN	SV	OY	MO	BS	AJ	JO	VI	MS	OR
<i>Nucula spp</i>										4	
<i>Odostomia spp</i>										4	
<i>Oenonidae</i>										4	
<i>Oligochaeta</i>											
<i>Ommatoiulus sabulosus</i>			4								
<i>Opisthobranchia</i>						4					
<i>Orbinia foetida</i>						15				4	4
<i>Orbinia spp</i>			4				8			5	
<i>Orbiniidae</i>						6				4	
<i>Ostracoda</i>						4					
<i>Owenia fusiformis</i>		4	4			5				15	
<i>Palaemon spp</i>		23	4		8	4	4	4		4	4
<i>Palaemonetes varians</i>										4	
<i>Palaenomidae</i>										4	
<i>Pandoracea</i>										8	
<i>Paragnathia formica</i>				180	12						
<i>Paraonis lyra</i>						8	4			4	
<i>Patella spp</i>			4								
<i>Pectinaria koreni</i>			4							6	
<i>Perinereis cultrifera</i>				4		5				4	
<i>Perinereis marionii</i>						4					
<i>Phoronida</i>						32				5	
<i>Phtisica marina</i>	4					6				4	
<i>Phyllodoce spp</i>						4	4			8	16
<i>Phyllodocidae</i>			8			4	4			6	
<i>Pinnotheres pisum</i>										4	
<i>Platynereis dumerilii</i>						16					
<i>Polychaeta</i>						8					
<i>Polydora spp</i>						4					
<i>Portunidae</i>										4	
<i>Prionospio spp</i>											
<i>Processa spp</i>						11				6	
<i>Pseudopolydora antennata</i>										4	
<i>Rissoa parva</i>						8				4	
<i>Rissoa spp</i>			4			12				15	
<i>Sabellidae</i>						8				4	
<i>Scoloplos armiger</i>						4					
<i>Scrobicularia plana</i>	97	109	24	46	32	83	64	53		98	62
<i>Siphonoecetes kroyeranus</i>										243	
<i>Siphonoecetes spp</i>										4	
<i>Sipuncula</i>										4	
<i>Solen marginatus</i>						4				26	
<i>Sphaeroma spp</i>					4	8				4	
<i>Spionidae</i>		4	4		4	6	20	4		8	
<i>Staphylinidae</i>								242			
<i>Syllidae</i>										4	
<i>Tabanidae</i>									12		
<i>Tanaidae</i>						4					

Tabla 1. (Continúa)

TAXONES	ESTUARIOS										
	TM	TN	SV	OY	MO	BS	AJ	JO	VI	MS	OR
<i>Tanais dulongii</i>	4					176				4	
<i>Tapes pullastra</i>						4				7	
<i>Tapes rhomboides</i>						4					
<i>Tellina spp</i>			4			11	11			4	7
<i>Tellina tenuis</i>						4				4	20
<i>Terebella lapidaria</i>			135								
<i>Terebellidae</i>			4								
<i>Thracia spp</i>										18	
<i>Thyasira flexuosa</i>										4	
<i>Tipulidae</i>										4	
<i>Upogebia deltaura</i>										4	
<i>Upogebia pusilla</i>				8			4			6	
<i>Upogebia spp</i>						4		4			
<i>Upogebia stellata</i>				6						4	
<i>Urothoe poseidonis</i>			4				34				
<i>Urothoe spp</i>						4					
<i>Veneridae</i>						88				41	
<i>Venerupis aurea</i>						24				14	
<i>Venerupis decussata</i>			10	6	4	11		5		24	12
<i>Venerupis philippinarum</i>		4				18				32	

Tabla 1. Densidad media (años 2005, 2006 y 2007) de los macroinvertebrados bentónicos (nº de individuos/m²) en los estuarios de Cantabria (TM: Tina Mayor; TN: Tina Menor; SV: San Vicente; OY: Oyambre; MO: Mogro; BS: Bahía de Santander; AJ: Ajo; JO: Joyel; VI: Victoria; MS: Marismas de Santoña; OR: Oriñón).

ESTACIÓN	Coord. X *	Coord. Y *
MS01	462332	4810808
MS03	461460	4810279
MS05	460157	4808447
MS07	462543	4808497
MS08	461493	4807433
MS09	463136	4806878
MS11	462395	4805917
MS12	462511	4804112
MS12b	462219	4803577
MS13	465358	4801994
MS14	461928	4812297
MS15	462049	4809817

* European Datum 1950 / UTM Zone 30N

Tabla 2. Localización espacial de las estaciones de muestreo de macroinvertebrados bentónicos en las Marismas de Santoña

TAXÓN	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
<i>Abra alba</i>	5	44	4		5	14	4					4
<i>Abra spp</i>					1							
<i>Abra tenuis</i>	60	13			29		32	8				
<i>Acanthocardia paucicostata</i>												
<i>Actinopterygii</i>							1					
<i>Ampelisca brevicornis</i>												
<i>Ampharetidae</i>							4	8				
<i>Amphipoda</i>					7	2						
<i>Amphitrite spp</i>												
<i>Annelida</i>			3									
<i>Antalis spp</i>												
<i>Aonides oxycephala</i>												1
<i>Aonides spp</i>		1										
<i>Aphroditacea</i>	2											
<i>Apseudes latreillei</i>												5
<i>Arenicola marina</i>					4							
<i>Arenicola spp</i>					1							
<i>Bittium reticulatum</i>	2	4		11	23	3	3					1
<i>Bivalvia</i>		2				2						
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>												3
<i>Calyptrea chinensis</i>		2										
<i>Capitellidae</i>		5	2	1	10		1	16	4		5	
<i>Cardiidae</i>	2	8	2	4		85	8					5
<i>Cerastoderma edule</i>	36	5		3	8	60	5	2				13
<i>Chamelea striatula</i>				1								
<i>Chironomidae</i>		2			2	3						
<i>Cirratulidae</i>	1	65					1	5				
<i>Clymenura clypeata</i>		1		17		2						12
<i>Corbula gibba</i>												1
<i>Corophium arenarium</i>												
<i>Corophium spp</i>				2		1	7					1
<i>Corophium volutator</i>	144											
<i>Crangon crangon</i>												
<i>Crangonidae</i>												
<i>Cumacea</i>												
<i>Cyathura carinata</i>			2	2			6	117	264	53		9
<i>Cyclope neritea</i>	3				7	3						5
<i>Diopatra neapolitana</i>	20	4	2	9		6	2					4
<i>Diptera</i>												
<i>Divaricella divaricata</i>		1		23								58
<i>Dolichopodidae</i>	16				12				16			
<i>Dosinia lupinus</i>				7								5
<i>Drilonereis filum</i>												2

Tabla 3. (Continúa)

TAXÓN	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
<i>Ensis ensis</i>				1								
<i>Entovalva perrieri</i>		1										
<i>Erycinacea</i>												
<i>Eteone spp</i>												3
<i>Eulalia spp</i>												
<i>Eunicida</i>												
<i>Euspira pulchella</i>				1								
<i>Gammaridae</i>												
<i>Gammarus locusta</i>			3									
<i>Gammarus spp</i>			4									
<i>Gibbula spp</i>						1						
<i>Glycera convoluta</i>	3	1	2	3				2				
<i>Glycera spp</i>		1		3		3	1		4			6
<i>Glycera unicornis</i>		3		4		4						4
<i>Glyceridae</i>												
<i>Gyge branquialis</i>												
<i>Haminoea navicula</i>		5							4			
<i>Hediste diversicolor</i>	8		47	1	3	1	5	53	344	32	16	
<i>Heteromastus filiformis</i>	3	21		9	5	29	4	106	112			
<i>Holothuroidea</i>												1
<i>Hydrobia ulvae</i>	77	3	12	2	1192	285	44	348	1504	629	4688	3
<i>Idotea balthica</i>	1				4	3						17
<i>Idotea chelipes</i>												
<i>Idotea neglecta</i>												
<i>Idotea spp</i>												4
<i>Iphinoe spp</i>	1	3										
<i>Lepidochitona cinerea</i>												
<i>Lepidoptera</i>												
<i>Leptocheirus pilosus</i>		1		2		1						
<i>Leptosynapta inhaerens</i>		3		4								
<i>Leucothoe spp</i>												1
<i>Limoniinae</i>								3				
<i>Littorina spp</i>					4							
<i>Lophogastrida</i>												
<i>Loripes lacteus</i>	9	89		184	13	153						165
<i>Lucinoma borealis</i>												10
<i>Lumbrineris impatiens</i>												
<i>Lumbrineris latreilli</i>												
<i>Lumbrineris spp</i>	1											
<i>Lutraria angustior</i>												3
<i>Lutraria lutraria</i>												
<i>Lutraria spp</i>												
<i>Magelona alleni</i>				1								

Tabla 3. (Continúa)

TAXÓN	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
<i>Magelona filiformis</i>				1								
<i>Maldanidae</i>	14	62		4		83	2					23
<i>Marphysa belli</i>				3								
<i>Melinna palmata</i>	319	209	4	66		5	3					2
<i>Melita palmata</i>			7		4	3	3	4				
<i>Microdeutopus anomalus</i>					1							
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>					8		2					
<i>Microdeutopus spp</i>					15							
<i>Microdeutopus stationis</i>												
<i>Modiolus modiolus</i>						1						
<i>Musculus costulatus</i>												
<i>Mya arenaria</i>					1	13						
<i>Mya spp</i>							1		4			
<i>Mysella bidentata</i>		1				3						3
<i>Mytilidae</i>												
<i>Mytilus edulis</i>												
<i>Nassarius pygmaeus</i>	1	1		3		9						5
<i>Nassarius reticulatus</i>	20	25	9	13	2	44						23
<i>Nematoda</i>												
<i>Nemertea</i>				1								
<i>Nephtyidae</i>												
<i>Nephtys cirrosa</i>												2
<i>Nephtys hombergii</i>	71	118	6	18	19	73	250	53	16			17
<i>Nephtys spp</i>				12								11
<i>Nereididae</i>				1								
<i>Nereis spp</i>											5	
<i>Notomastus spp</i>	5	196		4								71
<i>Nucula spp</i>												
<i>Odostomia spp</i>												
<i>Oenonidae</i>												1
<i>Oligochaeta</i>												
<i>Ophiuroidea</i>												1
<i>Orbinia foetida</i>				15								40
<i>Orbinia spp</i>		1										
<i>Orbiniidae</i>	1											
<i>Owenia fusiformis</i>				26		10						20
<i>Oweniidae</i>		1										
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>				2								
<i>Pandoracea</i>												
<i>Paraonis lyra</i>				4								7
<i>Parvicardium exiguum</i>						1						
<i>Parvicardium ovale</i>				3								
<i>Parvicardium scabrum</i>												1

Tabla 3. (Continúa)

TAXÓN	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
<i>Parvicardium spp</i>		1										
<i>Pectinaria koreni</i>												
<i>Pectinaria spp</i>	1	1										
<i>Peloscolex benedeni</i>		1	4		24		39	2	4			
<i>Perinereis cultrifera</i>												
<i>Phoronida</i>	4	1		1								20
<i>Phtisica marina</i>												
<i>Phyllodoce spp</i>		8		1								4
<i>Phyllodocidae</i>												
<i>Pinnotheres pisum</i>												
<i>Plagiocardium papillosum</i>		2										
<i>Platynereis dumerilii</i>						2						
<i>Polychaeta</i>					2							
<i>Polydora spp</i>												
<i>Polynoidae</i>		1										
<i>Portunidae</i>												
<i>Pseudopolydora antennata</i>												
<i>Rissoa parva</i>						1						
<i>Rissoa spp</i>						7	2	3				
<i>Sabellidae</i>												
<i>Scoloplos armiger</i>				3								
<i>Scrobicularia plana</i>	23	1			12	101	18	337	320	107	11	
<i>Sigalionidae</i>												1
<i>Siphonoecetes kroyeranus</i>												
<i>Siphonoecetes spp</i>		9		4								1
<i>Sipuncula</i>												
<i>Solen marginatus</i>	24	46		26		24	3					17
<i>Sphaeroma spp</i>												
<i>Spionidae</i>							4					
<i>Spisula subtruncata</i>												1
<i>Syllidae</i>												
<i>Tanaidacea</i>												
<i>Tanais dulongii</i>												
<i>Tapes pullastra</i>		2										
<i>Tapes rhomboides</i>						1						
<i>Tellina donacina</i>				1								
<i>Tellina incarnata</i>						2						
<i>Tellina spp</i>												
<i>Tellina tenuis</i>												1
<i>Terebella lapidaria</i>	9											
<i>Thracia phaseolina</i>				11								9
<i>Thracia spp</i>						9						4
<i>Thyasira flexuosa</i>												

Tabla 3. (Continúa)

TAXÓN	MS-1	MS-3	MS-5	MS-7	MS-8	MS-9	MS-11	MS-12	MS-12b	MS-13	MS-14	MS-15
<i>Tipulidae</i>												
<i>Upogebia deltaura</i>												
<i>Upogebia pusilla</i>												
<i>Upogebia stellata</i>												
<i>Urothoe poseidonis</i>												3
<i>Veneridae</i>												
<i>Venerupis aurea</i>	1	6		27		2						13
<i>Venerupis decussata</i>	32	16		5	15	36	4					2
<i>Venerupis philippinarum</i>	16			1	5	8			4			

Tabla 3. Composición de macroinvertebrados bentónicos (nº individuos/m²) en las estaciones de muestreo de las Marismas de Santoña (Tabla 2).

TAXONES	ESTUARIOS											
	AJ	BS	JO	MO	MS	OR	OY	SB	SV	TM	TN	VI
<i>Fucus</i> spp.	0.03	0.87		0.39	6.91	0.03	0.60		34.81		0.20	
<i>Ascophyllum nodosum</i>	0.07			0.03			0.09		1.35		0.14	
<i>Ulva</i> spp.	0.62	8.01	0.30	0.04	8.30	0.20	0.05		10.43			
<i>Gracilaria</i> sp.	0.53	0.26		0.26	0.62							
<i>Bostrychia scorpioides</i>					1.81				4.15			
<i>Enteromorpha</i> spp. ⁽¹⁾	1.24	6.87	0.43	0.04	11.09	0.73	3.18	4.01	11.96	0.82	1.17	
<i>Algas pardas</i>					1.96					0.84		
<i>Zostera marina</i>					86.75							
<i>Nanozostera noltii</i>	0.002	205.31	0.07	1.52	109.99	0.69		1.85	13.62		6.13	
<i>Spartina</i> spp.	1.51		1.73	0.37	40.17	0.10	0.0001	0.002	13.73		3.71	
<i>Salicornia</i> spp.	0.07	0.22	0.24	0.24	30.15	0.28	1.43	10.20	0.07			
<i>Suaeda maritima</i>	0.0009											
<i>Sarcocornia</i> spp.	1.74		0.54	0.42	6.36	0.62	0.09	1.03	0.03		0.004	
<i>Hallimione portulacoides</i>	3.57	3.21	0.20	1.87	7.41	0.38	1.71	1.92	3.34	0.0001	0.09	
<i>Juncus</i> spp.	3.15	2.25	1.26	3.69	39.34	2.78	5.23	13.94	6.30	0.63	2.05	0.08
<i>Inula crithmoides</i>	0.05	0.07	0.17		0.78	0.18			0.35			
<i>Carex</i> spp.	0.0001	0.17	0.03									0.01
<i>Scirpus</i> spp.		0.03	0.002		0.05	0.23						
<i>Phragmites australis</i>	0.13	10.63	4.54	3.91	23.10	0.67	0.38	2.16	0.01	3.47	0.06	23.46
<i>Baccharis halimifolia</i>	0.00	4.41	0.65	0.82	14.00	1.07	26.40	1.32	0.02	0.01	2.96	6.13

⁽¹⁾ Actualmente todas las especies pertenecientes al género *Enteromorpha* se catalogan como pertenecientes al género *Ulva*.

Tabla 4. Área (ha) ocupada por las diferentes especies de vegetación estuarina caracterizadas en el año 2005 en los estuarios de Cantabria.

Estación	Coord. X*	Coord. Y*	Batimetría (m)	Salinidad (p50%) (‰)	Tiempo de emersión (%)	Fricción de fondo (N/m ²)	Arenas (%)	Fangos (%)	Coef. de dispersión (m ² /s)	Tipo salino
MS01	462207	4809870	0,4	30,1	57,2	0,8	75,9	22,5	0,3	2
MS02	462127	4810169	-0,9	26,7	21,7	1,9	72,1	26,5	0,2	1
MS03	461839	4810093	-0,6	26,4	20,1	0,7	69,7	29,0	0,2	1
MS04	462282	4810295	-0,6	28,5	31,1	1,3	73,1	25,6	0,1	1
MS05	461976	4809318	-2,2	26,7	2,1	1,8	78,2	20,0	0,2	1
MS06	460890	4809204	-1,3	25,4	7,8	0,5	66,6	31,5	0,1	1
MS07	461762	4809242	-1,8	26,5	2,0	2,3	77,1	21,2	0,2	1
MS08	461672	4809870	-1,8	26,3	1,4	0,8	67,4	31,2	0,1	1
MS 9	463255	4808172	-2,2	21,1	2,9	0,9	77,9	20,3	0,2	5
MS09	461412	4810461	-1,6	25,8	13,8	0,6	64,2	34,5	0,1	1
MS10	461331	4810706	-0,8	25,5	23,2	1,1	57,8	41,0	0,0	1
MS10	459778	4808508	-2,3	26,3	4,3	0,5	64,7	32,2	0,2	2
MS11	462319	4811020	-0,8	27,2	24,7	0,4	57,5	41,4	0,1	1
MS12	462482	4811086	-2,0	27,4	6,5	0,2	59,2	39,7	0,1	2
MS13	462057	4811037	-0,1	27,4	21,2	0,4	51,3	47,6	0,0	2
MS14	461934	4812253	1,4	27,1	69,6	1,9	28,2	70,4	0,0	2
MS15	461991	4812151	0,6	27,4	29,4	2,1	32,3	66,3	0,0	2
MS16	462454	4804193	-1,0	2,7	11,0	0,3	40,4	58,3	0,2	4
MS17	462868	4805546	0,2	9,4	22,4	1,0	49,6	48,7	0,3	2
MS18	462880	4805756	1,6	12,4	88,5	0,4	50,0	48,3	0,2	2
MS19	462685	4806554	-3,5	8,3	0,0	1,9	77,9	19,0	0,3	4
MS20	462491	4806652	-1,9	8,8	5,8	0,8	41,7	56,5	0,3	4
MS21	462707	4807859	-1,5	20,1	5,6	0,8	66,1	31,8	0,2	5
MS22	462759	4808609	-2,1	22,9	0,4	1,1	74,9	22,6	0,3	5
MS23	462705	4808322	-2,0	21,8	0,6	0,9	70,0	27,6	0,3	5
MS24	463372	4808881	-1,4	25,1	10,3	1,0	78,8	19,4	0,3	5
MS25	462062	4806621	-0,5	12,5	30,7	0,7	34,0	64,3	0,3	3
MS26	461844	4806953	-0,4	13,9	37,3	0,6	44,0	54,3	0,3	2
MS27	462196	4807389	-2,5	17,7	3,0	0,8	53,0	45,2	0,2	1
MS28	461558	4807454	-0,2	15,7	44,1	0,7	56,2	42,1	0,2	2
MS29	462360	4807976	-2,9	20,5	2,2	0,8	61,2	36,6	0,2	5
MS30	462125	4808524	-0,5	23,4	28,1	0,8	72,4	25,4	0,3	1
MS31	461343	4808339	-1,2	21,7	16,8	0,4	64,1	34,2	0,2	1
MS32	461628	4808289	-0,6	19,7	28,3	0,6	65,0	33,3	0,2	1
MS33	462534	4808953	-1,3	25,7	7,8	1,5	78,1	19,7	0,3	1
MS34	461921	4808846	-1,2	25,8	12,9	0,9	75,6	22,5	0,3	1
MS35	461399	4809014	-2,5	25,9	3,0	1,4	70,7	27,6	0,2	1
MS36	460890	4808838	-0,9	25,6	16,0	0,7	65,2	32,8	0,2	1
MS37	460661	4808267	-1,1	25,7	15,5	0,5	62,8	35,3	0,2	1
MS38	460523	4808492	-1,7	25,6	11,1	0,4	65,7	32,2	0,2	1

Tabla 5. (Continúa)

Estación	Coord. X*	Coord, Y*	Batimetría (m)	Salinidad (P50%) (‰)	Tiempo de emersión (%)	Fricción de fondo (N/m ²)	Arenas (%)	Fangos (%)	Coef. de dispersión (m ² /s)	Tipo salino
MS41	459440	4808878	-2,0	26,6	16,8	0,8	58,5	37,3	0,1	2
MS42	459134	4808329	-0,1	27,4	8,0	0,4	61,8	34,3	0,1	2
MS43	462157	4810359	2,4	30,6	75,1	0,7	69,5	29,2	0,1	2
MS50	462277	4806070	-0,6	8,0	9,4	0,7	31,4	66,8	0,4	4
MS51	462590	4807158	-2,1	13,0	2,5	0,9	62,2	36,0	0,2	5
MS52	463319	4804046	-2,2	0,3	0,2	2,6	55,0	43,6	0,3	4
MS53	462359	4810054	-1,4	27,4	8,5	0,7	74,4	24,1	0,3	1
MS54	462429	4809904	-1,4	27,7	10,8	0,7	71,6	26,8	0,3	1
MS55	462487	4809745	-1,6	27,5	4,3	0,9	70,2	28,1	0,3	1
MS56	463246	4808621	-2,0	23,2	2,2	1,1	72,6	25,5	0,3	5
MS57	463239	4808404	-2,0	22,2	2,6	0,9	70,9	27,1	0,2	5
MS58	462815	4808794	-2,3	24,0	0,5	1,8	74,4	23,2	0,3	5
MS59	462713	4809112	-2,5	25,7	0,1	1,9	76,0	21,9	0,3	5
MSTI1	462044	4811351	-0,8	27,0	29,0	0,4	54,3	44,6	0,0	2
MSTI2	462391	4809629	-1,3	27,6	15,2	1,0	73,4	24,8	0,3	1
MSTI3	461935	4809655	-1,6	26,7	19,8	0,9	75,7	22,7	0,2	1
MSTI4	462199	4809454	-1,0	27,2	18,9	1,5	77,0	21,3	0,3	1
MSTI5	462379	4810700	-1,2	27,3	11,5	0,7	63,1	35,7	0,1	1
MSTI6	460156	4808141	-0,5	26,0	35,1	0,4	64,8	32,8	0,1	2
MSTI7	461598	4807881	-0,6	18,1	18,2	0,6	65,3	33,0	0,2	1

* European Datum 1950 / UTM Zone 30N

Tabla 5 Características físico-químicas de las estaciones de muestreo de las especies de interés marisquero.

Estación	<i>Ruditapes decussatus</i>	<i>Ruditapes philippinarum</i>	<i>Solen marginatus</i>	Cangrejillo	<i>Diapatra neapolitana</i>	<i>Arenicola marina</i>	<i>Sipunculus nudus</i>
MS01	0,6	0	9,1	6,1	0,8	0	
MS02	0,9	0,3	-	1,5	-	-	
MS03	0,7	0,1	5,4	2,1	0,3	0	
MS04	-	-	14,2	-	-	-	
MS05	0,4	0,1	0	0,3	5	0	
MS06	0	0	6	-	1,6	0	
MS07	0,1	0,3	5,7	6,8	1,9	0	
MS08	0,2	0,3	-	-	-	-	

Tabla 6. (Continúa)

Estación	<i>Ruditapes decussatus</i>	<i>Ruditapes philippinarum</i>	<i>Solen marginatus</i>	Cangrejillo	<i>Diapatra neapolitana</i>	<i>Arenicola marina</i>	<i>Sipunculus nudus</i>
MS 9	0,2	0,1	4	8,1	0,8	10,1	
MS09	0	0	10,5	10,3	0,7	0	
MS10	0	0	8,9	0	0,6	0	
MS10	0,2	0,4	37,8	0	3,7	0	
MS11	2,2	3,3	6,4	1,5	8,2	0	
MS12	5,8	7,9	11	14,6	4,3	0	
MS13	0	0	-	-	-	-	
MS14	0	0	-	-	-	-	
MS15	0	0	-	-	-	-	
MS16	0,7	0,7	-	-	-	-	
MS17	2,6	2,4	-	-	0,5	0,2	
MS18	2,6	2,3	-	-	0,1	0,2	
MS19	0	0	6,6	2	0	0	
MS20	0	0	-	-	2,6	0	
MS21	0	0	0	-	-	-	
MS22	0	0	4,1	-	-	-	
MS23	0	0	10,5	-	-	-	
MS24	0	0,1	2,1	1,4	1,7	4,4	
MS25	2,1	3,7	-	0	-	-	
MS26	1,3	1,2	-	-	0	0,9	
MS27	0,1	0	0,1	1,7	0,2	0	
MS28	2,3	5,4	-	-	0,2	3,9	
MS29	0	0,2	4,4	-	-	-	
MS30	0,4	0	1,7	8,1	3,1	9,8	
MS31	2,4	0	5	4,5	0	3,5	
MS32	0,3	1,3	-	-	4,3	0	
MS33	0	0	2,4	6,5	2	0	
MS34	0,8	0,6	-	5,8	0,8	0	
MS35	0,9	0,5	2,3	7	3,1	2,4	
MS36	0,2	0,2	-	-	0,3	0	-
MS37	-	-	-	-	2,5	0	-
MS38	-	-	7,3	-	-	-	-
MS41	1,4	0,6	6,4	0	6,4	0	-
MS42	1,1	0,8	18,9	-	27	0	-
MS43	1,4	0	1,9	6,6	1,1	2,9	-
MS50	2,5	4,7	-	-	-	-	-
MS51	0,6	0,1	-	-	-	-	-
MS52	0	0,9	-	-	-	-	-
MS53	0	0	-	-	-	-	-
MS54	0,9	0	-	-	-	-	-
MS55	0,1	0	-	-	-	-	-

Tabla 6. (Continúa)

Estación	<i>Ruditapes decussatus</i>	<i>Ruditapes philippinarum</i>	<i>Solen marginatus</i>	Cangrejillo	<i>Diapatra neapolitana</i>	<i>Arenicola marina</i>	<i>Sipunculus nudus</i>
MS56	0,1	0,4	-	-	-	-	-
MS57	0,3	0,3	-	-	-	-	-
MS58	0	0	-	-	-	-	-
MS59	0	0	-	-	-	-	-
MSTI1	-	-	-	-	-	-	0,1
MSTI2	-	-	-	-	-	-	0,3
MSTI3	-	-	-	-	-	-	0,3
MSTI4	-	-	-	-	-	-	0,0
MSTI5	-	-	-	-	-	-	0
MSTI6	-	-	-	-	-	-	0,3
MSTI7	-	-	-	-	-	-	0,1

“ - ” estación no muestreada

Tabla 6. Composición y densidad (nº individuos/m²) de las especies de interés marisquero en las diferentes estaciones de muestreo localizadas en las marismas de Santoña (Tabla 5).

ANEJO 3. Calibración del modelo numérico DELFT3D

Para caracterizar las condiciones hidrodinámicas y salinas, en dos dimensiones, del estuario se empleó el modelo numérico Delft3D desarrollado por WL/Delft Hydraulics (Holanda). Se trata de un modelo que consta de varios módulos integrados que permiten simular el flujo hidrodinámico (Delft3D-FLOW) y el transporte de sustancias, entre otros (Roelvink and van Banning, 1994). Dicho programa de simulación hidrodinámica multi-dimensional (2D o 3D) resuelve las ecuaciones generales del movimiento para aguas someras (Deltares, 2009):

- Ecuación de continuidad que representa la ley de conservación de la masa.
- Ecuación de la cantidad de movimiento del fluido (ecuaciones RANS, *Reynolds-averaged Navier-Stokes equations*).
- Ecuación de transporte, por ejemplo para la salinidad.

Tiene en cuenta forzamientos debidos a factores meteorológicos, marea, aportes fluviales, oleaje y variaciones de densidad, y consta de herramientas específicas para la generación de las mallas batimétricas y para la gestión de los datos resultantes del modelo.

La malla batimétrica de la zona de estudio requerida por el modelo se construyó con el módulo Delft3D-GRID (Delft3D-RGFGRID y Delft3D-QUICKIN). Se generó una malla ortogonal curvilínea de 16757 celdas cuyos límites abarcaban la superficie del estuario y la zona costera adyacente hasta una profundidad de aproximadamente 70 m (Figura 1). Se interpolaron los valores de profundidad en cada uno de los nodos de la malla a partir de la información batimétrica de detalle (resolución espacial de 5x5 m) obtenida con una sonda durante una campaña en barco realizada en 1992. La técnica de interpolación seleccionada fue el promediado de los puntos más próximos al nodo en los cuales se dispone de información real. Esta técnica de interpolación resultó apropiada para este caso ya que el número de mediciones reales es superior al número de nodos de la malla (Deltares, 2011).

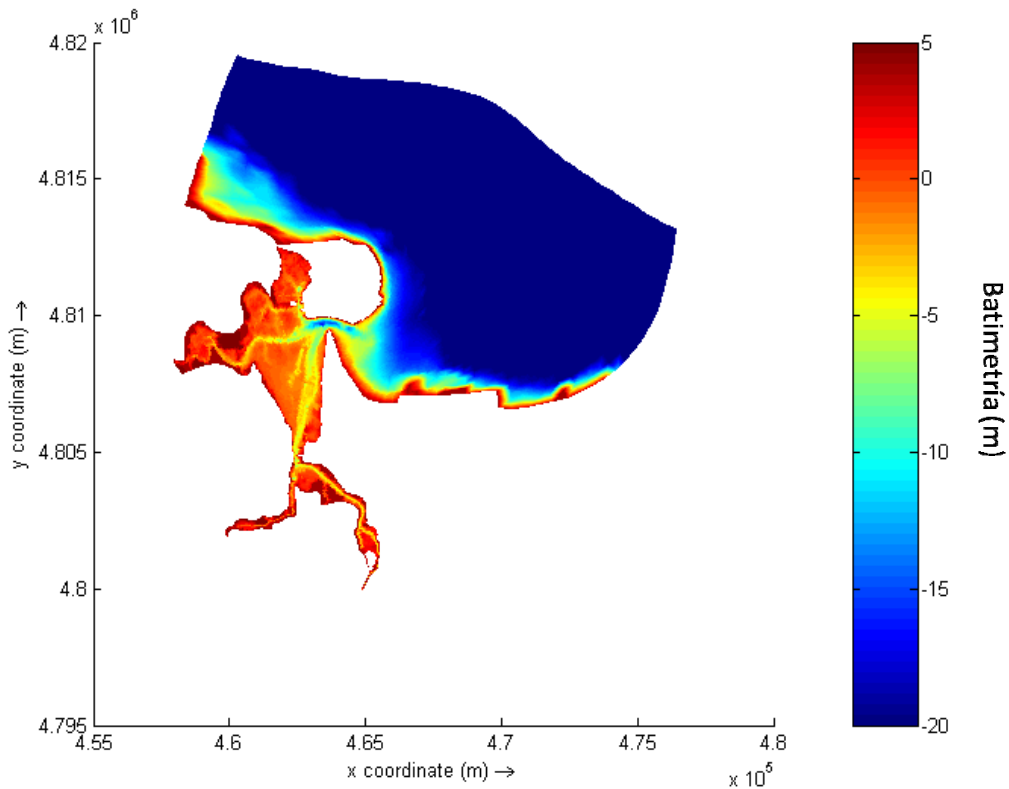


Figura 1. Malla batimétrica de las marismas de Santoña referenciada al nivel medio del mar en Santander.

Calibración hidrodinámica

Para la calibración del modelo en el interior de las marismas de Santoña se disponía de datos medidos de niveles en dos estaciones de muestreo (Naútico y Limpias), una situada cerca de la bocana y la otra cerca del río (CHN, 1999) (Figura 2). El registro de los niveles del agua se realizó cada 5 minutos desde el 12 hasta el 28 de Noviembre de 1997. También se midieron las velocidades de la corriente en seis estaciones (1-6) durante un ciclo de marea viva (13/11/1997) y durante otro de marea muerta (26/11/1997), en los momentos de bajamar, pleamar y media marea vaciante y llenante. Por otro lado, se consideraron tres forzamientos para introducir en el modelo como condiciones de contorno: los caudales fluviales, la marea y el viento. Para ello, se obtuvo la serie de datos correspondiente al caudal del río Asón (GESHA, 2005b), se modelaron los niveles de la marea y se calculó la intensidad y dirección del viento en las fechas anteriormente mencionadas (Figura 3). Los niveles de marea se simulaban a partir de las componentes armónicas extraídas de los registros del mareógrafo de Santander (Puertos del Estado, www.puertos.es). Los campos de viento se obtuvieron de SeaWind HR, que es un reanálisis atmosférico regional de alta resolución que proporciona información de viento a escala horaria durante las últimas décadas (IH Cantabria, 2009).

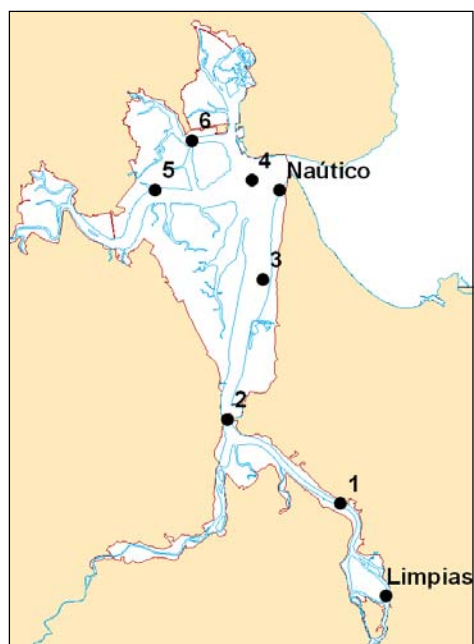


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo de la campaña oceanográfica.

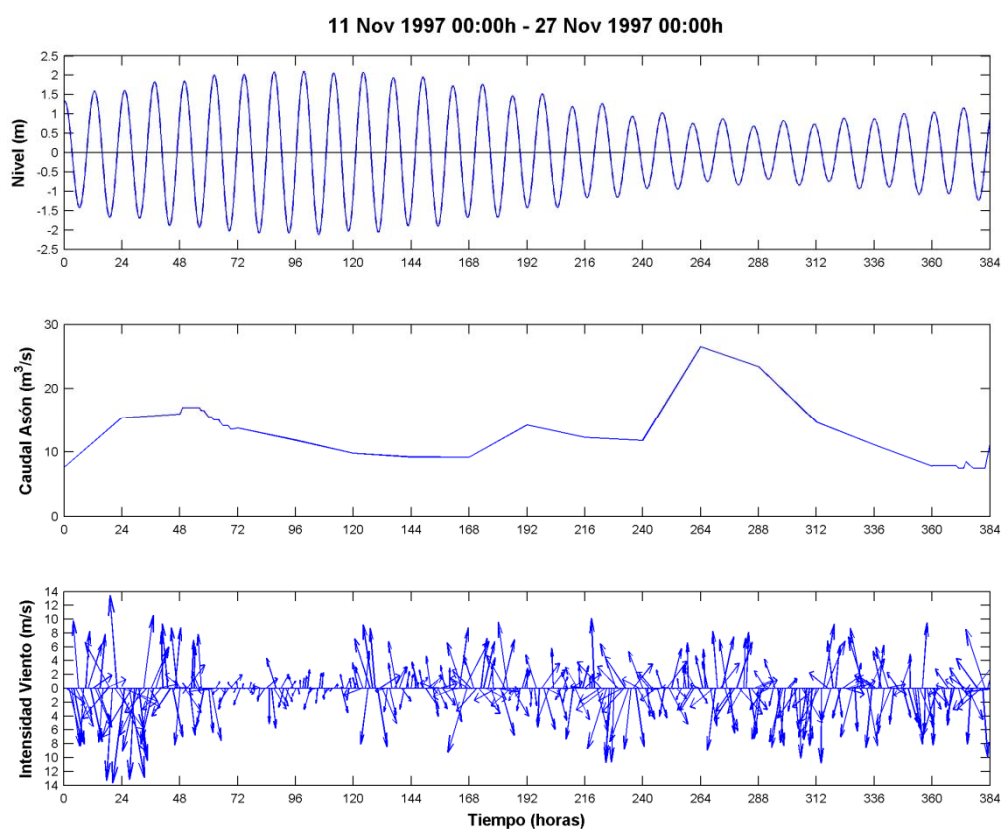


Figura 3. Caudales de río, niveles de marea e intensidad y dirección del viento durante la campaña oceanográfica de las marismas de Santoña.

En total, se analizaron un total de 17 situaciones en función de diferentes combinaciones de valores de dos parámetros físicos de calibración: 1) coeficiente de fricción de fondo, Chezy o Manning, y 2) coeficiente de viscosidad de remolino (Tabla 1). El ajuste entre los datos medidos y simulados se valoró, para cada caso, a través de diferentes funciones que calculan (Tabla 2):

- la desviación (BIAS).
- correlaciones: el coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) y el coeficiente de eficiencia del modelo (CE).
- precisión: el error relativo (Er) y el error cuadrático medio (RMS).

C	M	V	Naútico				Limpas					
			BIAS (m)	r	CE	RMS	Er (%)	BIAS (m)	r	CE	RMS	Er (%)
35		4	-0.0550	0.9982	0.9930	0.0996	6.91	0.1371	0.9034	0.7990	0.4843	59.87
35		6	-0.0544	0.9982	0.9930	0.0997	6.52	0.1462	0.8900	0.7725	0.5152	62.75
35		8	-0.0538	0.9982	0.9929	0.1000	6.12	0.1552	0.8762	0.7455	0.5450	65.70
45		4	-0.0581	0.9983	0.9931	0.0985	9.70	0.1148	0.9385	0.8688	0.3914	48.79
45		6	-0.0574	0.9983	0.9932	0.0978	9.42	0.1220	0.9280	0.8474	0.4221	52.31
45		8	-0.0569	0.9984	0.9933	0.0973	9.10	0.1299	0.9165	0.8243	0.4528	55.77
55		4	-0.0589	0.9982	0.9929	0.1004	11.19	0.1034	0.9548	0.9019	0.3383	41.78
55		6	-0.0585	0.9982	0.9930	0.0996	10.92	0.1090	0.9460	0.8838	0.3683	45.09
55		8	-0.0580	0.9982	0.9931	0.0987	10.60	0.1163	0.9362	0.8636	0.3990	49.10
	0.020	4	-0.0589	0.9980	0.9926	0.1023	12.20	0.1091	0.9582	0.9077	0.3283	39.44
	0.020	6	-0.0586	0.9980	0.9927	0.1017	11.95	0.1151	0.9492	0.8891	0.3597	42.65
	0.020	8	-0.0582	0.9981	0.9928	0.1009	11.70	0.1227	0.9392	0.8686	0.3916	46.54
	0.025	4	-0.0589	0.9982	0.9928	0.1007	11.23	0.1213	0.9434	0.8772	0.3785	45.61
	0.025	6	-0.0584	0.9982	0.9929	0.0999	10.96	0.1295	0.9327	0.8551	0.4113	49.27
	0.025	8	-0.0578	0.9982	0.9931	0.0991	10.63	0.1381	0.9209	0.8312	0.4438	52.77
	0.030	4	-0.0581	0.9983	0.9930	0.0993	9.94	0.1356	0.9247	0.8392	0.4333	51.80
	0.030	6	-0.0574	0.9983	0.9931	0.0985	9.63	0.1451	0.9118	0.8129	0.4673	55.68
	0.030	8	-0.0568	0.9983	0.9932	0.0979	9.30	0.1546	0.8985	0.7862	0.4996	59.50

Tabla 1. Funciones de ajuste entre los niveles de agua medidos y modelados en las estaciones de Naútico y Limpas para diferentes combinaciones de los coeficientes de Chezy (C), Manning (M) y de viscosidad de remolino (V).

Función de ajuste	Definición	Observaciones
Diferencia entre niveles medidos y simulados (BIAS)	$BIAS = \overline{Zi^*} - \overline{Zi}$	Zi : nivel del agua medido (m) Zi^* : nivel del agua simulado (m) <i>i</i> : desde 1 hasta <i>n</i> muestras
Coeficiente de correlación de Pearson (<i>r</i>)	$r = \frac{n \sum_i Zi Zi^* - \sum_i Zi \sum_i Zi^*}{\sqrt{n \sum_i Zi^2 - \left(\sum_i Zi\right)^2} \sqrt{n \sum_i Zi^{*2} - \left(\sum_i Zi^*\right)^2}}$	
Eficiencia del modelo (CE)	$CE = 1 - (D_L / r)$ $D_L = \sum_i (Zi - Zi^*)^2; r = \sum_i (Zi - \overline{Zi})^2$	Capacidad del modelo (García et al., 2008): CE < 0.5 inaceptable CE > 0.6 bueno CE > 0.8 excelente
Error relativo (Er)	$Er = \left(\sum_i Zi^* - Zi / Zi \times 100 \right) / n$	Modelo fiable: Er < 20% (Thomann and Mueller, 1997)
Error cuadrático medio (RMS)	$RMS = \sqrt{1/n \sum_i (Zi^* - Zi)^2}$	

Tabla 2. Funciones de ajuste entre los niveles del agua medidos y simulados.

Los resultados de la calibración mostraron, en general, un ajuste bueno entre los datos medidos y simulados en cada caso, siendo dicho ajuste mejor en la estación del Náutico. El mejor ajuste se obtuvo para un Chezy de 45 y una Viscosidad de 8 en el Náutico y para un Manning de 0.020 y una Viscosidad de 4 en Limpías. No obstante, para éste último caso mencionado (Manning = 0.020 y Viscosidad = 4), se observó que existen inestabilidades numéricas en uno de los contornos de la malla, razón por la cual se descartó esta combinación de valores. Finalmente, se consideró que los valores que permitían reproducir mejor la serie de niveles medida en toda la superficie del estuario de Santoña eran (Figura 4, Tabla 4):

- Coeficiente de Chezy (*C*) = 55 m^{1/3}.s
- Viscosidad de remolino (*V*) = 4 m²/s

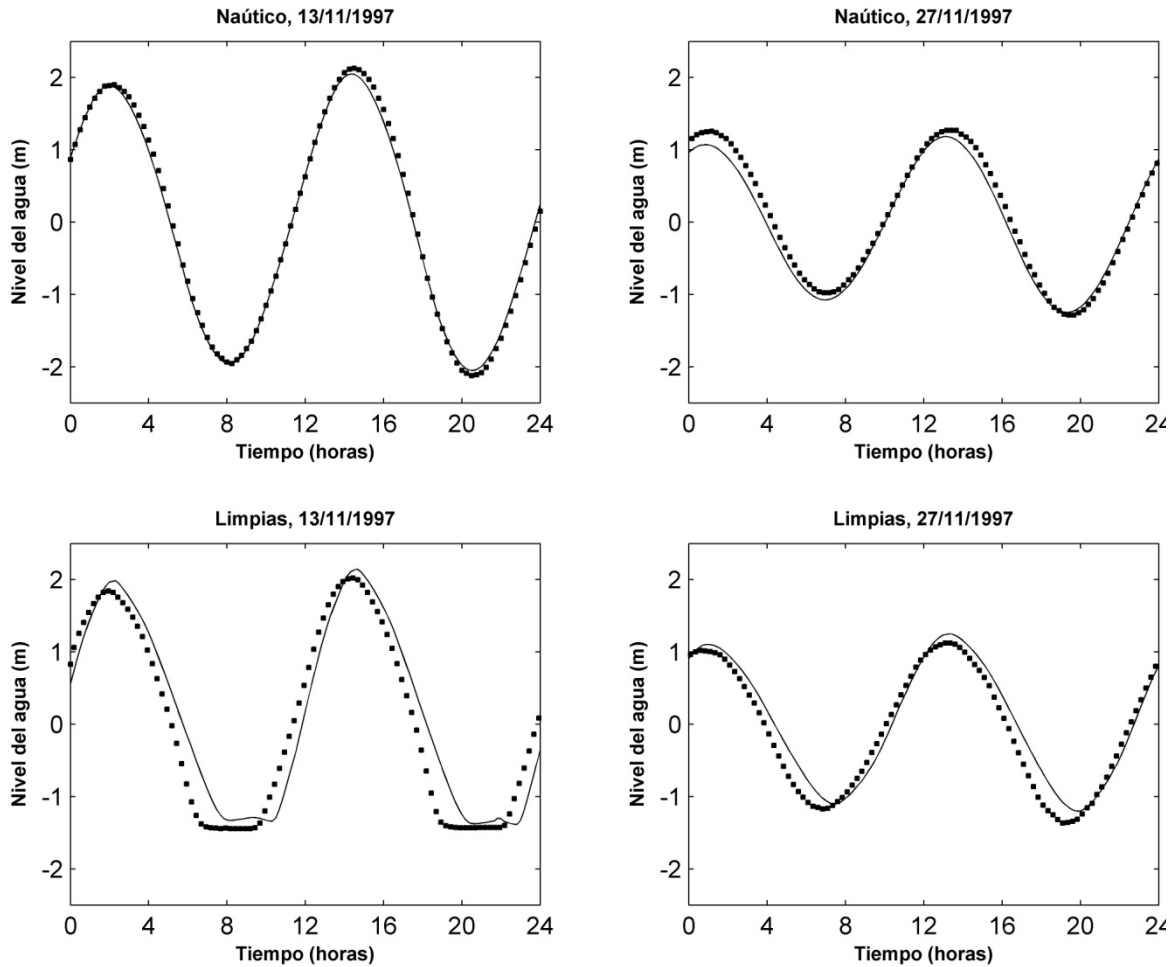


Figura 4. Datos medidos (puntos) y modelados (trazo continuo), considerando un $C=55 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}$ y $V=4 \text{ m}^2/\text{s}$, de la onda de marea en las estaciones del Naútico y Limpias para los días 13 y 27 de Noviembre de 1997.

Para dichos valores, la desviación de los datos medidos y simulados fue inferior a 0.1 m y el ajuste de los datos muy bueno ($r>0.95$ y $CE>0.9$). En cuanto a la precisión, se observó que también era buena, aunque en Limpias se detectó un error relativo de aproximadamente el 42% y un error cuadrático medio de 0.3. Asimismo, se validaron los niveles de marea simulados con el modelo calibrado a través de la comparación de los resultados con mediciones de campo llevadas a cabo entre los días 13 y 27 de noviembre de 1997 (Figura 5).

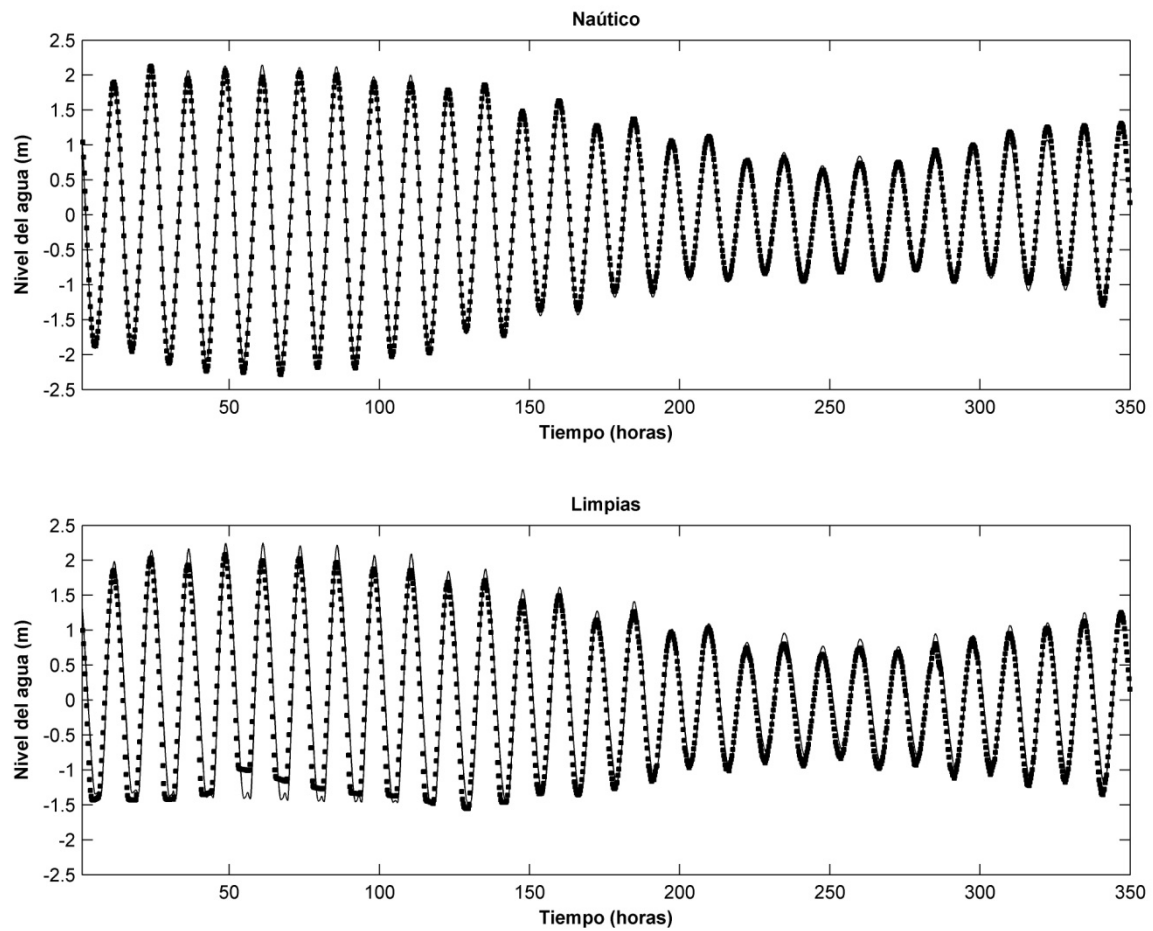


Figura 5. Datos medidos (puntos) y modelados (trazo continuo), considerando un $C=55 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}$ y $V=4 \text{ m}^2/\text{s}$, en las estaciones del Náutico y Limpías para las fechas del 13 al 27 de Noviembre de 1997 a las 00.00h.

Respecto a las velocidades, también se observó un buen ajuste (con un error cuadrático medio, RMS, de los seis puntos de 0.15 ± 0.06). Sin embargo, es necesario señalar que dicha calibración fue llevada a cabo con un número reducido de datos medidos en campo que, además, se caracterizaban por una falta de exactitud temporal en las mediciones (CHN, 1999) (Figura 6).

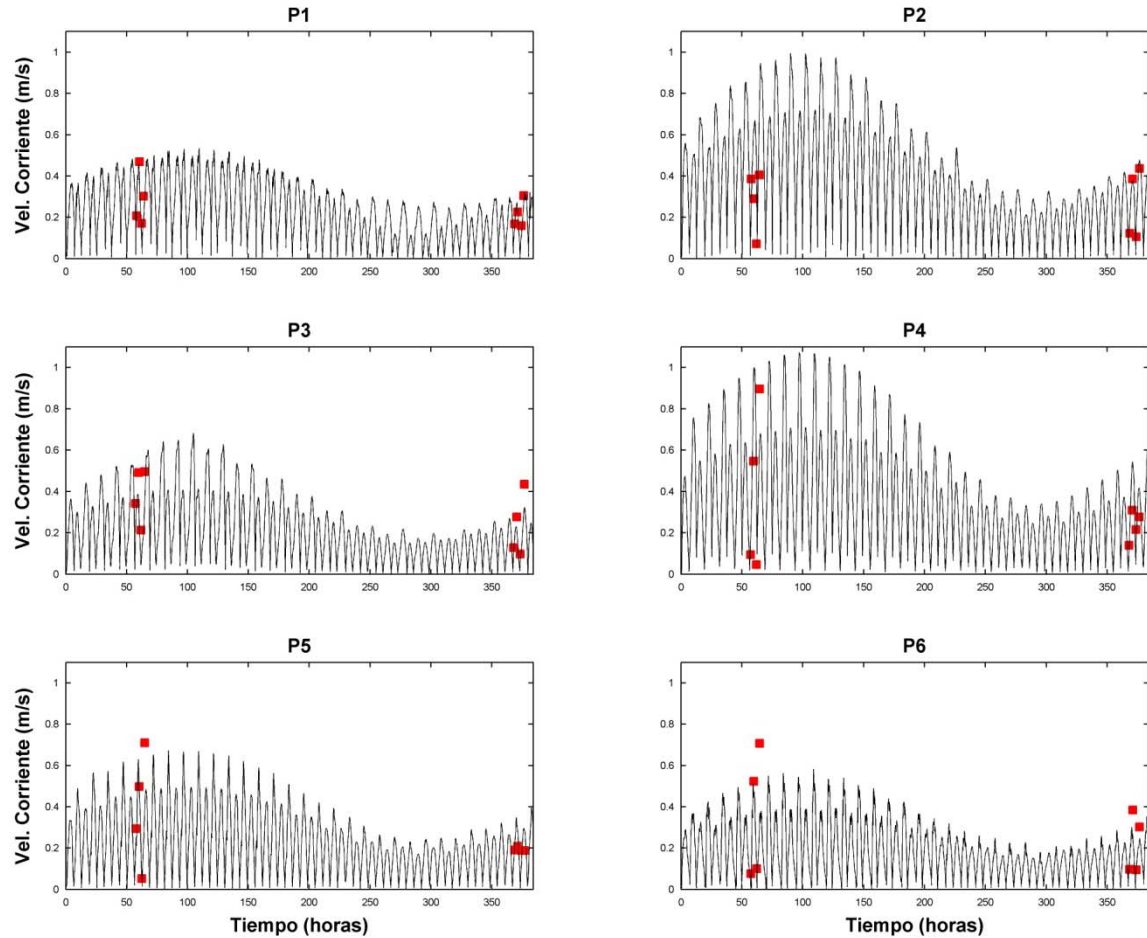


Figura 6. Velocidades de la corriente medidas ($C=55 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}$, $V=4 \text{ m}^2/\text{s}$) (puntos rojos) y modeladas (línea continua negra) en las estaciones de muestreo 1-6 (Figura 2), durante las fechas del 13 al 27 de Noviembre de 1997 a las 00:00h.

Calibración de la salinidad

A partir del modelo hidrodinámico calibrado, se llevó a cabo la calibración de la salinidad en el modelo Delft3D a través del ajuste del coeficiente de la difusividad de remolino. Para ello, se analizaron 5 situaciones diferentes en función del valor de dicho coeficiente: 2, 4, 6, 8 y $10 \text{ m}^2/\text{s}$ (Tabla 3). Como condiciones de contorno, se consideraron una salinidad del agua de mar de 35.5‰, característica de la zona de estudio, y una salinidad del agua fluvial de 0‰. Las diferencias entre los datos de salinidad medidos y simulados permitieron concluir que una difusividad de $10 \text{ m}^2/\text{s}$ reproducía mejor la variación de la salinidad en el estuario a lo largo del tiempo (Figura 7, Tabla 4). Al igual que en el caso de las velocidades, la escasez de las mediciones y el registro inexacto de los tiempos de medida impidió llevar a cabo una adecuada y robusta calibración (CHN, 1999). Además, esto hizo que los errores calculados

resultasen muy superiores a los reales (Tabla 3). De todas formas, en términos relativos, se observó que los mayores errores aparecían en las zonas más influenciadas por el río (P1 y P2), lo cual se explicaba porque al modelar en 2D no se conseguía reproducir con suficiente exactitud la dinámica en esas zonas, y porque la información batimétrica correspondiente a esas áreas era de menor calidad.

Estación	Función	Difusividad de remolino (D)				
		2	4	6	8	10
P1	<i>BIAS (m)</i>	-24.38	-24.42	-24.26	-24.01	-23.68
	<i>r</i>	0.40	0.41	0.43	0.45	0.47
	<i>CE</i>	-32.79	-32.91	-32.46	-31.74	-30.86
	<i>RMS</i>	24.70	24.74	24.58	24.31	23.98
	<i>Er (%)</i>	97.50	97.65	97.04	96.06	94.81
P2	<i>BIAS (m)</i>	-15.44	-15.01	-14.42	-13.80	-13.16
	<i>r</i>	0.77	0.78	0.78	0.79	0.80
	<i>CE</i>	-25.28	-24.23	-22.50	-20.66	-18.80
	<i>RMS</i>	16.69	16.35	15.78	15.15	14.48
	<i>Er (%)</i>	54.85	53.42	51.40	49.24	47.00
P3	<i>BIAS (m)</i>	-5.75	-4.97	-4.39	-3.91	-3.49
	<i>r</i>	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95
	<i>CE</i>	-2.55	-1.87	-1.38	-0.98	-0.64
	<i>RMS</i>	6.58	5.91	5.38	4.91	4.47
	<i>Er (%)</i>	19.61	17.12	15.20	13.63	12.40
P4	<i>BIAS (m)</i>	-3.62	-3.15	-2.78	-2.49	-2.24
	<i>r</i>	0.97	0.98	0.98	0.98	0.98
	<i>CE</i>	-17.83	-13.12	-10.13	-7.99	-6.35
	<i>RMS</i>	4.08	3.53	3.14	2.82	2.55
	<i>Er (%)</i>	10.60	9.21	8.15	7.28	6.55
P5	<i>BIAS (m)</i>	-6.06	-5.37	-4.81	-4.35	-3.95
	<i>r</i>	0.79	0.73	0.69	0.67	0.65
	<i>CE</i>	-40.35	-31.35	-24.97	-20.29	-16.64
	<i>RMS</i>	6.24	5.52	4.94	4.48	4.07
	<i>Er (%)</i>	17.70	15.66	14.01	12.66	11.48
P6	<i>BIAS (m)</i>	-5.23	-4.41	-3.75	-3.21	-2.76
	<i>r</i>	0.71	0.67	0.66	0.65	0.65
	<i>CE</i>	-19.03	-13.46	-9.62	-6.94	-4.97
	<i>RMS</i>	5.42	4.60	3.94	3.41	2.96
	<i>Er (%)</i>	15.58	13.12	11.14	9.53	8.17

Tabla 3. Funciones de ajuste (Tabla 1) entre la salinidad medida y modelada las estaciones 1-6 para diferentes valores de difusividad de remolino (D).

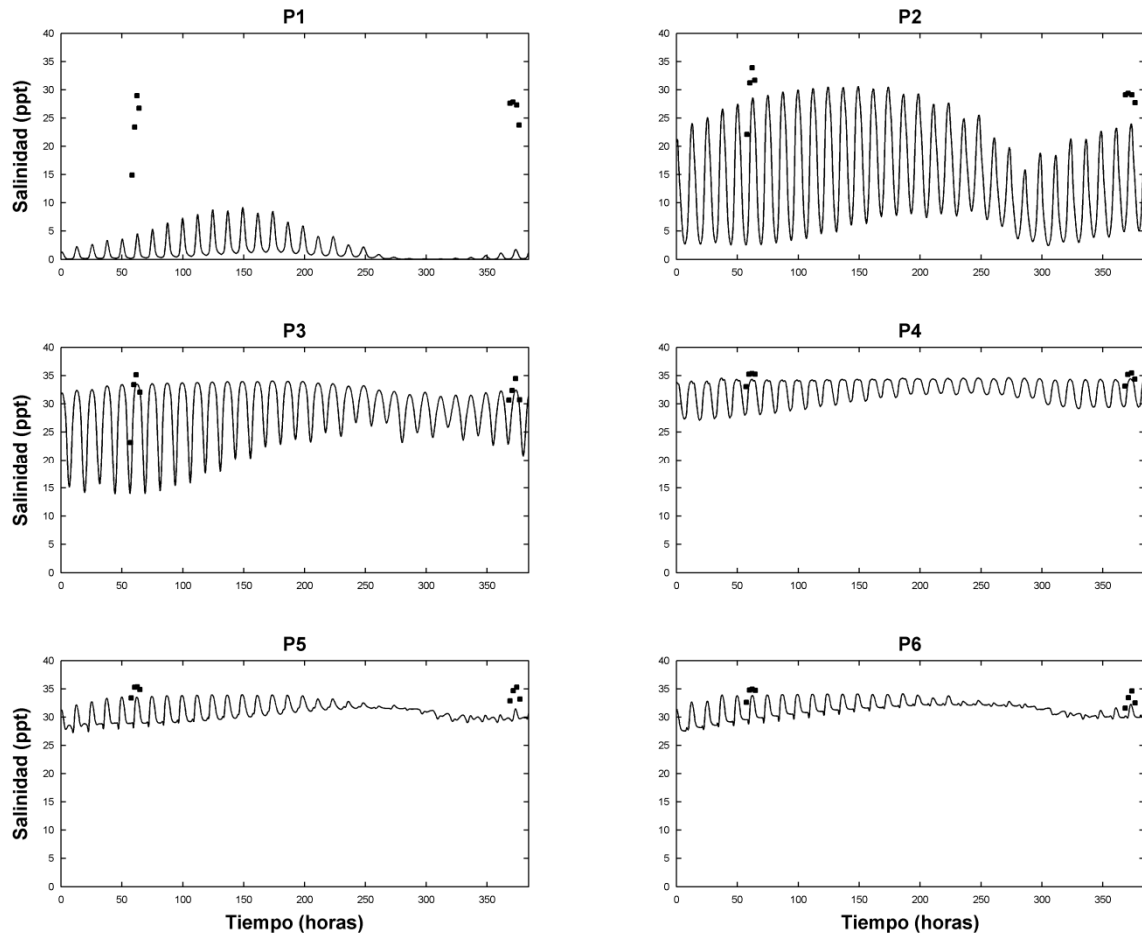


Figura 7. Salinidades medidas ($D=10 \text{ m}^2/\text{s}$) (puntos) y modeladas (línea continua) en las estaciones de muestreo 1-6 de (Figura 2), durante las fechas del 13 al 27 de Noviembre de 1997 a las 00:00h.

Parámetros físicos	Valor	Unidades
Coeficiente de Chezy (C)	55	$\text{m}^{1/3}.\text{s}$
Viscosidad de remolino (V)	4	m^2/s
Difusividad (D)	10	m^2/s

Tabla 4. Parámetros calibrados para la malla de las Marismas de Santoña en Delft3D

ANEJO 4. Clave de identificación de los biotopos

Para la representación gráfica de algunos resultados se han renombrado los biotopos obtenidos con la clasificación jerárquica, concretamente se ha sustituido la clave de identificación por una numeración de acuerdo con la Tabla 1.

NIVEL 1		NIVEL 2		NIVEL 3			
1	I1	1	I12	1	I12.1	30	I52.2
2	I2	2	I13	2	I12.2	31	I52.3
3	I3	3	I21	3	I13.1	32	I53.1
4	I4	4	I22	4	I13.2	33	I53.2
5	I5	5	I23	5	I21.1	34	I53.3
6	S1	6	I31	6	I21.2	35	S14.1
7	S2	7	I32	7	I21.3	36	S14.2
8	S3	8	I33	8	I22.1	37	S15.1
9	S4	9	I41	9	I22.2	38	S15.2
10	S5	10	I42	10	I22.3	39	S24.1
		11	I43	11	I23.1	40	S25.1
		12	I52	12	I23.2	41	S34.1
		13	I53	13	I23.3	42	S34.2
		14	S14	14	I31.1	43	S34.3
		15	S15	15	I31.2	44	S35.1
		16	S24	16	I31.3	45	S35.2
		17	S25	17	I32.1	46	S35.3
		18	S34	18	I32.2	47	S44.1
		19	S35	19	I32.3	48	S44.2
		20	S44	20	I33.1	49	S44.3
		21	S45	21	I33.2	50	S45.1
		22	S54	22	I41.1	51	S45.2
		23	S55	23	I42.1	52	S45.3
				24	I42.2	53	S54.1
				25	I42.3	54	S54.2
				26	I43.1	55	S54.3
				27	I43.2	56	S55.1
				28	I43.3	57	S55.2
				29	I52.1		

Tabla 1. (Continúa).

NIVEL 4				NIVEL 5					
1	I12.13	40	I52.34	1	I12.131	40	I32.232	79	S44.142
2	I12.14	41	I53.13	2	I12.132	41	I32.332	80	S44.232
3	I12.23	42	I53.14	3	I12.142	42	I33.131	81	S44.242
4	I12.24	43	I53.23	4	I12.231	43	I33.132	82	S44.332
5	I13.13	44	I53.24	5	I12.232	44	I33.232	83	S45.132
6	I13.14	45	I53.34	6	I12.242	45	I41.132	84	S45.142
7	I13.23	46	S14.13	7	I13.131	46	I42.132	85	S45.232
8	I13.24	47	S14.14	8	I13.132	47	I42.232	86	S45.242
9	I21.13	48	S14.23	9	I13.142	48	I42.332	87	S45.332
10	I21.14	49	S14.24	10	I13.231	49	I43.132	88	S54.142
11	I21.23	50	S15.13	11	I13.232	50	I43.232	89	S54.242
12	I21.33	51	S15.14	12	I13.242	51	I43.332	90	S54.342
13	I22.13	52	S15.23	13	I21.131	52	I52.131	91	S55.132
14	I22.14	53	S15.24	14	I21.132	53	I52.132	92	S55.142
15	I22.23	54	S24.13	15	I21.142	54	I52.142	93	S55.242
16	I22.24	55	S25.13	16	I21.231	55	I52.242		
17	I22.33	56	S34.13	17	I21.232	56	I52.342		
18	I23.13	57	S34.23	18	I21.331	57	I53.132		
19	I23.14	58	S34.33	19	I21.332	58	I53.142		
20	I23.23	59	S35.13	20	I22.131	59	I53.232		
21	I23.33	60	S35.23	21	I22.132	60	I53.242		
22	I31.13	61	S35.33	22	I22.142	61	I53.342		
23	I31.23	62	S44.13	23	I22.231	62	S14.132		
24	I31.33	63	S44.14	24	I22.232	63	S14.142		
25	I32.13	64	S44.23	25	I22.242	64	S14.232		
26	I32.23	65	S44.24	26	I22.331	65	S14.242		
27	I32.33	66	S44.33	27	I22.332	66	S15.132		
28	I33.13	67	S45.13	28	I23.131	67	S15.142		
29	I33.23	68	S45.14	29	I23.132	68	S15.232		
30	I41.13	69	S45.23	30	I23.142	69	S15.242		
31	I42.13	70	S45.24	31	I23.231	70	S24.132		
32	I42.23	71	S45.33	32	I23.232	71	S25.132		
33	I42.33	72	S54.14	33	I23.332	72	S34.132		
34	I43.13	73	S54.24	34	I31.131	73	S34.232		
35	I43.23	74	S54.34	35	I31.132	74	S34.332		
36	I43.33	75	S55.13	36	I31.232	75	S35.132		
37	I52.13	76	S55.14	37	I31.332	76	S35.232		
38	I52.14	77	S55.24	38	I32.131	77	S35.332		
39	I52.24			39	I32.132	78	S44.132		

Tabla 1. Equivalencia entre las claves de identificación de los biotopos según la metodología jerárquica en los niveles 1-5 y la numeración asignada para la representación de los resultados de los análisis estadísticos llevados a cabo para establecer los ecotopos.