

**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



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

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

**GRUPO DE EMISARIOS SUBMARINOS E HIDRÁULICA AMBIENTAL**

**T E S I S   D O C T O R A L**

**DESARROLLO DE PROCEDIMIENTOS APLICABLES A LA  
EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE  
AGUA COSTERAS, *SENSU* DIRECTIVA MARCO DEL AGUA**

Presentada por: XABIER GUINDA SALSAMENDI

Dirigida por: JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA  
JOSÉ A. REVILLA CORTEZÓN

Santander, Febrero de 2008

## **CAPÍTULO IV**

### **VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS MACROALGAS**

---

#### **4.1. OBJETIVOS**

Dentro de los objetivos generales planteados, en este capítulo se exponen los diferentes trabajos relacionados con el desarrollo de una metodología para la valoración de las comunidades de macroalgas.

Para ello se plantean tres tareas dirigidas a profundizar sobre distintos aspectos necesarios para la elaboración y validación de dicha metodología:

- Analizar la variabilidad espacial y los patrones de distribución de las comunidades vegetales de los fondos rocosos submareales de Cantabria, como punto de partida para la elaboración de una metodología para la valoración de su calidad.
- Desarrollar una métrica para la valoración de la calidad de las comunidades de macroalgas.
- Validar la métrica desarrollada.

Los resultados obtenidos en cada una de estas etapas servirán de base para el desarrollo de las siguientes, por lo que serán tratadas sucesiva e individualmente en los subsiguientes apartados, en los que se describirán las metodologías seguidas y los resultados obtenidos en cada caso.

### **4.2. VARIABILIDAD ESPACIAL Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES DE LOS FONDOS ROCOSOS SUBMAREALES DE LA COSTA DE CANTABRIA**

A raíz de la entrada en vigor de Directivas como la Directiva Marco del Agua o la Directiva Hábitats, la evaluación de la calidad de las comunidades de macroalgas se ha convertido en una obligación para los Estados Miembros de la Unión Europea, por lo que, para cumplir con los requisitos establecidos, es necesario disponer de un conocimiento general sobre su estructura, composición, variabilidad natural y patrones de distribución, tanto en el intermareal como en el submareal. En este sentido, tal y como sugieren Díaz *et al.* (2004), el cartografiado extensivo de las comunidades, junto con la información relativa a la biología y a las respuestas de los organismos frente a variaciones en las condiciones del entorno, constituyen una herramienta imprescindible para la evaluación ambiental de la sostenibilidad de estos hábitats. Además, tal y como indica Santelices (1989), la gestión de los vegetales marinos que son explotados como recursos, requiere evaluaciones detalladas de su localización y cuantificación, así como un profundo conocimiento sobre su evolución temporal.

La intensidad de los trabajos de campo realizados durante el siglo pasado, han permitido describir los patrones de distribución generales y la composición específica de numerosas comunidades intermareales en diferentes partes del mundo (cf. Raffaelli y Hawkins, 1996). Sin embargo, la información referente a las comunidades submareales de fondos rocosos es más reciente y escasa, aspecto que ha limitado el conocimiento sobre su variabilidad, abundancia y distribución.

Con el inicio de la explotación de los recursos vegetales marinos, en la segunda mitad del siglo XX se desarrollaron distintas metodologías para el cartografiado de dichos recursos bentónicos, cuya aplicabilidad depende de los objetivos específicos del estudio. De forma genérica, dichos métodos se basan en técnicas de muestreo que pueden agruparse en cuatro tipos: las basadas en superficies, las basadas en transectos, las cartas de pesca y las técnicas por sensor remoto.

Las técnicas basadas en superficies fueron las primeras en utilizarse para la evaluación de los recursos bentónicos (Marshall *et al.*, 1949; Chapman, 1950; MacFarlane, 1952; Grenager y Baardseth, 1966; Baardseth, 1970; Álvarez de Meneses, 1972) y consistían en el cosechado de distintos tipos de superficies conocidas, el pesado de la biomasa recogida y la extrapolación al área total cubierta por el recurso. Sin embargo, las

dificultades encontradas en aquella época para muestrear las superficies seleccionadas y la necesidad de reducir la subjetividad del método llevó a su sistematización, dando lugar a las técnicas basadas en transectos. El “método del transecto”, desarrollado por Mann (1972) para la zonación de las comunidades de macroalgas en una zona de la costa Atlántica Canadiense, estaba basado en el muestreo de pequeñas superficies (50\*50 cm<sup>2</sup>) distribuidas al azar a lo largo de líneas imaginarias perpendiculares a la costa (transectos), regularmente espaciadas entre sí. La contribución más importante de este método consistió en el desarrollo de un análisis estadístico más completo que incluía un sistema para el cálculo del error. Este método, o variantes del mismo, han sido frecuentemente utilizados en estudios cartográficos desarrollados en los años 80 en la costa Norte de España, tanto en zonas intermareales (Anadón y Fernández, 1988), como submareales (Borja, 1987; 1988; Juanes y Gutiérrez, 1992). En cuanto a las cartas de pesca y las técnicas por sensor remoto, suelen limitarse a la localización de extensas poblaciones algales que puedan tener algún interés comercial (Llera *et al.*, 1988; Catoira, 1990, 1991, 1992).

En el caso de las comunidades de macroalgas de la zona Cantábrica, el conocimiento adquirido sobre diferentes aspectos de su biología y ecología ha seguido una evolución marcada por los intereses y preocupaciones de las diferentes épocas. Así, durante la primera mitad del siglo XX, se obtuvo un conocimiento general sobre la distribución de las principales comunidades intermareales (Sauvageau, 1897; Miranda, 1943-44; Fischer-Piette, 1955, 1963). Estos primeros estudios se centraron en la realización de inventarios florísticos, que permitieron describir las grandes diferencias biogeográficas existentes entre las comunidades de macroalgas presentes a lo largo de la cornisa cantábrica. De este modo, se puso en evidencia el carácter meridional del Golfo de Vizcaya (Sauvageau, 1897), progresivamente acentuado hacia la zona SE del mismo, debido fundamentalmente a las mayores temperaturas presentes en esta zona (Fischer-Piette, 1955).

Tomando como base estos estudios iniciales, en una segunda fase, se realizaron estudios sobre la distribución vertical, analizando los perfiles de zonación de las comunidades de macrófitos en el intermareal (Niell, 1977; Anadón y Niell, 1981; Anadón, 1983). Además, se realizaron diversos estudios específicos en distintos niveles intermareales, tratando de describir aspectos como la estructura, la composición y la ecología de distintas comunidades de macrófitos, así como su relación con los factores ambientales. La mayor parte de estos trabajos se refirieron a comunidades características del intermareal o del submareal somero, entre las que cabe citar como ejemplo las realizadas sobre poblaciones de *Saccorhiza polyschides* (Fernández, 1980), *Gelidium latifolium* (Juanes, 1983; Juanes y Fernández, 1988), *Bifurcaria bifurcata* (Fernández *et*

*al.*, 1983), *Corallina elongata* (Sierra y Fernández, 1984) o *Chondrus crispus* (Fernández y Menéndez, 1991a, 1991b; Gutiérrez y Fernández, 1992).

A partir de los años 90 este tipo de estudios se extendieron al nivel submareal (Gorostiaga, 1990; Gorostiaga *et al.*, 1998; García-Castrillo *et al.*, 2000a; García-Castrillo *et al.*, 2000b; Puente, 2000; Díez *et al.*, 2003), abordándose aspectos relativos a la estructura y composición de algunas de las comunidades más características, como las de *Gelidium sesquipedale*, especie que conforma grandes praderas submarinas en todo el Cantábrico oriental (Cabo Peñas – Fuenterrabía) que se han explotado comercialmente desde la década de los 50 (Juanes y Borja, 1991; Juanes y Sosa, 1998). De ahí, el interés surgido, al final de la década de los 80, en la cuantificación de los recursos intermareales (Fernández y Anadón, 1989) y submareales (Borja, 1987, 1988; Llera *et al.*, 1990; Juanes y Gutiérrez, 1992) de esta especie y en la propuesta de recomendaciones para su explotación y gestión (Gorostiaga, 1990; Juanes y Borja, 1991; Borja, 1994).

En todos los trabajos iniciales llevados a cabo, los estudios relativos a los efectos de las presiones antrópicas sobre las comunidades de macroalgas se redujeron a los realizados por Niell y Pazó (1978) en las rías gallegas o a aquellos relativos al impacto de diferentes tipos de explotación de *Gelidium sesquipedale* (Borja, 1994). No es hasta la década de los 90 cuando se inician las caracterizaciones extensivas en el espacio o en el tiempo de los efectos contaminantes de distintos tipos de impactos antropogénicos, como los vertidos de aguas residuales urbanas a través de emisarios submarinos (Borja *et al.*, 1995; Juanes y Canteras, 1995; Echavarrri *et al.*, 2007) o los asociados a actividades portuarias (Gorostiaga y Díez, 1996; Díez *et al.*, 1999). Más recientemente, la contaminación masiva de las costas de Cantabria con el fuel del petrolero “Prestige” obligó al desarrollo de un programa de seguimiento extensivo en toda la zona intermareal que se prolongó durante cuatro años (2003-2006) (Calderón *et al.*, 2004; UC, 2005; Puente *et al.*, 2007).

Sin embargo, dichos trabajos no pretendían reflejar la variabilidad de comunidades ni su distribución en el gradiente longitudinal y latitudinal de la costa cantábrica, aún cuando aportaron una información valiosa al respecto (Puente *et al.*, en preparación). Por ello, aún no se dispone de un estudio sobre la distribución general de las comunidades submareales presentes en las aguas costeras de Cantabria, aspecto necesario para la definición de las condiciones de referencia de cara a la aplicación de normativas como la Directiva Marco del Agua o la Directiva Hábitats.

Uno de los principales problemas asociados al cartografiado de comunidades submareales es la variabilidad a microescala generada por la propia diversidad de los sustratos rocosos sobre los que habitan, aspecto que condiciona una estructura en mosaico característica. García-Castrillo *et al.* (2000a) pusieron en evidencia dicha estructura en el estudio de detalle de una zona protegida, la isla de Mouro, empleando descriptores semicuantitativos y técnicas no destructivas, metodología que trataba de reducir las dificultades técnicas y los elevados costes que supone el llevar a cabo estudios submareales sobre las comunidades bentónicas de fondos rocosos.

En el presente trabajo se lleva a cabo un estudio de la variabilidad espacial y los patrones de distribución de las principales comunidades vegetales de los fondos submareales de la costa de Cantabria, de cara a su utilización en la valoración posterior de su calidad ecológica.

#### **4.2.1. Metodología**

La metodología desarrollada para llevar a cabo este estudio se ha basado en gran medida en el método de los transectos desarrollado por Mann (1972), incorporando los procedimientos de evaluación “en continuo”, no destructivos, propuestos por García-Castrillo *et al.* (2000a).

De este modo, el trabajo se ha llevado a cabo en 31 transectos submareales (Figuras 4.1 y 4.2) situados, de forma sistemática cada 2-3 km, en aquellas zonas con fondos predominantemente rocosos. Para ello, con el fin de seleccionar los lugares más adecuados, en primer lugar se realizó un análisis de la información referente a los fondos submareales de Cantabria, partiendo de los estudios realizados por la Dirección General de Costas (Geomytsa, 1992) sobre el tipo de sustrato del lecho marino a escala 1:5000 y del Modelo Digital Batimétrico a escala 1:5000 desarrollado por la Universidad de Cantabria (UC, 2001).

Los transectos abarcan un rango de profundidad desde los 0 a los 25 m de profundidad (respecto al nivel 0 de la bajamar en el puerto de Santander), cubriendo una longitud efectiva que dependía, fundamentalmente, de la estructura del lecho y de la composición de las comunidades algales encontradas. En cada transecto, se daban por finalizadas las inmersiones al llegar a zonas donde la abundancia de las comunidades fuera despreciable, bien por efecto de la profundidad o debido a la ausencia de sustrato rocoso.

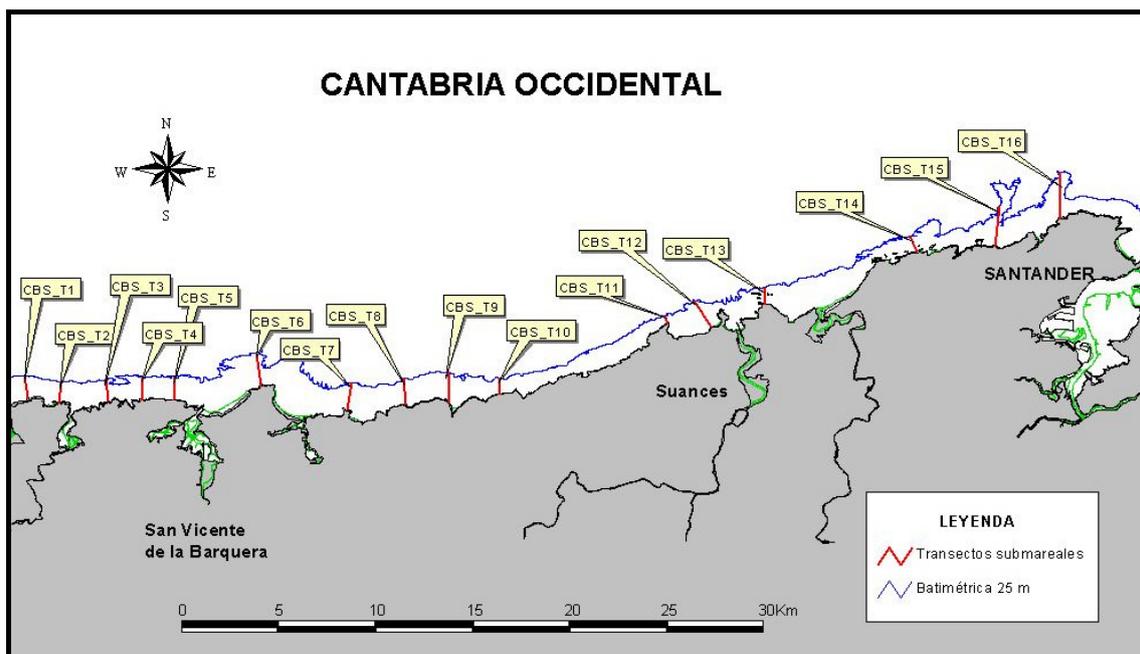


Figura 4. 1. Localización de los transectos para la caracterización de fondos rocosos submareales en la zona occidental de Cantabria.

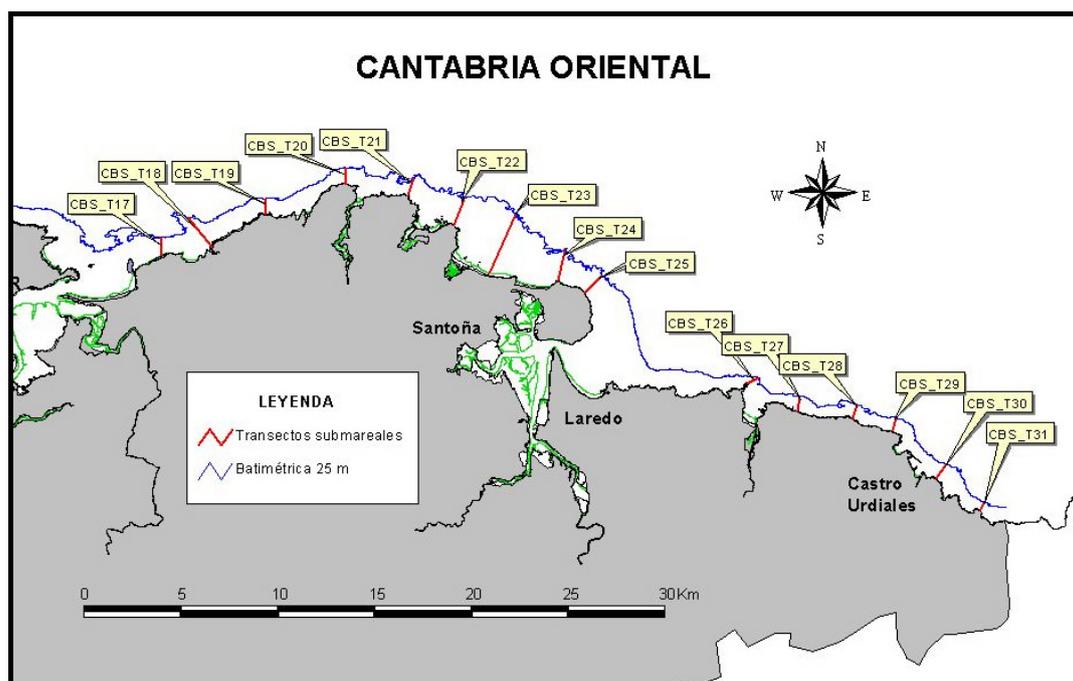


Figura 4. 2. Localización de los transectos para la caracterización de fondos rocosos submareales en la zona oriental de Cantabria.

Además, como norma general, se ha utilizado al menos un transecto por cada una de las masas de agua costeras definidas en Cantabria. En la Tabla 4.1 se resume la información general referente a todos los transectos submareales realizados, incluyendo la longitud total recorrida y la profundidad máxima alcanzada en cada uno de ellos.

Masa de Agua	Transecto	Lugar	UTM X	UTM Y	Prof. Max. (m)	Longitud (m)
R1	CBS_T1	Isla Sarnosa	378599	4806259	18	527
R1	CBS_T2	Pechón	380265	4805999	20	850
R1	CBS_T3	Berellín	382843	4806064	25	695
R1	CBS_T4	Fuentes	384717	4806142	19.3	674
R1	CBS_T5	Liñera	386345	4806155	20	737
R1	CBS_T6	Oyambre	390979	4806884	23.2	697
R1	CBS_T7	Comillas	395587	4805622	22	670
R1	CBS_T8	Pta. Conejas	398673	4805869	20	750
R1	CBS_T9	Cóbreces	400964	4805986	19.4	779
R1	CBS_T10	Pta. Sartén	403710	4806455	23	680
A1	CBS_T11	Pta. Ballota	412550	4810230	29	493
A1	CBS_T12	Los Locos	414880	4810061	21	603
A1	CBS_T13	Usgo	417744	4811271	22.3	756
R2	CBS_T14	La Arnía	425802	4814096	22	364
R2	CBS_T15	San Román	429994	4814409	14.2	645
R2	CBS_T16	El Bocal	433456	4815867	15	764
A2	CBS_T17	Llaranza	442764	4814396	21	340
A2	CBS_T18	Galizano	445459	4814838	21	817
A2	CBS_T19	Quintres	448323	4816583	24	701
R3	CBS_T20	Ajo	452580	4818197	20	513
R3	CBS_T21	Quejo	455912	4817559	22	440
R3	CBS_T22	Noja	458373	4815971	19	507
R3	CBS_T23	Trengandín	460221	4813471	11.6	932
R3	CBS_T24	Buciero 1	463892	4813042	22	498
R3	CBS_T25	Buciero 2	465285	4812378	23	645
A3	CBS_T26	Sonabia	473981	4807561	24	410
R4	CBS_T27	Islares	476624	4806090	23	219
R4	CBS_T28	Cerdigo	479553	4805687	25.5	583
R4	CBS_T29	Castro	481688	4805062	23	620
R4	CBS_T30	Pocillo Frailes	484005	4802536	18	507
R4	CBS_T31	Ontón	486361	4800779	24	420

Tabla 4. 1. Características generales de los 31 transectos establecidos para la caracterización de los fondos rocosos submareales del litoral de Cantabria.

De una forma detallada, en las Figuras 4.3 a 4.9 se muestran las localizaciones de los transectos submareales presentes en cada una de las masas de agua, incluyendo, además, la información relativa al tipo de sustrato.

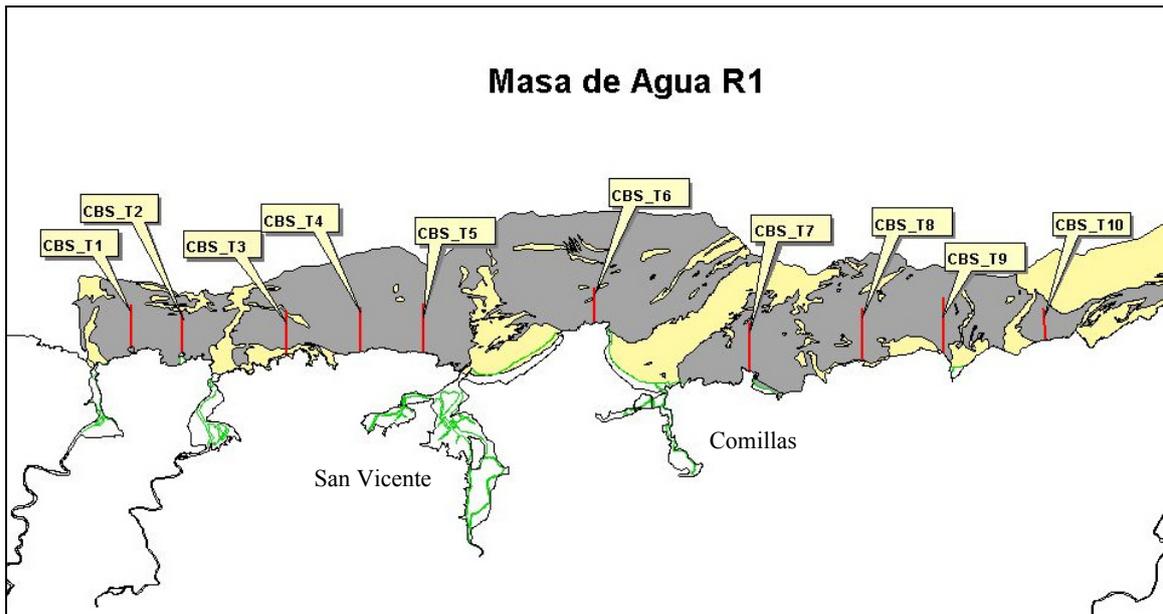


Figura 4. 3. Localización de los transectos en la masa de agua R1 (Oyambre). Fondo gris: roca, fondo amarillo: sedimentos.

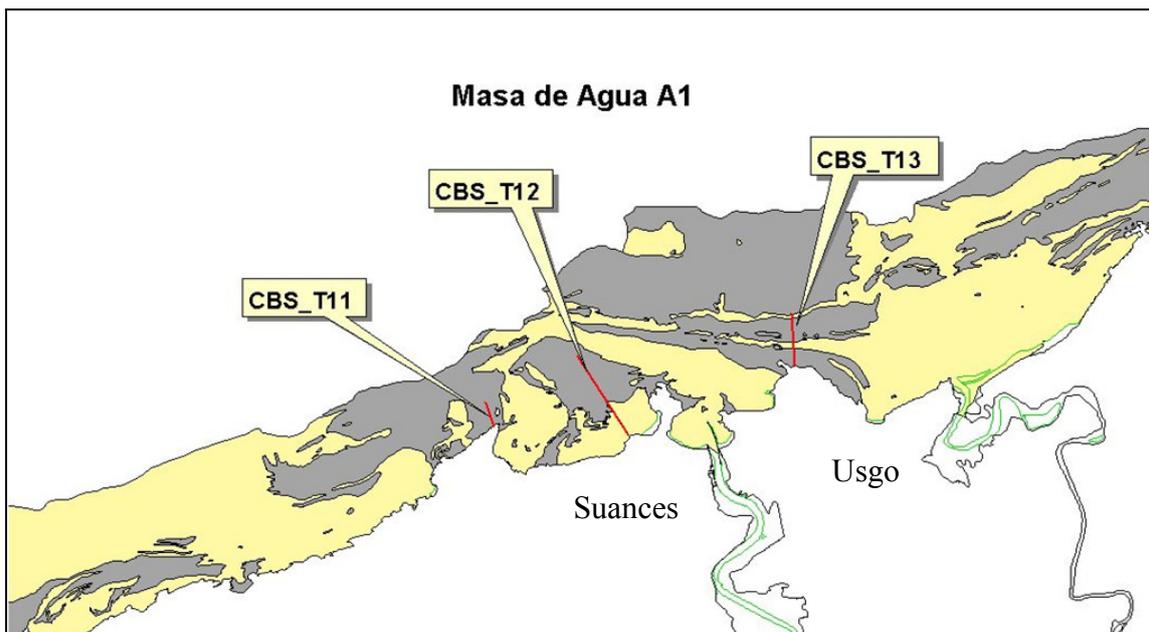


Figura 4. 4. Localización de los transectos en la masa de agua A1 (Suances).

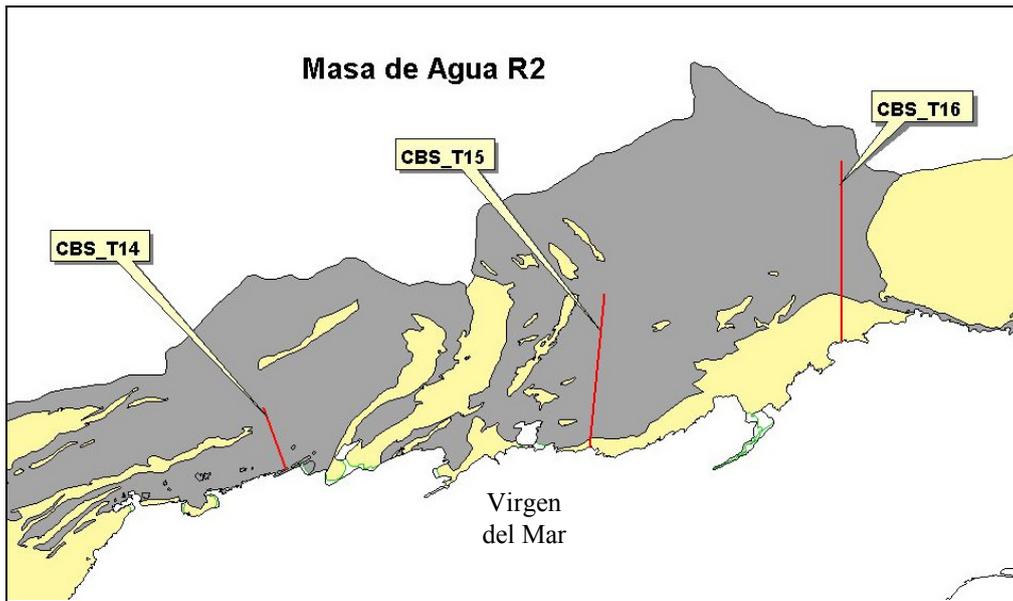


Figura 4. 5. Localización de los transectos en la masa de agua R2 (Virgen del Mar).

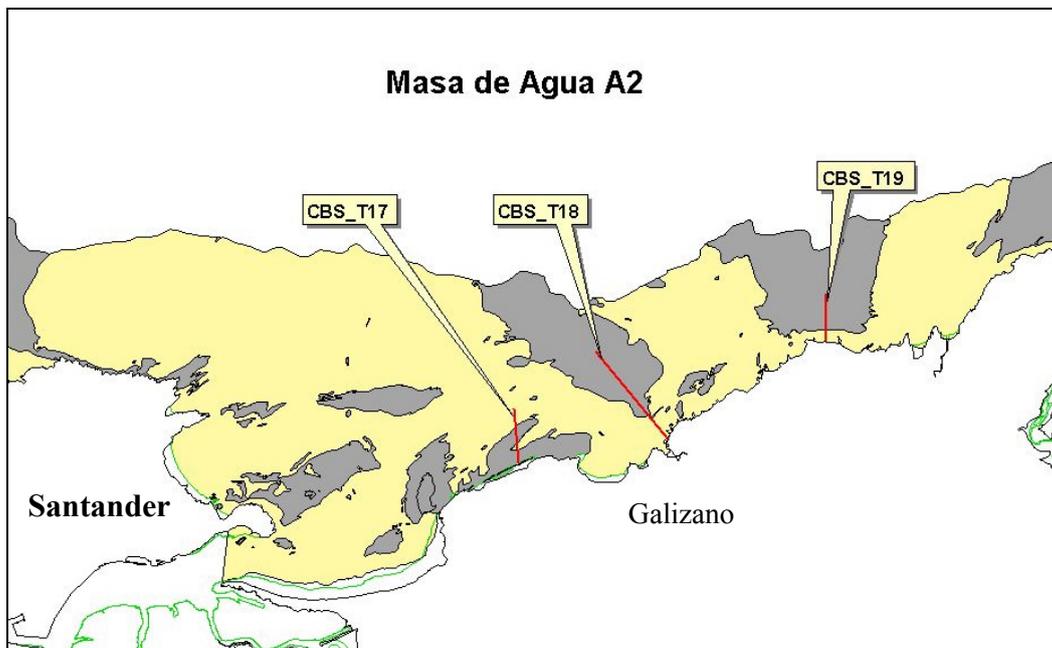


Figura 4. 6. Localización de los transectos en la masa de agua A2 (Santander).

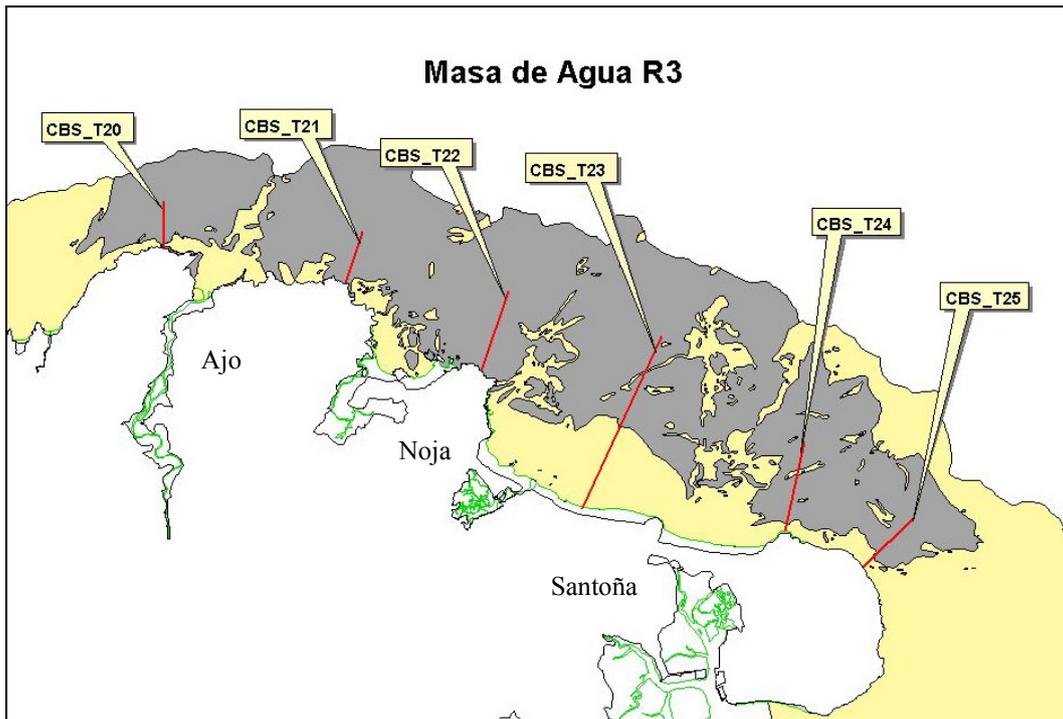


Figura 4. 7. Localización de los transectos en la masa de agua R3 (Noja).



Figura 4. 8. Localización de los transectos en la masa de agua A3 (Santoña).

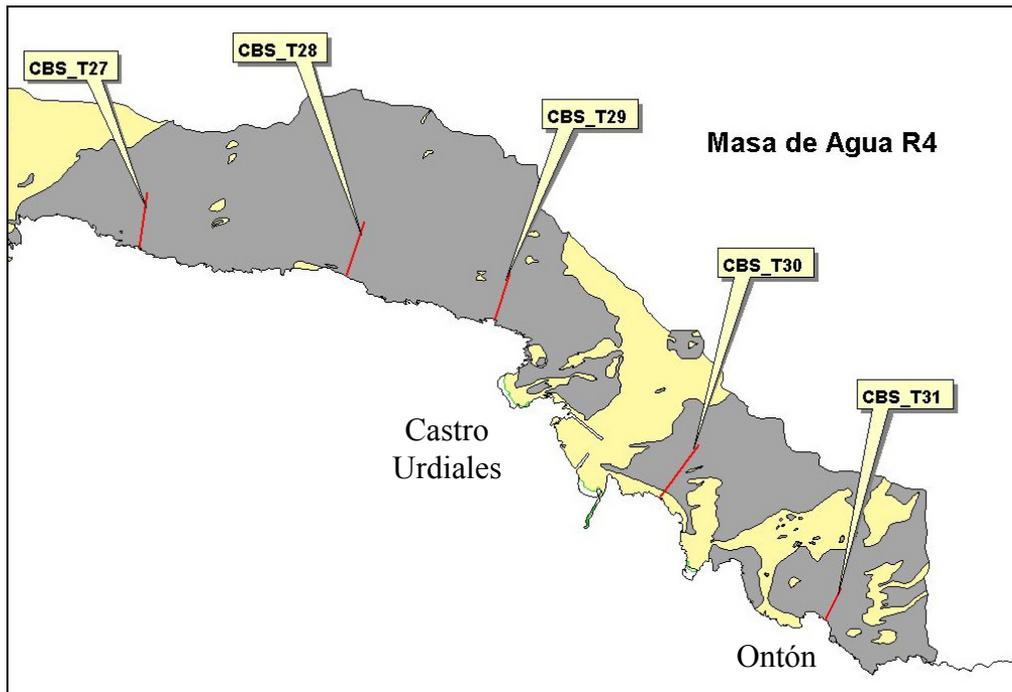


Figura 4. 9. Localización de los transectos en la masa de agua R4 (Castro Urdiales).

#### 4.2.1.1. Toma de datos

La toma de datos ha sido realizada por buceadores equipados con escafandra autónoma, mediante muestreos semicuantitativos no destructivos, entre agosto y diciembre de 2005. Como elemento de apoyo a los buceadores se ha utilizado una embarcación neumática, desde la cual se seguía el recorrido realizado por los submarinistas y se anotaba, utilizando un GPS, su situación en cada momento. De este modo, los buceadores iniciaban el recorrido en la zona más próxima a la costa, según el rumbo definido previamente, y evaluaban las características bióticas (cobertura de las comunidades características) y abióticas (tipo de fondo) de aquellos tramos que presentaban una homogeneidad en dichas características. En cada tramo, anotaban las profundidades inicial y final y el tiempo de inmersión, con el fin de calcular las distancias recorridas y trazar los mapas de distribución de las comunidades presentes, a partir del contraste de las posiciones anotadas desde la embarcación. En la Figura 4.10 se muestra de forma gráfica el procedimiento de muestreo seguido durante el recorrido de los transectos, así como el tipo de datos obtenidos.

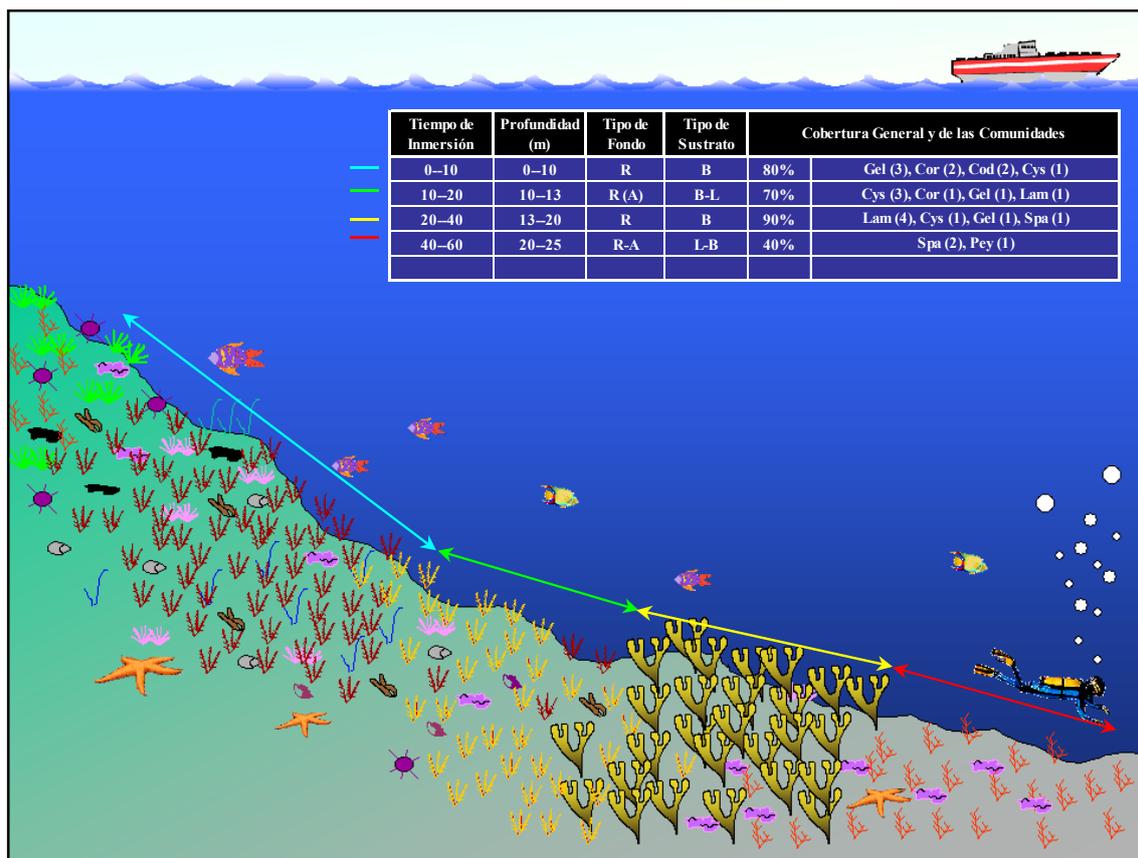


Figura 4. 10. Procedimiento de muestreo semicuantitativo realizado durante las inmersiones.

La toma de datos durante la inmersión se realizó con la ayuda de una libreta submarina en la que se anotaban las características ambientales y bióticas generales de cada tramo recorrido, completando los siguientes campos de información:

- **Datos Generales:** Fecha, hora del comienzo de la inmersión y código del transecto realizado.
- **Hora:** Tiempo transcurrido de inmersión, en minutos, en cada uno de los tramos homogéneos.
- **Profundidad:** Profundidad inicial y final, en metros, de cada tramo homogéneo.
- **Tipo de Fondo:** Tipos de sustrato presentes en el tramo, estableciendo 3 categorías: Roca (R), Arena (A) y Fango (F). En el caso de que hubiera más de un tipo de sustrato, el dominante se anotaba el primero y el secundario tras un guión (e.g. R-A). Si la presencia del tipo de sustrato secundario era de escasa relevancia (aprox. <10%) se anotaba entre paréntesis (e.g. R (A)).
- **Tipo de Roca:** Se anotaba la estructura del sustrato rocoso presente en el tramo, estableciendo 6 categorías: Paredes Verticales (V), Lastras (L), Cañones (C), Grietas (G), Bloques (B) y Piedras (P). Al igual que en el caso anterior, se anotaban separadas por un guión las principales estructuras encontradas en cada tramo (e.g. L-B).

- **Cobertura general (%):** Se anotaba el porcentaje de cobertura vegetal general estimada mediante observación visual, correspondiente a las poblaciones de macroalgas características presentes en cada tramo recorrido, excluyendo en esta valoración tanto a las especies efímeras, como a las especies incrustantes (e.g. *Mesophyllum* sp.) o adherentes (e.g. *Zanardinia* sp.).
- **Cobertura de las comunidades:** Se anotaba el porcentaje de cobertura de las poblaciones algales más representativas presentes en cada uno de los tramos, mediante la estimación en 5 categorías correspondientes a los siguientes rangos porcentuales de cobertura: < 5% (1), 5-25% (2), 25-50% (3), 50-75% (4), >75% (5). Al objeto de poder transformar los valores semicuantitativos de cobertura en datos de cobertura (%), se utilizó una ecuación polinómica creada a partir de los datos de las categorías (1-5) y los valores intermedios de cada uno de los rangos de cobertura correspondientes (Figura 4.11).

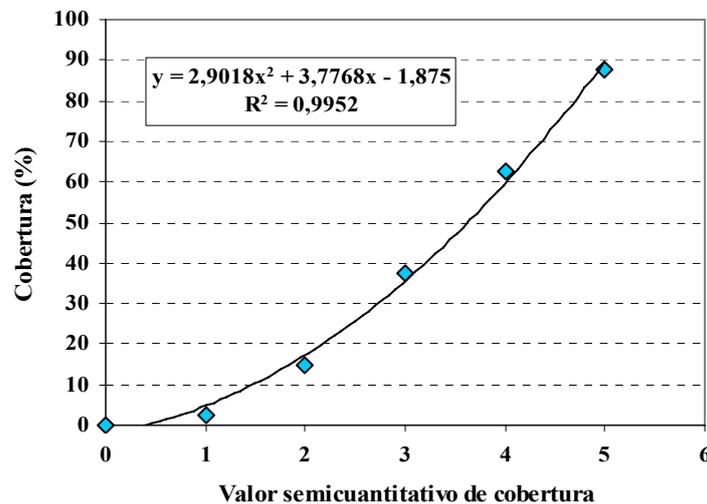


Figura 4. 11. Relación entre el valor semicuantitativo de cobertura y el porcentaje de cobertura de las comunidades de macroalgas.

- **Observaciones:** Finalmente, se anotaban todas aquellas observaciones adicionales que pudieran aportar cualquier tipo de información de interés (estado de las comunidades, distribuciones de las especies, presencia de especies oportunistas o invasoras...).

Además de las anotaciones tomadas in situ, el recorrido de las inmersiones fue grabado en vídeo para su análisis posterior.

### 4.2.1.2. Tratamiento de los datos

Con el fin de realizar análisis estadísticos a partir de la información obtenida, se ha llevado a cabo un tratamiento previo de los datos en dos etapas. En primer lugar se han homogeneizado las profundidades, refiriéndolas al nivel 0 de la bajamar. Para ello, a cada una de las profundidades anotadas en los estadillos, se le ha restado la altura de marea existente en el momento medio de la inmersión correspondiente.

En segundo lugar, se ha llevado a cabo una estandarización de las unidades de muestreo mediante el establecimiento de segmentos de profundidad homogéneos. Para ello se han establecido 7 rangos, de 3 m cada uno, entre los 0 y los 21 metros de profundidad. Puesto que la información obtenida durante las inmersiones no se ajustaba exactamente a estos rangos (en ocasiones se dispone de varios datos para un mismo rango de profundidad y en otras ocasiones un mismo dato se refiere a distintos rangos de profundidad), los valores de las comunidades identificadas se han ajustado mediante la obtención de valores medios ponderados o mediante la aplicación homogénea de la información en distintos rangos.

En la Figura 4.12 se muestra un ejemplo de este procedimiento. Como puede observarse, una vez corregidas las profundidades respecto al nivel 0 de marea, el registro de 0-6 m (en azul) de la primera tabla se divide en dos en la segunda tabla, uno para el rango de 0-3 m y otro idéntico para el de 3-6 m. Por el contrario, los registros de la primera tabla correspondientes a los rangos de 6-7.5 m y de 7.5-9 m (en verde) se unen en la segunda tabla en un sólo rango (6-9 m). Para ello, se estimaron los valores medios ponderados de las características presentes en ambos rangos. La ponderación se ha llevado a cabo en base a la extensión alcanzada por cada uno de los segmentos, según el tiempo de inmersión y la distancia recorrida. En el caso de que las extensiones fueran similares, las medias se han ajustado al valor superior, por lo que los resultados finales pueden estar ligeramente sobrevalorados.

Tiempo de Inmersión (min.)	Profundidad (m)	Tipo de Fondo	Tipo de Sustrato	Cobertura General y de las Comunidades	
0--10	0--6	R	B	75%	Gel (4), Sac (2), Cod (2)
10--20	6--7,5	R (A)	B-L	60%	Gel (4), Sac (2), Clad (2), Lam (2), Dic (2)
20--30	7,5--9	R	B	40%	Gel (2), Sac (2), Clad (1), Lam (2), Call (1)
30--40	9--12	R-A	L-B	25%	Cys (4), Gel (1), Sac (2), Lam (2), Call (1)



Tiempo de Inmersión (min.)	Profundidad (m)	Tipo de Fondo	Tipo de Sustrato	Cobertura General y de las Comunidades	
0--5	0--3	R	B	75%	Gel (4), Sac (2), Cod (2)
5--10	3--6	R	B	75%	Gel (4), Sac (2), Cod (2)
10--30	6--9	R (A)	B-L	50%	Gel (3), Sac (2), Clad (2), Lam (2), Dic (1), Call (1)
30--40	9--12	R-A	L-B	25%	Cys (4), Gel (1), Sac (2), Lam (2), Call (1)

Figura 4. 12. Procedimiento de homogeneización de datos.

Finalmente, con los datos obtenidos se construyó una matriz de datos, donde se anotaban las coberturas semicuantitativas de las comunidades presentes, para cada uno de los rangos de profundidad y transectos generados, tal y como se muestra, a modo de ejemplo, en el modelo de la Tabla 4.2.

Transecto	Prof. (m)	Com. 1	Com. 2	Com....	Com. n
T01	3	3	1	...	1
T01	6	2	0	...	1
...	...	...	...	...	...
T31	18	0	2	...	3
T31	21	4	0	...	1

Tabla 4. 2. Tabla tipo en la que se muestra la organización de la información de la matriz de datos.

A partir de la matriz generada, se han realizado distintos tipos de análisis dirigidos a conocer la variabilidad espacial y los patrones de distribución de las comunidades de macroalgas:

- En primer lugar, se realizó un Análisis de Componentes Principales, utilizando el programa Statistica 6.0 (StatSoft, 2001), con el fin de identificar posibles patrones de variabilidad en la distribución de las distintas poblaciones de macroalgas, a partir de su ordenación a lo largo de los ejes definidos en el proceso.
- A continuación, se utilizó la técnica “Simper” del programa Primer 5.0 (Clarke y Warwick, 1994), con el fin de identificar las principales poblaciones de

macroalgas que colonizan los distintos estratos de profundidad en los fondos rocosos de la costa de Cantabria.

- Con el fin de visualizar globalmente la distribución de las principales poblaciones de macroalgas en profundidad y a lo largo de la costa de Cantabria, se realizaron representaciones cartográficas básicas para cada una de estas poblaciones, utilizando para ello el programa Surfer 8.0 (Golden Software, 2002). Estas representaciones cartográficas no son cartografías geográficas reales, sino modelos de la distribución de las poblaciones en profundidad a lo largo de la costa, ya que la representación de la profundidad se realiza en el eje de ordenadas mediante una escala gráfica virtual.

Para realizar estas representaciones cartográficas se partió de los datos de abundancias semicuantitativas obtenidos para cada especie en cada uno de los transectos y rangos de profundidad muestreados, que fueron interpolados para obtener una representación bidimensional de la distribución de las poblaciones. La interpolación de los datos se realizó mediante el sistema “Kriging” para la creación del mallado.

Con el fin de obtener unos resultados más ajustados a la realidad, las zonas con sustratos sedimentarios se incluyeron en el análisis como datos sin cobertura de macroalgas, previamente al proceso de interpolación. Puesto que no se trata de cartografías geográficas reales, para la correcta interpretación de estas representaciones deberá tenerse en cuenta la batimetría en cada una de las zonas analizadas.

- Para identificar las posibles similitudes e interrelaciones existentes entre las estaciones, tanto en profundidad, como a lo largo de la costa, se realizaron diversas ordenaciones de las mismas mediante escalado multidimensional (MDS). Las matrices de similitud se obtuvieron aplicando la medida de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) a los datos transformados mediante la raíz cuadrada. El programa utilizado para ello fue el Primer 5.0 (Clarke y Warwick, 1994).

Las diferencias en profundidad se analizaron sobre los rangos establecidos cada 3 m de profundidad, mientras que, para analizar las diferencias entre zonas, la costa de Cantabria se dividió en tres tramos: un tramo correspondiente a la zona Oeste (O), uno a la Central (C) y otro a la Este (E). El tramo occidental se extiende desde el límite con Asturias hasta punta Ballota (transectos 1-11) y se

caracteriza por la predominancia de fondos rocosos y una orientación de la línea de costa hacia el Norte. El tramo central se extiende hasta el cabo de Ajo (transectos 12-20) y se caracteriza por una mayor influencia de los sustratos sedimentarios asociados a los estuarios del Saja, Pas y Bahía de Santander, y una orientación de la costa hacia el Noroeste. El tramo oriental se extiende hasta el límite con el País Vasco (transectos 21-31) y se caracteriza por un cambio brusco en la orientación de la costa hacia el Nordeste.

- Finalmente, las diferencias entre zonas y entre profundidades fueron estudiadas mediante la aplicación de un análisis de similaridades ANOSIM cruzado de dos vías, incluyendo en el análisis los factores “profundidad” y “zona”. El programa utilizado fue también el Primer 5.0 (Clarke y Warwick, 1994) y las diferencias entre pares analizados se consideraron significativas a partir de un valor de  $p \leq 0.001$ , con el fin de aplicar un mayor nivel de exigencia a la discriminación de los distintos grupos de zonas y profundidades, evitando así la excesiva fragmentación de estos grupos.

**4.2.2. Resultados**

Con los datos recopilados se generó una matriz de datos compuesta por 27 filas (correspondientes a las poblaciones de macroalgas) y 177 columnas (correspondientes a cada uno de los niveles de profundidad alcanzados en cada uno de los transectos), dando lugar a un total de 4779 datos.

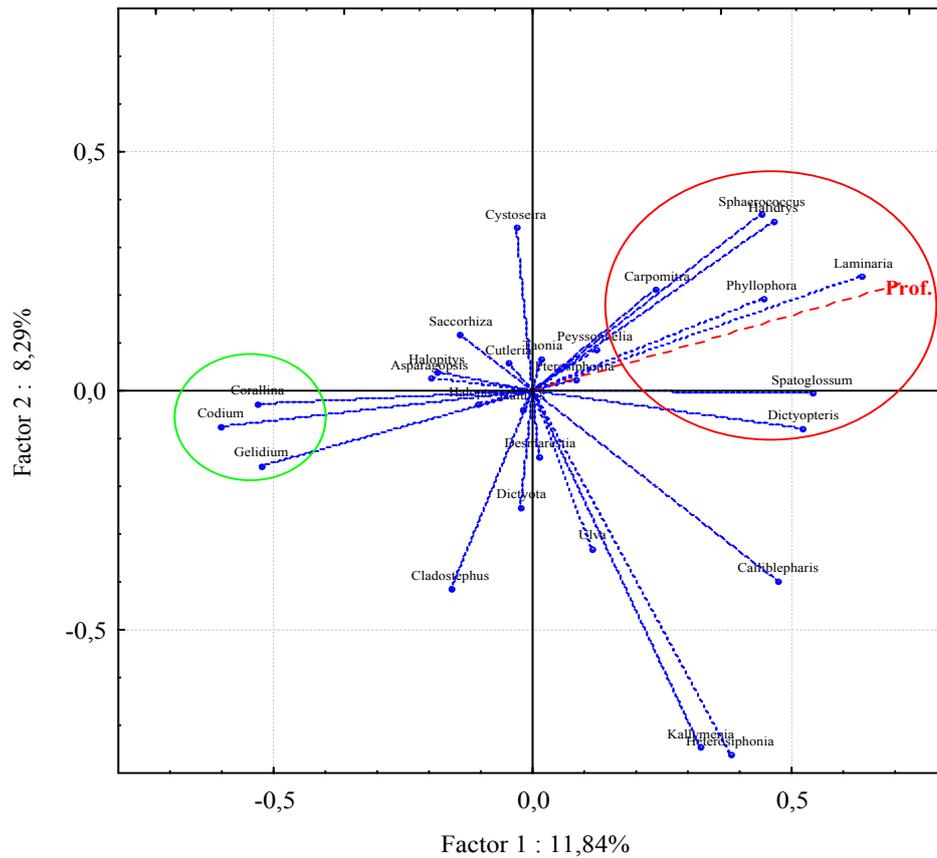
En la Tabla 4.3 se muestran las 27 poblaciones de macroalgas identificadas durante los muestreos y la correspondiente codificación utilizada en los estadillos.

Código	Especie	Código	Especie
Asp	<i>Asparagopsis armata</i>	Halu	<i>Halurus equisetifolius</i>
Call	<i>Calliblepharis ciliata</i>	Haly	<i>Halidrys siliquosa</i>
Carpo	<i>Carpomitra costata</i>	Het	<i>Heterosiphonia plumosa</i>
Clad	<i>Cladostephus spongiosus</i>	Kally	<i>Kallymenia reniformis</i>
Cod	<i>Codium tomentosum</i>	Lam	<i>Laminaria ochroleuca</i>
Cor	<i>Corallina</i> spp.	Pey	<i>Peyssonnelia</i> sp.
Cutl	<i>Cutleria multifida</i>	Phy	<i>Phyllophora crispa</i>
Cys	<i>Cystoseira baccata</i>	Pte	<i>Pterosiphonia complanata</i>
Desm	<i>Desmarestia ligulata</i>	Sacco	<i>Saccorhiza polyschides</i>
Dic	<i>Dictyota dichotoma</i>	Spa	<i>Spatoglossum solieri</i>
Dipt	<i>Dictyopteris membranacea</i>	Spha	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>
Gel*	<i>Gelidium sesquipedale</i> *	Tao	<i>Taonia atomaria</i>
Halop	<i>Halopteris</i> spp.	Ulv	<i>Ulva</i> spp.
Halptys	<i>Halopitys incurvus</i>		

\* Incluyendo a *Plocamium cartilagineum*

**Tabla 4. 3. Poblaciones algales identificadas y codificación utilizada en los estadillos de muestreo.**

El Análisis de Componentes Principales realizado sobre la matriz de datos de las poblaciones de macroalgas muestra una clara relación entre éstas y la profundidad. Como puede observarse en la Figura 4.13, las poblaciones marcadas con un círculo rojo (*Laminaria*, *Spatoglossum*, *Phyllophora*, *Sphaerococcus*, *Halidrys*, *Dictyopteris* y *Carpomitra*) estarían asociadas a zonas más profundas, mientras que las marcadas con un círculo verde (*Codium*, *Corallina* y *Gelidium*) se asociarían a zonas más someras. En rojo se marca la dirección de la variable “profundidad”, incluida como variable suplementaria en el análisis y estrechamente vinculada al primer factor del ACP.



**Figura 4. 13. Ordenación de las comunidades de macroalgas según los dos primeros factores del Análisis de Componentes Principales. En rojo se incluye la profundidad como variable suplementaria.**

Los resultados del análisis “Simper” realizado sobre el conjunto de las estaciones en base al factor “profundidad” (Tablas 4.4 a 4.10) indican que las 10 poblaciones que más contribuyen a la diferenciación entre los distintos rangos de profundidad en la costa de Cantabria son las correspondientes a *Gelidium sesquipedale*, *Cystoseira baccata*, *Saccorhiza polyschides*, *Codium tomentosum*, *Laminaria ochroleuca*, *Spatoglossum solieri*, *Corallina elongata*, *Phyllophora crispa*, *Halidrys siliquosa* y *Calliblepharis ciliata*. En las Tablas 4.4 a 4.10 se indica el valor de la similaridad media entre las estaciones de cada uno de los grupos de profundidad preestablecidos, así como las características de las principales comunidades de macroalgas presentes en cada uno estos grupos (abundancia media, similaridad media, similaridad dividida por la desviación estándar, porcentaje de contribución a la similaridad del grupo y porcentaje de similaridad acumulado). La selección de las comunidades características de cada rango de profundidad se ha realizado tomando como criterio el porcentaje de similaridad acumulada del 90%.

**Grupo 3 m**

Similaridad media: 48,68

<b>Comunidad</b>	<b>Abund. media</b>	<b>Simil. media</b>	<b>Simil/DS</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Acumul.</b>
<i>Gelidium</i>	3,32	23,91	1,63	49,12	49,12
<i>Codium</i>	1,54	7,88	0,82	16,18	65,31
<i>Cystoseira</i>	1,64	7,48	0,69	15,36	80,67
<i>Corallina</i>	1,29	5,06	0,62	10,40	91,08

**Tabla 4. 4. Principales comunidades de macroalgas a 3 m de profundidad.**

**Grupo 6 m**

Similaridad media: 53,90

<b>Comunidad</b>	<b>Abund. media</b>	<b>Simil. media</b>	<b>Simil/DS</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Acumul.</b>
<i>Gelidium</i>	3,68	28,43	3,26	52,75	52,75
<i>Cystoseira</i>	1,82	8,25	0,86	15,30	68,05
<i>Codium</i>	1,43	6,42	0,86	11,92	79,97
<i>Saccorhiza</i>	1,25	5,42	0,88	10,06	90,03

**Tabla 4. 5. Principales comunidades de macroalgas a 6 m de profundidad.**

**Grupo 9 m**

Similaridad media: 50,80

<b>Comunidad</b>	<b>Abund. media</b>	<b>Simil. media</b>	<b>Simil/DS</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Acumul.</b>
<i>Gelidium</i>	3,15	22,46	1,86	44,21	44,21
<i>Cystoseira</i>	2,30	13,30	1,31	26,19	70,40
<i>Saccorhiza</i>	1,41	6,36	0,90	12,51	82,91
<i>Codium</i>	0,89	3,16	0,59	6,22	89,14
<i>Corallina</i>	0,70	1,93	0,45	3,80	92,94

**Tabla 4. 6. Principales comunidades de macroalgas a 9 m de profundidad.**

**Grupo 12 m**

Similaridad media: 36,98

<b>Comunidad</b>	<b>Abund. media</b>	<b>Simil. media</b>	<b>Simil/DS</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Acumul.</b>
<i>Gelidium</i>	2,35	13,84	1,10	37,41	37,41
<i>Cystoseira</i>	2,08	11,28	1,06	30,49	67,90
<i>Saccorhiza</i>	1,12	3,92	0,60	10,59	78,49
<i>Laminaria</i>	0,69	2,90	0,56	7,85	86,35
<i>Calliblepharis</i>	0,54	0,98	0,33	2,64	88,99
<i>Codium</i>	0,42	0,78	0,29	2,11	91,10

**Tabla 4. 7. Principales comunidades de macroalgas a 12 m de profundidad.**

**Grupo 15 m**

Similaridad media: 44,50

Comunidad	Abund. media	Simil. media	Simil/DS	% Contrib.	% Acumul.
<i>Gelidium</i>	2,89	19,36	1,61	43,50	43,50
<i>Cystoseira</i>	2,00	9,87	1,15	22,19	65,69
<i>Laminaria</i>	0,96	3,45	0,59	7,75	73,44
<i>Saccorhiza</i>	0,96	2,93	0,49	6,58	80,02
<i>Spatoglossum</i>	0,81	2,57	0,44	5,78	85,80
<i>Calliblepharis</i>	0,74	1,77	0,44	3,98	89,77
<i>Phyllophora</i>	0,70	1,20	0,33	2,69	92,47

**Tabla 4. 8. Principales comunidades de macroalgas a 15 m de profundidad.**

**Grupo 18 m**

Similaridad media: 38,80

Comunidad	Abund. media	Simil. media	Simil/DS	% Contrib.	% Acumul.
<i>Cystoseira</i>	2,23	11,09	0,91	28,59	28,59
<i>Gelidium</i>	1,73	8,74	0,81	22,52	51,11
<i>Laminaria</i>	1,15	5,02	0,80	12,94	64,05
<i>Spatoglossum</i>	1,08	3,78	0,56	9,74	73,80
<i>Saccorhiza</i>	0,85	2,40	0,47	6,17	79,97
<i>Halidrys</i>	0,92	2,15	0,40	5,53	85,50
<i>Phyllophora</i>	0,81	2,07	0,48	5,33	90,83

**Tabla 4. 9. Principales comunidades de macroalgas a 18 m de profundidad.**

**Grupo 21 m**

Similaridad media: 34,79

Comunidad	Abund. media	Simil. media	Simil/DS	% Contrib.	% Acumul.
<i>Cystoseira</i>	1,71	10,34	0,85	29,72	29,72
<i>Laminaria</i>	1,57	10,05	1,14	28,88	58,60
<i>Spatoglossum</i>	1,43	7,14	0,73	20,52	79,12
<i>Halidrys</i>	1,07	2,68	0,41	7,70	86,81
<i>Phyllophora</i>	0,50	1,05	0,34	3,01	89,82
<i>Gelidium</i>	0,57	0,83	0,25	2,37	92,20

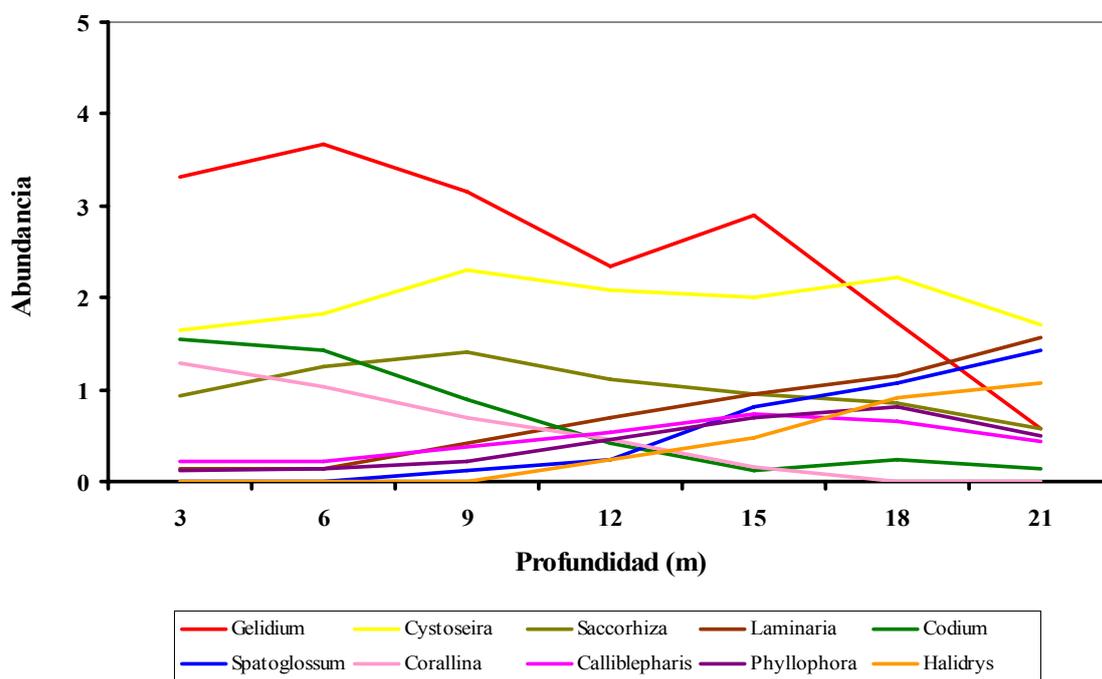
**Tabla 4. 10. Principales comunidades de macroalgas a 21 m de profundidad.**

Los grupos con las estaciones más homogéneas en cuanto a la composición de sus poblaciones de macroalgas son los de 6 m y 9 m de profundidad, con una similaridad media superior al 50% en ambos casos (53.9% y 50.8% respectivamente), seguidos por el de 3 m con un 48.7% y el de 15 m con un 44.5%. Por el contrario, los grupos de 12 m y 21 m son los más heterogéneos, con un porcentaje de similaridad del 37% y 34.8%, respectivamente. Esta heterogeneidad se puede deber a que en estas profundidades se produce un cambio de comunidades, coexistiendo poblaciones características de diferentes rangos de profundidad. En el caso de 12 m las especies de zonas someras (*Corallina*, *Codium*, *Cladostephus*, *Halopitys* y *Saccorhiza*) comienzan a ser sustituidas por especies de profundidades intermedias-altas (*Laminaria*, *Calliblepharis*,

*Phyllophora*, *Spatoglossum*, *Halidrys*, *Peyssonnelia* y *Sphaerococcus*), mientras que en el caso de 21 m algunas de estas especies comienzan a disminuir, persistiendo únicamente las especies de mayores profundidades (*Laminaria*, *Spatoglossum*, *Halidrys*, *Carpomitra* y *Dictyopteris*).

*Gelidium* y *Cystoseira* son respectivamente las especies que más similaridad aportan a la mayoría de los grupos, salvo a 3 m, donde *Cystoseira* es superada por *Codium*, y a 21 m, donde *Gelidium* apenas contribuye (2.37%) a la similaridad del grupo, por debajo de *Cystoseira*, *Laminaria*, *Spatoglossum*, *Halidrys* y *Phyllophora*.

Tal y como se desprende de los resultados obtenidos, se podría decir que *Gelidium* y *Cystoseira* son, debido a su amplia distribución y a su elevada abundancia, las poblaciones dominantes en la costa de Cantabria. En la Figura 4.14 se muestran las curvas de distribución en profundidad de las 10 principales poblaciones de macroalgas, según los resultados obtenidos en el análisis “Simper”, y en la Figura 4.15 se muestran las curvas de distribución de otras once poblaciones con valores semicuantitativos de abundancia media superiores a 0.1 en alguno de los rangos de profundidad.



**Figura 4. 14. Abundancia (0-5) de las principales poblaciones de macroalgas en los distintos rangos de profundidad.**

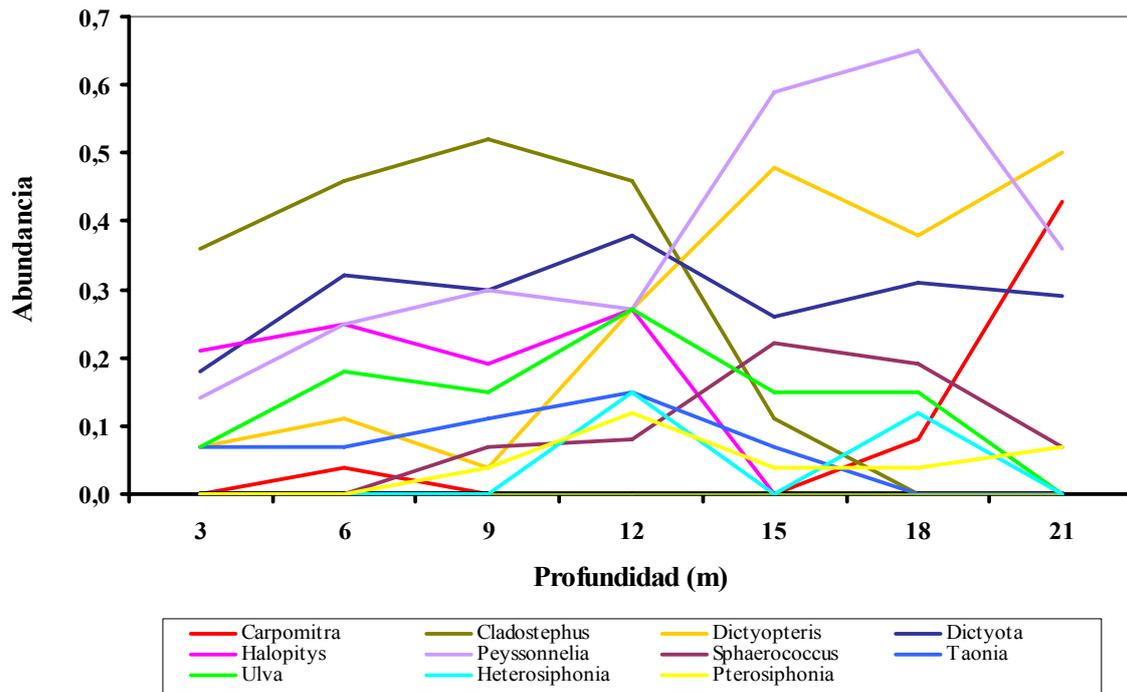


Figura 4. 15. Abundancia (0-0.7) de otras macroalgas importantes en los distintos rangos de profundidad.

Como puede apreciarse, la población de *Gelidium* es la más importante entre los 3 m y los 15 m de profundidad, encontrándose además entre las poblaciones principales en el resto de los rangos hasta los 21 metros de profundidad, aunque su abundancia disminuye notablemente a partir de los 18 metros. Según la escala semicuantitativa utilizada para la valoración de la cobertura, presenta una abundancia media de 2.52, que aplicando la transformación polinómica de la Figura 4.11 correspondería a un porcentaje de cobertura medio del 26.1%. El valor máximo de abundancia de esta comunidad se produce a los 6 metros de profundidad, donde presenta un valor medio de 3.68, equivalente a un 51.3% de cobertura. A partir de esta profundidad su abundancia disminuye progresivamente hasta los 21 metros de profundidad, donde su abundancia media es de 0.57, equivalente a un 1.22% de cobertura.

En el caso de *Cystoseira*, la distribución es más homogénea en profundidad, con una abundancia media de 1.97, equivalente a una cobertura del 16.8%, y con un rango de variación entre 2.3 y 1.64, correspondientes a unas coberturas entre el 22.2% y el 12.1%. A diferencia de *Gelidium*, se distribuye preferentemente en profundidades intermedias, con valores máximos a 9 y 18 metros y mínimos a 3 y 21 metros.

Las laminariales *Saccorhiza* y *Laminaria* son las siguientes poblaciones más abundantes, con unos valores medios de 1.01 y 0.72 respectivamente, lo que supone unas coberturas de 4.9 % y 2.4%. Estas dos poblaciones presentan un patrón de

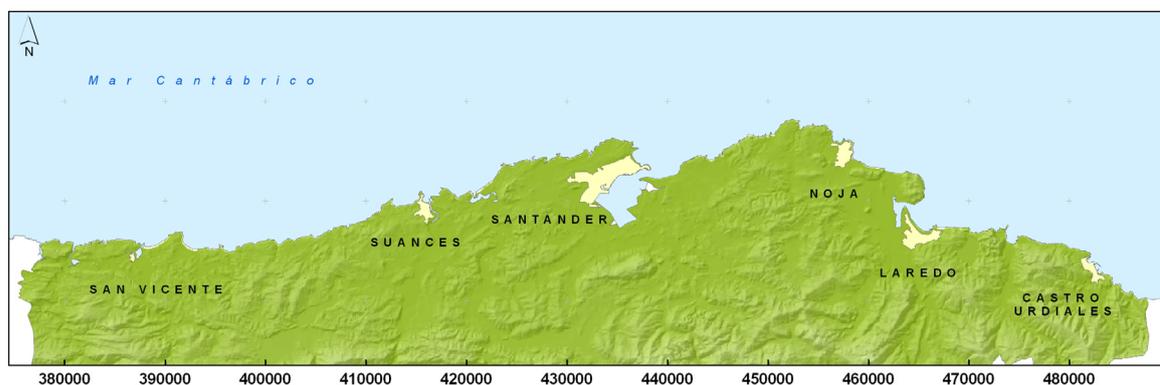
## CAPÍTULO IV

---

distribución inverso frente a la profundidad, ya que *Saccorhiza* abunda más en las zonas más someras, con un máximo a los 9 metros de profundidad, mientras que *Laminaria* adquiere una mayor importancia en las zonas más profundas.

Finalmente, *Codium* y *Corallina* representan a las poblaciones de macroalgas características de las zonas más someras, junto con *Cladostephus* y *Halopitys* en un segundo plano, mientras que *Spatoglossum*, *Halidrys*, *Phyllophora* y *Calliblepharis* representan a las poblaciones de macroalgas características de las zonas más profundas, si bien estas dos últimas sufren un significativo descenso a 21 metros de profundidad. Otras poblaciones representativas de las zonas más profundas serían *Peyssonnelia* y *Sphaerococcus* (que también disminuyen a 21 metros) así como *Carpomitra* y *Dictyopteris*.

En las Figuras 4.17 y 4.18 se muestran las representaciones cartográficas de las 10 poblaciones de macroalgas principales identificadas en la costa de Cantabria. Además, en la Figura 4.16 se muestra un mapa de la costa de Cantabria, con las coordenadas UTM X en el eje de abscisas, como base para su interpretación.



**Figura 4. 16.** Mapa de la costa de Cantabria con las coordenadas UTM X en el eje de abscisas.

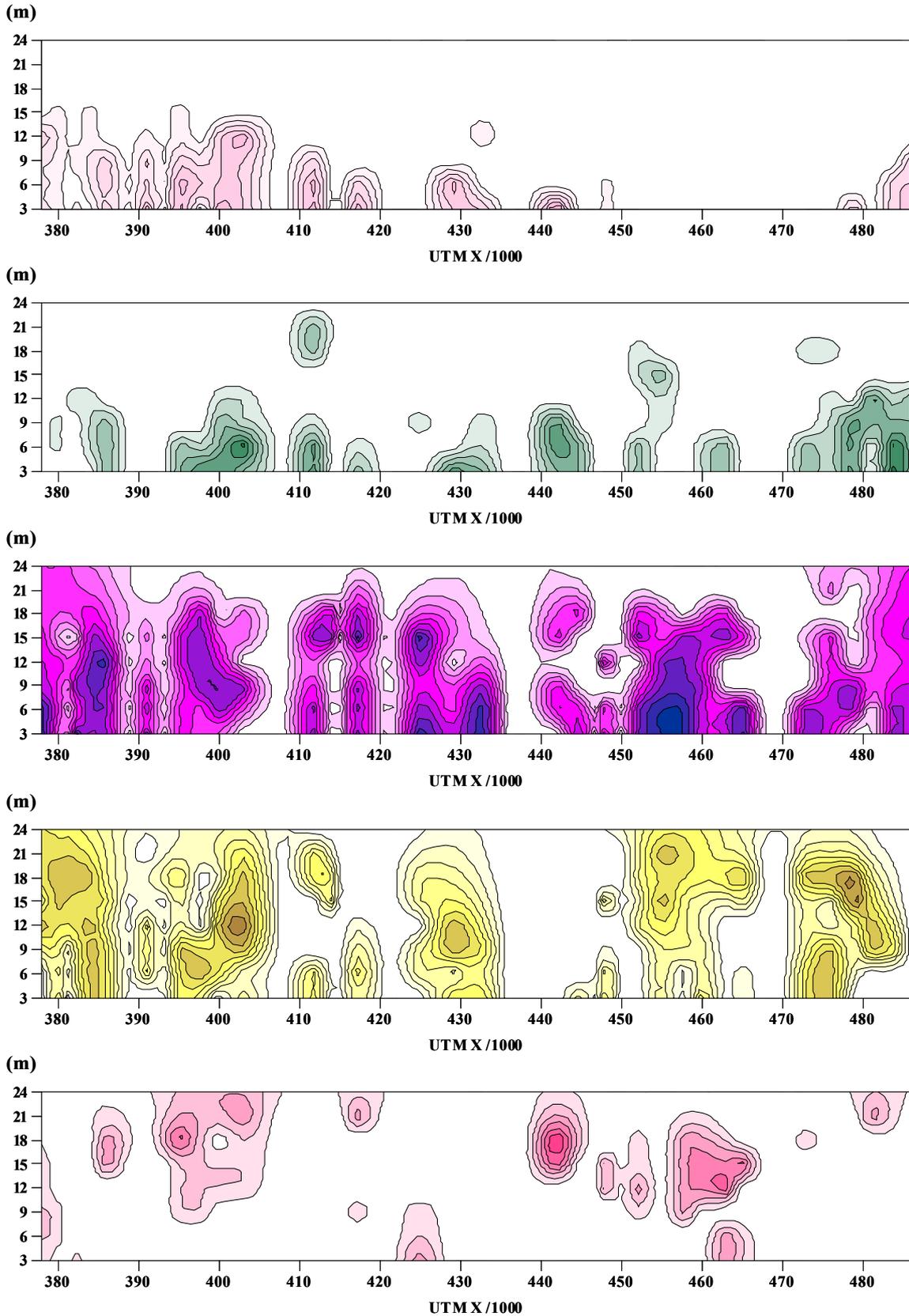
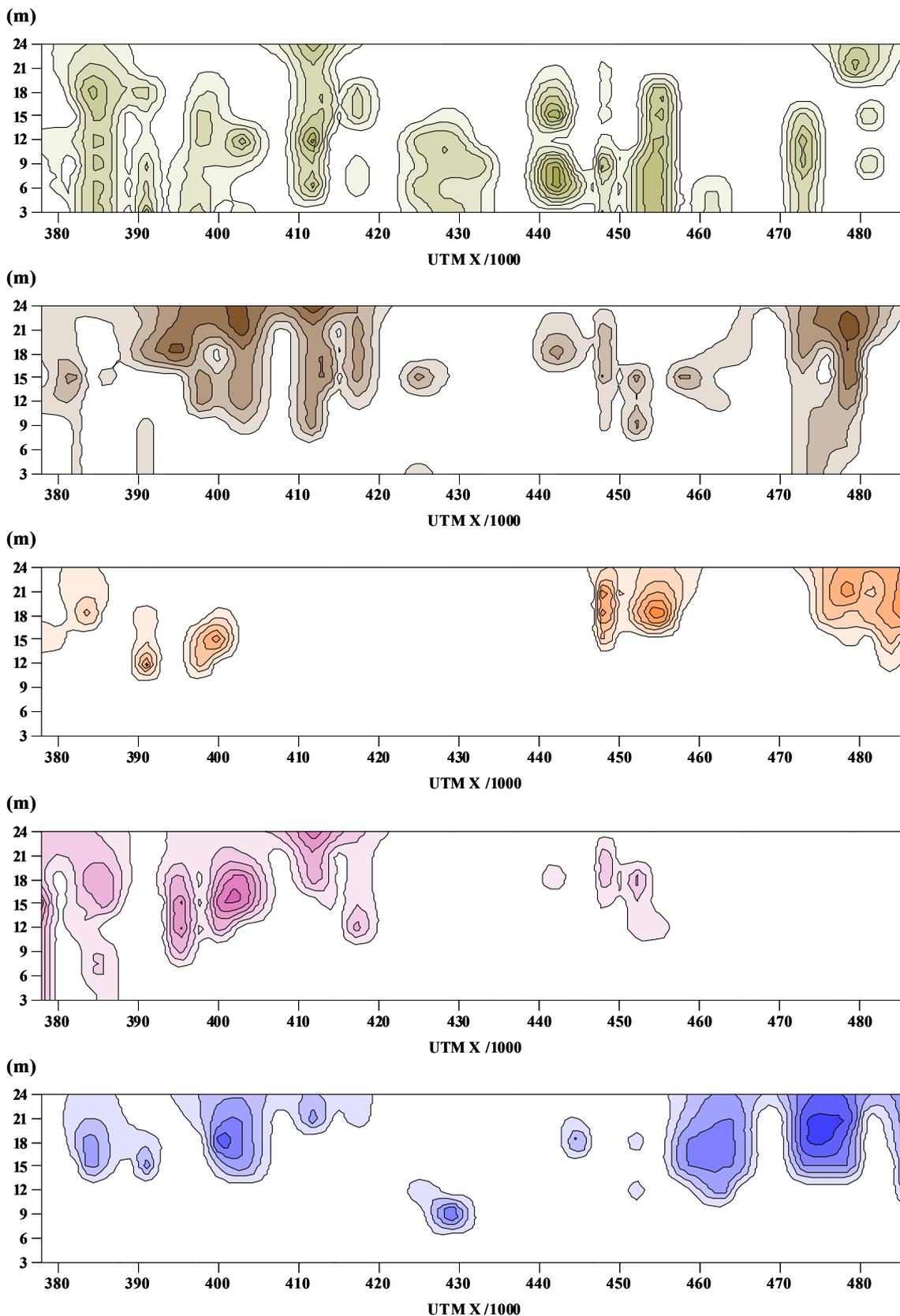


Figura 4. 17. Representaciones cartográficas interpoladas de la distribución de *Corallina*, *Codium*, *Gelidium*, *Cystoseira* y *Calliblepharis* respectivamente. Las isolíneas representan incrementos de 0.5 según la escala semicuantitativa descrita y los colores más oscuros corresponden a las mayores abundancias.

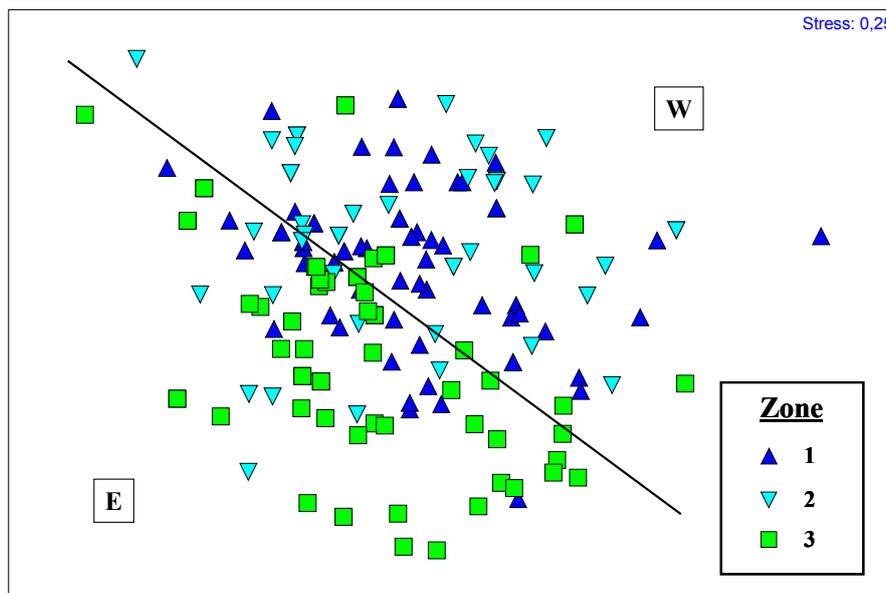


**Figura 4. 18. Representaciones cartográficas interpoladas de la distribución de *Saccorhiza*, *Laminaria*, *Halidrys*, *Phyllophora* y *Spatoglossum* respectivamente. Las isolíneas representan incrementos de 0.5 según la escala semicuantitativa descrita y los colores más oscuros corresponden a las mayores abundancias.**

En estas representaciones cartográficas se aprecian claramente las distribuciones en profundidad descritas para las distintas poblaciones de macroalgas.

Por el contrario, no se observan patrones claros en la distribución longitudinal de las poblaciones, aunque sí pueden apreciarse ciertas tendencias en las distribuciones de *Corallina*, *Phyllophora* y *Peyssonnelia* (más abundantes en la zona occidental de Cantabria), de *Cladostephus*, *Dictyopteris* y *Halopitys* (más abundantes en la zona central) y de *Spatoglossum* (más abundante hacia la zona oriental).

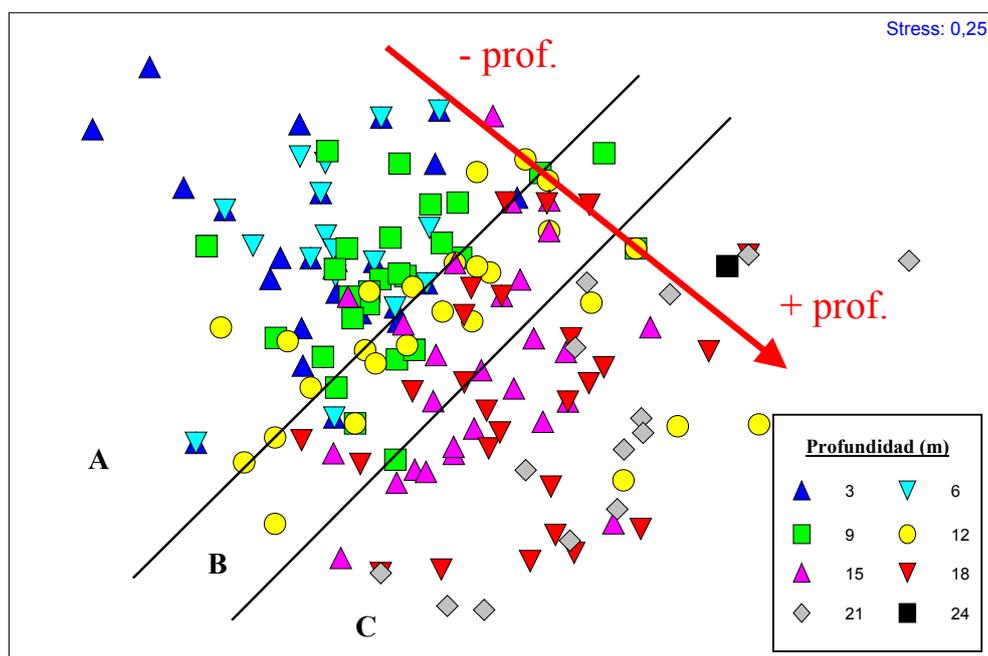
La ordenación de las estaciones mediante escalado multidimensional (MDS) muestra una aparente distribución en base a su localización a lo largo de la costa (Figura 4.19). Así, aunque el estrés asociado a esta representación bidimensional es bastante elevado, por lo que su interpretación debe realizarse con precaución, podría distinguirse un cierto grado de diferenciación entre la zona occidental y la oriental de Cantabria, aunque con un marcado grado de solapamiento entre las estaciones de las distintas zonas, especialmente entre la zona Oeste y la Central, que podrían constituir una única zona.



**Figura 4. 19. MDS de las estaciones, mostrando los grupos correspondientes a distintas zonas (1: Oeste, 2: Centro, 3: Este).**

Al representar la misma figura mostrando los símbolos correspondientes al factor profundidad, puede observarse una tendencia a ordenar las estaciones a lo largo de un gradiente marcado por este factor (Figura 4.20). Esta ordenación ha de tomarse también con precaución ya que, al tratarse de la misma figura representada en base a otro factor, el valor del stress sigue siendo el mismo, lo que es normal considerando la elevada

variabilidad y la distribución en mosaico que caracteriza a las comunidades de sustratos rocosos (Creese y Kingsford, 1998).



**Figura 4. 20. MDS de la distribución de las subestaciones en función de los rangos de profundidad.**

Las estaciones correspondientes a los rangos de profundidad más someros (3-12 m) se localizan en la parte superior izquierda de la figura, agrupadas aproximadamente en la franja marcada con la letra A (Figura 4.20). Hacia la parte inferior derecha de la figura se sitúan sucesivamente las estaciones correspondientes a las profundidades intermedias 12-18 m (franja B) y profundas 18-24 m (franja C). Estas tres franjas se han determinado a partir de los resultados obtenidos en el análisis ANOSIM, tal y como se describe a continuación.

Los resultados del análisis ANOSIM indican que los tests de diferencias entre grupos de profundidades, promediados entre grupos de distintas zonas, dan un valor global del estadístico “R” de 0.224 con un nivel de significación de  $p=0.001$ , lo que indica que existen diferencias entre los distintos grupos de profundidad analizados.

En el caso de los tests de diferencias entre los grupos de zonas, promediados en profundidad, el valor del estadístico “R” es de 0.187 con un nivel de significación de  $p=0.001$ , lo que indica que también existen diferencias en este caso.

Los resultados de los tests por pares se resumen en la Tabla 4.11, para los distintos grupos de profundidades, y en la Tabla 4.12, para los distintos grupos de zonas.

Grupos de Profundidad	Estadístico "R"	Nivel de Significación (P)
3, 6	-0,054	0.941 (A)
3, 9	0,039	0.16 (A)
3, 12	0,11	0.016 (A)
3, 15	0,344	0.001*
3, 18	0,47	0.001*
3, 21	0,711	0.001*
6, 9	-0,031	0.76 (A)
6, 12	0,119	0.004 (A)
6, 15	0,358	0.001*
6, 18	0,524	0.001*
6, 21	0,79	0.001*
9, 12	-0,01	0.576 (A)
9, 15	0,241	0.001*
9, 18	0,409	0.001*
9, 21	0,761	0.001*
12, 15	0,062	0.088 (B)
12, 18	0,12	0.018 (B)
12, 21	0,4	0.001*
15, 18	-0,026	0.683 (C)
15, 21	0,256	0.003 (C)
18, 21	-0,019	0.551 (C)

**Tabla 4. 11. Resultados del análisis ANOSIM por pares, entre los distintos grupos de profundidades. Los rangos de profundidad significativamente diferentes se marcan con un asterisco (\*). Los rangos de profundidad sin diferencias significativas se asocian al nivel somero (A), intermedio (B) o profundo (C).**

Grupos de Zonas	Estadístico "R"	Nivel de Significación (P)
O, C	0,187	0.001*
O, E	0,202	0.001*
C, E	0,193	0.001*

**Tabla 4. 12. Resultados del análisis ANOSIM por pares, entre los grupos de zonas. Los pares de zonas significativamente diferentes se marcan con un asterisco (\*).**

Como puede observarse, tanto entre las profundidades, como entre las zonas, se observan diferencias significativas en varios de los pares analizados. Así, en el caso de las profundidades se observan diferencias entre rangos de profundidad distantes, mientras que los rangos contiguos podrían considerarse similares. Al haber aplicado un nivel de significación de  $p \leq 0.001$  para la discriminación entre los pares analizados, se ha evitado una mayor fragmentación de los grupos de profundidad, ya que de haberse considerado un nivel inferior (e.g.  $p \leq 0.05$ ), los pares 3-12 m, 6-12 m, 12-18 m y 15-21 m formarían parte de distinguidos grupos. De este modo, agrupando los rangos de profundidad sin diferencias significativas entre sí, podrían distinguirse tres niveles de profundidad homogéneos: un nivel somero (A), entre los 3-12 m de profundidad, un nivel intermedio (B), entre los 12-18 m de profundidad, y un nivel profundo (C), entre los 15-21 m de profundidad.

En cuanto a las tres zonas definidas, todas muestran diferencias significativas entre sí, siendo mayores las diferencias de la zona Este respecto a las otras dos, tal y como puede apreciarse también en el MDS de la Figura 4.19.

### 4.2.3. Discusión

El trabajo desarrollado en este apartado ha permitido llevar a cabo un primer análisis de los principales patrones de distribución de las comunidades submareales de macroalgas, tanto a lo largo de la costa, como en profundidad, ampliando el conocimiento disponible sobre estas comunidades en la costa de Cantabria (Juanes y Gutiérrez, 1992; Juanes y Canteras, 1995; García-Castrillo *et al.*, 2000a; García-Castrillo *et al.*, 2000b; Puente, 2000).

En términos generales se puede decir que *Gelidium sesquipedale* y *Cystoseira baccata* constituyen las especies dominantes en la costa de Cantabria. Esta dominancia frente a las comunidades de grandes fucáceas y laminariales confirma que las comunidades algales de la costa de Cantabria presentan el carácter “meridional” descrito para el sureste del Golfo de Vizcaya (Sauvageau, 1897; Fischer-Piette, 1955). Sin embargo, la relativa abundancia de especies de aguas frías-templadas como *Laminaria ochroleuca* y *Saccorhiza polyschides* indican que este carácter no está tan acentuado como en las aguas costeras del País Vasco, donde la presencia de estas especies no es tan abundante (Juanes y Sosa, 1998; Borja *et al.*, 2004a; Gorostiaga *et al.*, 2004), a la inversa de lo que ocurre hacia las aguas costeras asturianas y gallegas, donde la abundancia de grandes algas pardas aumenta progresivamente (Pazó y Niell, 1977; Anadón y Niell, 1981; Anadón, 1983), dando lugar a una fisonomía de carácter más septentrional. Por otro lado, la presencia de especies de aguas más cálidas, como *Spatoglossum solieri*, confirmaría el carácter de transición de estas aguas.

Al analizar las diferencias biogeográficas a lo largo de la costa de Cantabria no se ha podido establecer una división clara entre distintas zonas. No obstante, los resultados obtenidos en este trabajo sugieren la posibilidad de dividir la costa de Cantabria en 3 zonas diferenciadas: una zona Oeste, que abarcaría desde el límite con Asturias hasta punta Ballota en Suances, una zona Centro, desde punta Ballota hasta el cabo de Ajo, y una zona Este, entre el cabo de Ajo y el límite con el País Vasco, si bien esta distinción no es muy evidente, especialmente entre las zonas Oeste y Central, que podrían agruparse en una misma zona.

Por el contrario, las diferencias en profundidad sí que siguen un patrón claro, pudiéndose distinguir dos niveles de profundidad: uno somero, que se extendería entre los 0 y los 12 metros de profundidad, y otro profundo, que se extendería entre los 13 y los 24 metros (ya que el rango correspondiente a los 15 m comenzaría a partir de los 13 m de profundidad). El nivel intermedio, comprendido entre los 10 y los 18 m (el rango correspondiente a los 12 m comenzaría a partir de los 10 m de profundidad), constituiría la zona de transición entre los dos primeros.

El primer nivel de profundidad se caracterizaría por la presencia dominante de *Gelidium* y *Cystoseira*, además de *Corallina*, *Codium* y *Saccorhiza* como principales poblaciones acompañantes. El segundo nivel, correspondiente a la zona más profunda, se caracterizaría por una progresiva sustitución de *Gelidium* por *Cystoseira*, y por la progresiva aparición de *Calliblepharis*, *Phyllophora*, *Laminaria*, *Spatoglossum* y *Halidrys* como principales poblaciones acompañantes.

En este sentido, es importante destacar que tanto los valores de cobertura, como los valores de riqueza de las poblaciones varían en profundidad. Así, ambos patrones presentan una tendencia inversa, con valores de cobertura mayores en la zona más somera y con valores de riqueza mayores en la zona más profunda. Este fenómeno puede verse reflejado en los resultados obtenidos mediante el análisis Simper (Tablas 4.4 a 4.10), en los que para obtener un porcentaje de variabilidad acumulado superior al 90% únicamente son necesarias 4-5 especies en la zona más somera, frente a 6-7 necesarias en la zona más profunda. En el caso de la cobertura, tanto los valores máximos de abundancia media obtenidos por las especies dominantes, como los valores promediados de las abundancias medias de las especies que acumulan un porcentaje de variabilidad del 90%, son mayores en la zona más somera. No obstante, ambos factores pueden estar relacionados, ya que la menor cobertura vegetal observada en las zonas más profundas, especialmente asociada a la disminución de las poblaciones dominantes (*Gelidium* y *Cystoseira*), puede dar pie a la aparición de otras poblaciones más competitivas en estos ambientes, propiciando un incremento en los valores de riqueza.

Además de la importancia de la profundidad en la distribución de las poblaciones de macroalgas, es también importante la consideración de otro tipo de condicionantes ambientales en su distribución. Así por ejemplo, se ha observado que el tipo y la estructura del sustrato influyen notablemente en la presencia de *Cystoseira* y *Halidrys*, que crecen sin problemas en zonas con elevada presencia de arenas, mientras *Gelidium* se distribuye fundamentalmente en zonas rocosas sin arenas y forma densas poblaciones en las zonas superiores de los bloques, donde la hidrodinámica es elevada y la deposición de arenas despreciable. Estos resultados son acordes con lo descrito por Díez

(2003) para la costa del País Vasco, en la que se menciona la mayor tolerancia de *Cystoseira* a la sedimentación, frente a *Gelidium* y *Laminaria* que crecen en zonas con baja o nula sedimentación (García-Castrillo *et al.*, 2000a; García-Castrillo *et al.*, 2000b; Puente, 2000).

Otros factores ambientales, como la exposición al oleaje y la contaminación, también pueden condicionar la distribución y la estructura de las comunidades de macroalgas, tal y como se menciona en el citado trabajo realizado por Díez (2003), en el que se destaca la preferente distribución de *Gelidium* por las zonas expuestas, frente a *Cystoseira*, que predomina en las zonas menos expuestas, o lo que podría equipararse, en las zonas más profundas, donde la hidrodinámica es menor.

Haciendo hincapié en la sensibilidad de *Cystoseira* y *Gelidium* a la contaminación (Díez *et al.*, 1999; Díez *et al.*, 2003), se podría considerar que estas especies constituyen buenos indicadores de la calidad de las aguas costeras, por lo que, la amplia distribución y las elevadas abundancias observadas en este estudio podrían dar una idea del buen estado de las aguas y de las comunidades de macroalgas presentes en la costa de Cantabria.

En cuanto a la técnica cartográfica empleada, aunque no alcanza el nivel de precisión de las técnicas cartográficas en las que se basa (Mann, 1972; García-Castrillo *et al.*, 2000a), podría constituir una herramienta útil de cara a la aplicación de normativas como la DMA, como fuente de información para el establecimiento de las condiciones de referencia, o de la Directiva Hábitats, como instrumento para la localización y descripción de zonas para su conservación. Todo ello mediante un procedimiento sencillo de aplicar, no destructivo, eficaz y de bajo coste, tal y como se demanda en las labores de gestión, pero sin descuidar en ningún momento el rigor científico necesario. No obstante, sería de gran interés contrastar los resultados obtenidos mediante la metodología aplicada en este trabajo con el empleo de técnicas de prospección remotas, tales como el sónar de barrido lateral o las sondas multihaz y monohaz, ya que la aplicación combinada de distintas técnicas podría proporcionar información complementaria de gran valor de cara a la realización de cartografiados submareales de precisión a macroescala (Coggan *et al.*, 2007; Galparsoro *et al.*, 2007). Otro importante aspecto a considerar sería la conveniencia de utilizar vehículos operados por control remoto (ROVs) para llevar a cabo las prospecciones visuales sin las limitaciones que presentan las inmersiones submarinas realizadas por buceadores.

Los resultados de este trabajo han permitido ampliar el conocimiento disponible sobre la estructura, la composición y los patrones de distribución de las comunidades

vegetales submareales de Cantabria, lo que puede ser de gran utilidad de cara a establecer las bases para la valoración de su calidad. Además, constituyen una importante fuente de información que puede ser utilizada para cubrir las necesidades que surjan ante cualquier tipo de actuaciones en la costa (obras marítimas, designación de áreas marinas protegidas, etc.).

### **4.3. DESARROLLO DE UNA MÉTRICA PARA LA VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS COMUNIDADES DE MACROALGAS**

Tal y como se ha mencionado en la introducción (capítulo I), la implementación de la DMA exige la valoración de la calidad de las comunidades de macroalgas como un elemento de calidad biológico fundamental en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras. Para ello, la DMA establece que deberá tenerse en cuenta tanto la composición, como la abundancia de sus comunidades, valorando positivamente la mayor abundancia de especies sensibles a las perturbaciones antropogénicas y, aunque no se mencione explícitamente, valorando negativamente la sustitución de estas especies por otras tolerantes o de carácter oportunista. Sin embargo, la consideración de dichos criterios en el planteamiento de un procedimiento de evaluación de la calidad de este elemento biológico, las macroalgas, se ve influenciada por las propias condiciones de contorno del medio que se quiere valorar. Esto es, de la relevancia de este elemento en la estructuración y funcionalidad ecológica de las masas de agua objeto de evaluación.

De este modo, aspectos básicos como la distribución potencial de la vegetación marina, la heterogeneidad de hábitats, la vulnerabilidad de las poblaciones de macroalgas frente a las presiones antrópicas o el reconocimiento de elementos clave representan algunas de las características que deberían tenerse en cuenta como condicionantes para el desarrollo de los indicadores e índices a utilizar en la evaluación. Ejemplos específicos aunque contrapuestos de este tipo de aproximación conceptual se observan en el planteamiento de los índices desarrollados en las masas de agua costeras del Báltico (European Commission, 2007), donde se prioriza la evaluación de las comunidades submareales como componente mayoritario del sistema bentónico rocoso frente a los fenómenos derivados de la eutrofización, o del Mediterráneo (Ballesteros *et al.*, 2007), en los que, por el contrario, se valoran las comunidades intermareales y del infralitoral más somero como exponentes de los hábitats dominados por macroalgas más representativos en este área costera.

Sin embargo, tales planteamientos no se observan en el desarrollo de otros índices, como el planteado por Wells (2007) para las aguas del Atlántico NE, dirigido exclusivamente a la evaluación de las comunidades intermareales que, si bien representan sistemas donde se refleja una parte importante de la diversidad del medio bentónico rocoso litoral (especies, hábitats...), difieren ostensiblemente en algunos aspectos estructurales y funcionales de las correspondientes a las extensas áreas

submareales o infralitorales presentes en los distintos mares que rodean el Reino Unido, las cuales quedan excluidas de la valoración de su calidad. Yendo más allá, y redundando en los argumentos expuestos anteriormente en la introducción de esta tesis, la importancia de las comunidades submareales de macroalgas en toda la costa del Reino Unido se ha puesto en evidencia en la propuesta de áreas y especies marinas protegidas al amparo del Convenio OSPAR o de la propia Directiva Hábitats (Aish y Webb, 2007; Hiscock y Breckels, 2007). Esta última Directiva (92/43/EEC) considera los fondos rocosos como un tipo de hábitat costero que abarca desde el intermareal al submareal, constituyendo una unidad ecológica cuya gestión para la conservación debe realizarse de forma integrada.

Cabe resaltar, por último, la importancia adicional de este elemento en el ámbito de los sistemas bentónicos de fondo duro, dado que su evaluación representa, hoy por hoy, la del conjunto de elementos biológicos que se integran en su entorno (macroalgas e invertebrados), aspecto que enfatiza aún más la necesidad de abordar su evaluación en el ámbito de toda su extensión efectiva dentro de las masas de agua (intermareal/submareal).

Esta realidad es la de las zonas costeras del litoral de gran parte del Cantábrico, incluyendo la zona de Cantabria. Por ello, se justifica el enunciado de un objetivo específico centrado en el desarrollo de una métrica para la valoración de la calidad de las comunidades de macroalgas, que cumpla con los criterios establecidos en la DMA y que sea aplicable en las aguas costeras de Cantabria, tanto para la zona intermareal, como para la submareal. Puesto que se trata de una métrica para la valoración de la Calidad de los Fondos Rocosos, se utilizará el acrónimo “CFR” para denominar a este índice.

#### **4.3.1. Desarrollo del índice**

La metodología seguida para la elaboración del índice CFR parte de los datos y los conocimientos adquiridos durante el estudio de la variabilidad espacial, así como de otros trabajos en los que se han sintetizado diversos aspectos estructurales y funcionales de las zonas intermareales y submareales de la costa Cantábrica (cf. apartado 4.2). El proceso seguido para el desarrollo del índice consta de seis etapas sucesivas:

- La definición del ámbito de aplicación
- El reconocimiento de especies “características”
- La selección de los indicadores

- El establecimiento de los umbrales de calidad
- La integración de los indicadores en el índice CFR
- La descripción del proceso de aplicación

Puesto que se trata de un proceso continuo, en el que los resultados de las etapas previas alimentan a las siguientes, a continuación se analizan las metodologías y los resultados obtenidos en cada una de estas etapas.

### **4.3.1.1. Definición del ámbito de aplicación**

A diferencia de la mayoría de las métricas desarrolladas para la valoración de las comunidades de macroalgas en el proceso de implementación de la DMA (European Commission, 2007), el índice CFR ha sido diseñado para su aplicación tanto en el intermareal como en el submareal.

En el primer caso, se considera que toda la zona intermareal representa una unidad de evaluación, cuya principal fuente de variabilidad a lo largo de la costa de Cantabria se debe al factor de exposición de la costa (Anadón, 1983), lo que motiva la aparición de diferentes modelos de zonación o distribución de las poblaciones de macroalgas en diferentes horizontes. Esto ha justificado la distinción de dos tipologías costeras intermareales: las plataformas semiexpuestas, con pendientes inferiores a los 45°, y las zonas expuestas, con sustratos de pendiente superior a los 45°.

En relación con el submareal, las comunidades bentónicas de fondo duro abarcan grandes extensiones (cf. capítulo II), lo cual homogeneiza las condiciones de exposición a las que se ven sometidas en el ámbito de las aguas costeras de Cantabria. Sin embargo, parecen existir otros factores que generan diferencias significativas en el gradiente batimétrico. Por ello, a raíz de los resultados obtenidos en el apartado anterior, correspondiente al análisis de la variabilidad espacial y los patrones de distribución de las macroalgas en los fondos submareales de Cantabria, una de las primeras decisiones tomadas de cara a la elaboración del índice CFR ha consistido en el establecimiento de rangos de aplicación diferenciados en profundidad. Esta decisión se basa en las diferencias observadas en las comunidades de macroalgas que colonizan los distintos estratos de profundidad, tanto en lo que respecta a la composición específica, como a su abundancia.

Así, aunque la estructura de las comunidades de fondos rocosos presenta una elevada variabilidad espacio-temporal (Creese y Kingsford, 1998), lo que da lugar al solapamiento de estaciones de distintas condiciones, los resultados del análisis

ANOSIM mostrados en la Tabla 4.11 y el MDS de la Figura 4.20 del apartado anterior (4.2) muestran que en el submareal de Cantabria existe un claro gradiente de las poblaciones en profundidad, pudiéndose distinguir dos franjas batimétricas; una somera y otra más profunda, con una zona intermedia que constituiría la zona de transición entre las dos. Como resultado de estos análisis, se han establecido dos grandes rangos de profundidad para la aplicación estandarizada del índice CFR en el submareal, uno comprendido entre los 5-15 metros de profundidad y otro comprendido entre los 15-25 metros.

#### **4.3.1.2. Reconocimiento de especies “características”**

La valoración de la presencia de taxones sensibles a las perturbaciones antropogénicas, junto con la estimación de su grado de recubrimiento, constituyen los dos criterios fundamentales para la valoración de la calidad de las comunidades de macroalgas. Así, puesto que no existe un criterio definitivo establecido que determine las macroalgas que son sensibles y las que son tolerantes u oportunistas ante las perturbaciones antropogénicas, para la aplicación de este índice se han definido tres grupos diferenciados de macroalgas, en base al conocimiento previo disponible sobre las especies de macroalgas habituales en la región.

El primer grupo, denominado “*macroalgas características*”, incluye a todas aquellas especies que forman poblaciones conspicuas, bien definidas y que, por lo general, corresponden a especies perennes. Estas especies, generalmente con talos gruesos, coriáceos o calcáreos, podrían equipararse a las de los grupos funcionales D-E establecidos por Littler y Littler (1980; 1984), como por ejemplo, *Cystoseira* sp., *Fucus* sp., *Laminaria* sp. o *Corallina* sp., aunque también incluiría a algunas especies del grupo funcional C, en el que se agruparían aquellas especies con talos de ramificaciones gruesas, como por ejemplo *Halopteris* sp., *Gelidium* sp., *Gigartina* sp. o *Laurencia* sp. Las primeras han sido clasificadas como pertenecientes al Grupo de Estado Ecológico I (ESG I) por Orfanidis *et al.* (2001a), mientras que las segundas han sido clasificadas en el Grupo de Estado Ecológico II (ESG II).

El segundo grupo, denominado “*especies oportunistas*”, incluye a especies anuales que a menudo se encuentran asociadas a alteraciones antropogénicas. Estas especies estarían básicamente representadas por algas foliosas (*Ulva* sp., *Enteromorpha* sp.) o filamentosas (*Cladophora* sp., *Ceramium* sp.) correspondientes a los grupos funcionales A-B establecidos por Littler y Littler (1980; 1984), y, a su vez, incluidas en el Grupo de Estado Ecológico II (ESG II) definido por Orfanidis *et al.* (2001a).

Finalmente, el tercer grupo incluye a diferentes “*especies invasoras*”, considerando como tales a aquellas especies exóticas que en la actualidad pueden constituir un problema debido a su capacidad colonizadora y de desplazamiento de las especies autóctonas, como por ejemplo *Sargassum muticum*.

En la Tabla 4.13 se indican las especies de macroalgas “características”, “oportunistas” e “invasoras” identificadas en las zonas intermareales y submareales de la costa de Cantabria para la aplicación del índice CFR.

<b>Macroalgas características</b>		<b>Especies Oportunistas</b>
Intermareal	Submareal	
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	<i>Calliblepharis ciliata</i>	<i>Blidingia</i> spp.
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	<i>Cladostephus spongiosus</i>	<i>Bryopsis</i> spp.
<i>Chondracanthus</i> spp.	<i>Codium tomentosum</i>	<i>Ceramium</i> spp.
<i>Cladostephus spongiosus</i>	<i>Corallina</i> spp.	<i>Chaetomorpha</i> spp.
<i>Codium tomentosum</i>	<i>Cystoseira baccata</i>	<i>Cladophora</i> spp.
<i>Corallina</i> spp.	<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	Ectocarpales
<i>Cystoseira baccata</i>	<i>Desmarestia ligulata</i>	<i>Enteromorpha</i> spp.
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	<i>Dictyopteris membranacea</i>	<i>Ulva</i> spp.
<i>Fucus</i> spp.	<i>Dictyota dichotoma</i>	
<i>Gelidium latifolium</i>	<i>Gelidium sesquipedale</i>	
<i>Gelidium sesquipedale</i>	<i>Halidrys siliquosa</i>	
<i>Gigartina</i> spp.	<i>Halopithys incurvus</i>	
<i>Laminaria ochroleuca</i>	<i>Halopteris filicina</i>	
<i>Laurencia</i> spp.	<i>Halurus equisetifolius</i>	
<i>Leathesia difformis</i>	<i>Heterosiphonia plumosa</i>	
<i>Litophyllum tortuosum</i>	<i>Laminaria ochroleuca</i>	
<i>Nemalion helminthoides</i>	<i>Peyssonnelia</i> spp.	
<i>Pelvetia canaliculata</i>	<i>Saccorhiza polyschides</i>	
<i>Saccorhiza polyschides</i>	<i>Spatoglossum solieri</i>	
<i>Stypocaulon scoparium</i>	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	
	<i>Stypocaulon scoparium</i>	
	<i>Taonia atomaria</i>	
		<b>Especies Invasoras</b>
		<i>Sargassum muticum</i>

**Tabla 4. 13. Lista de las especies de macroalgas “características”, “oportunistas” e “invasoras” reconocidas en las zonas intermareales y submareales de la costa de Cantabria.**

#### **4.3.1.3. Selección de indicadores**

De acuerdo con los requerimientos de la DMA, la valoración de las macroalgas debe realizarse considerando, al menos, dos características básicas: su composición y su abundancia.

Para responder a este planteamiento, diversas han sido las interpretaciones adoptadas en el desarrollo de los diferentes índices propuestos. Éstos varían desde la cuantificación del número de especies de diferente tipo (rojas/pardas/verdes, ESG I/ESG II, etc.), utilizado por Wells *et al.* (2007), hasta la estimación de las superficies del intermareal cubiertas por un número reducido de “comunidades tipo” previamente establecidas, adoptado por Ballesteros *et al.* (2007).

En el caso de las evaluaciones de las comunidades del submareal, todas las propuestas analizadas se concentran en una serie de especies o poblaciones representativas (fucales, laminariales, etc.), lo que podría relacionarse con la dificultad inherente a la cuantificación “realista” de la composición y abundancia de las macroalgas, a nivel específico, en grandes extensiones submareales.

Partiendo de estas premisas, el desarrollo del CFR se ha centrado en el análisis de las “poblaciones de macroalgas características”, como elemento básico de la evaluación de este elemento en toda la extensión de la masa de agua, independientemente de su ubicación en la zona intermareal o submareal. Para ello, dando respuesta a la DMA, se han seleccionado cuatro indicadores que pretenden aportar la información necesaria para contrastar si la composición y abundancia de macroalgas en una determinada estación se apartan, de forma significativa, de sus rangos de variabilidad natural.

En este sentido, para la valoración de la composición se utilizarán dos indicadores. Por un lado se estimará la **Riqueza (R) de poblaciones de macroalgas características**, que valorará positivamente la mayor presencia de taxones correspondientes a este grupo de algas, y, por otro lado, se utilizará un indicador de especies **Oportunistas (O) e invasoras**, que valorará negativamente la mayor abundancia de este tipo de algas. En el caso de la abundancia se utilizará un indicador de **Cobertura (C) de macroalgas características**, que valorará positivamente la mayor cobertura de algas correspondientes a este grupo. Por último, estos indicadores se complementarán con una valoración del **Estado Fisiológico (E) de las macroalgas características**, como una medida de su estado de salud.

El indicador de **Cobertura (C)** evalúa el grado de cobertura que presentan en su conjunto todas las macroalgas características asentadas en el área de muestreo, excluyendo aquí a las especies oportunistas e invasoras. Esta evaluación se lleva a cabo mediante la estimación visual del porcentaje de recubrimiento que presentan las macroalgas características sobre todo el sustrato rocoso estable susceptible de ser colonizado por las algas. Las zonas cubiertas por animales (percebes, mejillones,

poliquetos, etc.) que impiden el asentamiento de macroalgas características sobre la roca no se consideran en la evaluación.

Para la valoración de este indicador se consideran también las características morfológicas del sustrato en el área de muestreo, ya que, por ejemplo, la presencia de zonas de arena o piedras sueltas pueden influir significativamente en los porcentajes de cobertura alcanzados.

El indicador de **Riqueza (R)** evalúa el número de poblaciones de macroalgas características presentes en el área de muestreo, de acuerdo a los listados definidos previamente. Para poder ser contabilizadas, estas poblaciones deberán alcanzar un porcentaje de cobertura mínimo superior al 1%, considerado éste como un valor indicativo de cobertura significativa.

El indicador de **Oportunistas (O)** evalúa la abundancia de este tipo de especies en la zona de muestreo. La valoración se realiza mediante la estimación del porcentaje de cobertura relativo de oportunistas respecto a la superficie total vegetada.

Finalmente, el indicador del **Estado fisiológico (E)** tiene en cuenta una estimación, mediante juicio de experto, de la salud de las macroalgas presentes, a partir de un análisis combinado de distintos aspectos (desarrollo reducido de los frondes, bajas densidades, despigmentación, daños físicos, nivel de epifitismo) que puedan no ser debidos a causas naturales.

### **4.3.1.4. Establecimiento de los umbrales de calidad**

#### **Metodología**

El establecimiento de los rangos y los umbrales de calidad aplicables a la valoración de cada uno de los indicadores que componen el índice CFR se ha llevado a cabo mediante la combinación de análisis estadísticos y juicios de experto, a partir de la información obtenida en las tareas realizadas durante el análisis de la variabilidad espacial y los patrones de distribución de las macroalgas de los fondos submareales de Cantabria.

#### **Comunidades submareales**

Para calcular los umbrales de los indicadores de **cobertura** y **riqueza**, en primer lugar se elaboraron las curvas de distribución de los datos de frecuencias acumuladas de estos

indicadores obtenidos en cada uno de los dos rangos de profundidad establecidos. Dicha información sirvió de base para analizar la conveniencia o no de establecer dos criterios diferenciados para las dos franjas de profundidad establecidas (5-15 m y 15-25 m). Para ello se calcularon los valores medios y los intervalos de confianza del 95% de los datos de cobertura y riqueza obtenidos en cada una de estas dos franjas. Además, se aplicó un test no paramétrico de la U de Mann-Whitney a los mismos datos, con el fin de analizar si las diferencias eran suficientemente significativas como para justificar la adopción de criterios diferenciados.

Por último, el establecimiento de los umbrales a utilizar para la asignación de las puntuaciones en la evaluación se llevó a cabo en base a los valores correspondientes a las frecuencias acumuladas del 50%, 25% y 5%, como límites entre los tres primeros niveles de calidad respectivamente.

En el caso del indicador de **especies oportunistas**, el criterio seguido para el establecimiento de los umbrales de calidad se ha basado principalmente en el juicio de experto, mientras que para los umbrales del indicador de **estado fisiológico** se tomó como referencia el trabajo de Burdick y Kendrick (2001), en el que se plantea una metodología para la evaluación del estado de salud de las angiospermas basada en el porcentaje de cobertura de epífitos que presentan.

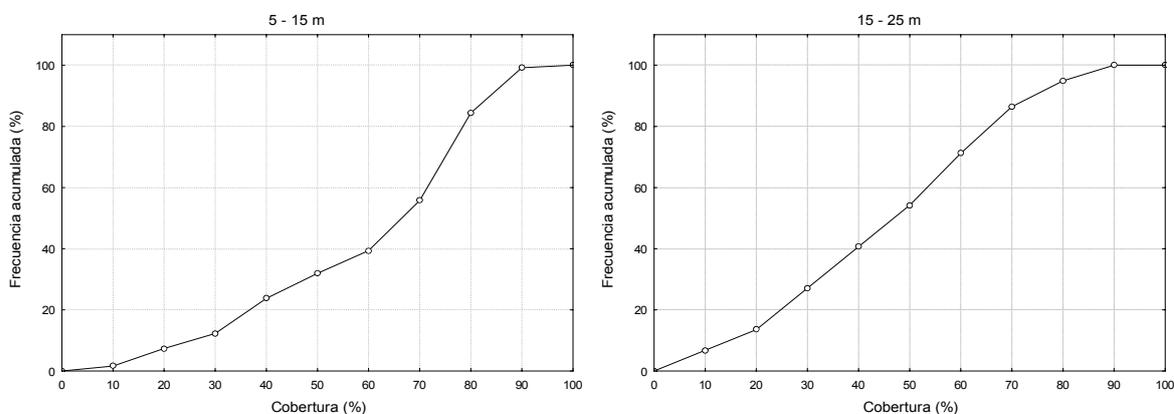
### **Comunidades intermareales**

En cuanto a la zona intermareal, la mayor visibilidad y accesibilidad a las comunidades bentónicas de este nivel proporcionan un mejor punto de partida para las estimaciones de cobertura y riqueza de las poblaciones de macroalgas características. De acuerdo con Wells (2006), los efectos de la exposición costera sobre las comunidades de macroalgas producen una reducción significativa en la abundancia de las especies dominantes y una ligera disminución en los valores de riqueza. Estudios realizados en distintos puntos intermareales de la cornisa Cantábrica (cf. Juanes y Sosa, 1998; Borja *et al.*, 2004a) muestran la existencia de unos pocos patrones de zonación homogéneos de acuerdo a la riqueza y la cobertura de las poblaciones de macroalgas presentes. Esto ha hecho posible la propuesta basada en juicio de experto de los umbrales de calidad a aplicar para cada uno de estos indicadores en los distintos tipos de zonas intermareales.

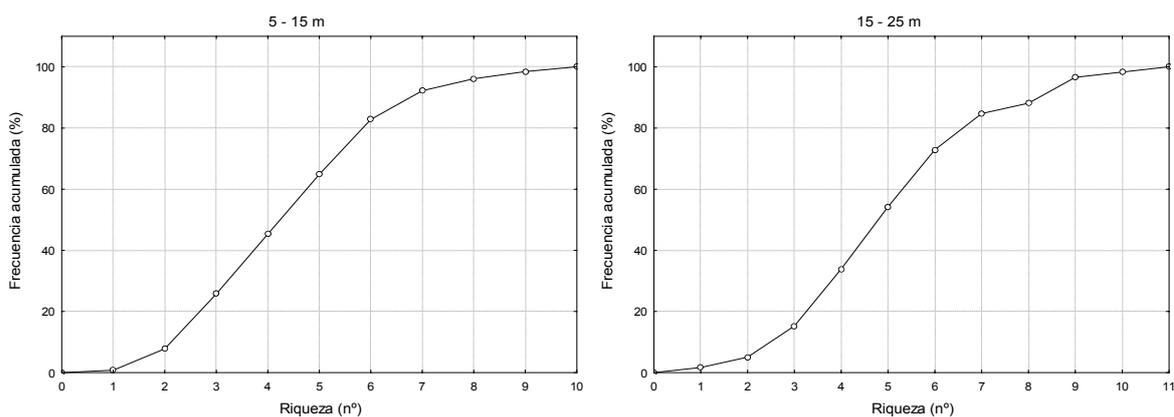
### **Resultados**

Como resultado inicial, las curvas de distribución obtenidas a partir de los datos de cobertura de macroalgas muestran claramente que las estaciones someras presentan

mayores valores que las estaciones profundas (Figura 4.21). Por el contrario, las curvas de distribución de los datos de riqueza muestran patrones muy similares, aunque con valores ligeramente superiores en las estaciones profundas (Figura 4.22).



**Figura 4.21. Funciones de distribución del porcentaje de cobertura de macroalgas características, en los distintos rangos de profundidad considerados.**



**Figura 4.22. Funciones de distribución de la riqueza de poblaciones de macroalgas características, en los distintos rangos de profundidad considerados.**

Esto se aprecia también al observar los valores medios obtenidos en cada caso y sus correspondientes intervalos de confianza al 95% (Tabla 4.14). Así, el valor medio de cobertura obtenido en las estaciones someras ha sido del 63.8%, con un intervalo de confianza comprendido entre el 60% y el 67.8%, mientras que en las estaciones profundas el valor medio ha sido del 50.3%, con un intervalo de confianza comprendido entre el 44.6% y el 56.1%. En cuanto a la riqueza, el valor medio en las estaciones someras ha sido de 4.9 poblaciones, con un intervalo de confianza comprendido entre las 4.5 y las 5.2 poblaciones, mientras que en las estaciones profundas el valor medio ha sido de 5.5 poblaciones, con un intervalo de confianza comprendido entre las 4.9 y las 6 poblaciones. El solapamiento de los intervalos de confianza en los valores de riqueza sugiere la necesidad de considerar el mismo criterio de calidad en los dos niveles de profundidad para este indicador.

Los resultados de los tests de la U de Mann-Whitney confirman que las diferencias existentes entre los datos de cobertura son suficientemente significativas como para justificar la adopción de distintos umbrales de calidad ( $p < 0.05$ ), mientras que las diferencias existentes entre los datos de riqueza no son suficientemente significativas ( $p > 0.05$ ), por lo que no sería necesario el establecimiento de distintos umbrales de calidad (Tabla 4.14).

	Prof.	-95%	Media	+95%	DS	U	p
<b>Cobert.</b>	5-15 m	59,92	63,85	67,79	21,96	2309	0,000083*
	15-25 m	44,6	50,34	56,08	22,03		
<b>Riqueza</b>	5-15 m	4,54	4,86	5,18	1,83	3123	0,054
	15-25 m	4,95	5,49	6,04	2,09		

**Tabla 4. 14. Resultados de la comparación de los datos de cobertura y riqueza entre los distintos rangos de profundidad.  $\pm 95\%$ : intervalo de confianza del 95%, DS: desviación estándar, U: Estadístico U de Mann-Whitney, p: nivel de significación (\*: valores significativos con  $p < 0.05$ ).**

A continuación se describen los resultados obtenidos para el establecimiento de los umbrales de calidad de cada uno de los indicadores utilizados en el índice CFR.

En el caso de la cobertura (Figura 4.21) se observa que, en las estaciones someras, el 50% de los datos acumulados corresponden a valores de cobertura próximos al 70%, mientras que, en las estaciones profundas, corresponden a valores de cobertura del 50%. Estos serán los valores utilizados como criterios para la obtención de las puntuaciones máximas en el índice CFR. El siguiente nivel de corte se establece a partir de los valores correspondientes al 25% de los datos acumulados, que superan ligeramente el 40% de cobertura en las estaciones someras, mientras que en las estaciones profundas apenas se alcanza el 30%. El tercer nivel de corte se establece a partir de los valores correspondientes al 5% de los datos acumulados, correspondientes al 20% y al 10% de cobertura respectivamente. En la Tabla 4.15 se muestran los umbrales establecidos de este modo para la valoración de la cobertura en los dos rangos de profundidad.

En cuanto a los valores de riqueza, aunque algo superiores a mayor profundidad, presentan un patrón de distribución similar en ambos niveles de profundidad. Así, el 50% de los datos acumulados corresponden a unas 4-5 poblaciones de macroalgas características, mientras que el 25% de los datos corresponden a unas 3-4 poblaciones. Debido a la escasa capacidad de discriminación entre umbrales que permiten los bajos valores de riqueza obtenidos, se ha optado por establecer el umbral de 4-5 poblaciones como el límite correspondiente al segundo nivel de calidad, siendo necesarias más de 5 poblaciones para obtener la máxima puntuación. En la Tabla 4.16 se indican los

umbrales establecidos para la valoración de la riqueza con un único criterio submareal y dos criterios intermareales.

En cuanto a la zona intermareal, los umbrales de cobertura establecidos han sido equiparados a los de las estaciones submareales, de forma que en las zonas intermareales semiexpuestas el criterio adoptado ha sido el más exigente debido a la mayor facilidad que presentan para ser colonizadas por las algas (Tabla 4.15). En el caso de la riqueza, la escasa capacidad de desarrollo que presentan los distintos horizontes de vegetación en las zonas intermareales expuestas ha motivado el establecimiento de un criterio de valoración basado en unos umbrales más exigentes que en las zonas semiexpuestas (Tabla 4.16).

Para el establecimiento de los umbrales de calidad del indicador de oportunistas se ha tenido en cuenta que, aunque la ocurrencia de proliferaciones masivas de especies oportunistas asociadas a alteraciones antropogénicas (especialmente macroalgas verdes debido a los vertidos ricos en N) constituyen indicadores habituales en los estudios de evaluación de impactos debidos a la eutrofización, sin embargo, el enriquecimiento de las aguas también puede resultar favorable para el desarrollo de macroalgas características, lo que puede dar lugar a confusiones en determinadas ocasiones. Con el fin de evitar este tipo de errores, la valoración del indicador correspondiente a las especies oportunistas en el índice CFR se ha realizado en base al porcentaje de cobertura relativo de estas especies frente a la cobertura total vegetada. De este modo, una zona con una elevada cobertura de ambos tipos de algas no resultaría tan penalizada como otra en la que hubiera una reducida cobertura vegetal compuesta únicamente por especies oportunistas.

Aunque Orfanidis *et al.* (2001a) utilizan una aproximación similar, por el momento no se dispone de ninguna escala de valoración que pueda ser aplicada al indicador de oportunistas propuesto. Por este motivo, el juicio de experto ha sido el criterio utilizado para el establecimiento de los umbrales de calidad tanto en el intermareal como en el submareal (Tabla 4.17). La evaluación diferenciada en ambos niveles asume una mayor probabilidad de ocurrencia de este tipo de especies en las condiciones del intermareal, dando lugar a unos umbrales de calidad menos estrictos para estas zonas.

Finalmente, aunque la inclusión de un indicador para la evaluación del estado de salud de las comunidades de macroalgas pueda resultar controvertida debido al elevado grado de subjetividad que supone su valoración, puede constituir un interesante elemento de valoración del grado de estrés al que están sometidas las comunidades de macroalgas. Tal es el caso del trabajo realizado por Burdick y Kendrick (2001), en el que se plantea

una metodología para la evaluación del estado de salud de las angiospermas basada en el porcentaje de cobertura de epífitos que presentan.

En el caso del índice CFR, la valoración del indicador correspondiente al estado fisiológico se realiza mediante unos umbrales similares a los propuestos en el mencionado trabajo, aplicados al porcentaje de macroalgas características que presentan distintos tipos de alteraciones (reducido desarrollo de los frondes, bajas densidades, despigmentación, daños físicos, grado de epifitismo) aparentemente no debidas a causas naturales (Tabla 4.18).

#### **4.3.1.5. Integración de los indicadores**

Una vez establecidos los umbrales de calidad y los criterios de valoración a aplicar en cada uno de los indicadores de calidad descritos, el siguiente paso ha consistido en la **asignación de los pesos** correspondientes a cada uno de los indicadores que componen el índice CFR. Para ello, se realizó una encuesta a distintos expertos involucrados en las labores de implementación de la DMA, incluyendo representantes de las distintas regiones Españolas del Nordeste Atlántico (País Vasco, Cantabria, Asturias, Galicia, Andalucía y Canarias).

Como resultado de esta encuesta se dedujo que todos los encuestados coincidían en que los indicadores más importantes eran la cobertura de macroalgas características y las especies oportunistas. En una escala de 0 a 100, estos indicadores obtuvieron unas valoraciones medias aproximadas de 40 y 30 puntos respectivamente. En cuanto a los indicadores de riqueza y de estado fisiológico, las valoraciones asignadas fueron de 15 puntos en ambos casos, si bien el indicador de estado fisiológico fue propuesto para su eliminación por casi la mitad de los encuestados, debido, por una parte a la dificultad que supone distinguir las causas naturales de las antropogénicas en determinados efectos, y por otra, al elevado grado de subjetividad que supone su evaluación.

En las Tablas 4.15 a 4.18 se muestran los umbrales y las puntuaciones establecidas para la valoración de cada uno de los cuatro indicadores que componen el índice CFR. Cabe destacar, que en la valoración de la cobertura, cuando la estructura del sustrato pudiera dificultar el asentamiento de las poblaciones de macroalgas (e.g. debido a la abundancia de sedimentos o a la presencia de sustratos inestables), se sumarán 10 puntos al valor obtenido en el indicador, hasta un máximo de 40 puntos, a modo de factor de corrección. Mientras que en el caso de las oportunistas, si se observa la presencia de especies invasoras en el área de muestreo (e.g. *Sargassum muticum*), se aplicará una

## CAPÍTULO IV

penalización de 10 puntos al valor obtenido en el indicador, aunque la puntuación resultante no podrá ser inferior a 0.

Cobertura (%)				
Puntuación	Int. Semiexp.	Int. Expuesto	5 - 15 m	15 - 25 m
40	>70	>50	>70	>50
30	40-69	30-49	40-69	30-49
20	20-39	10-29	20-39	10-29
10	10-19	5-9	10-19	5-9
0	<10	< 5	<10	< 5
+ 10	Para sustratos que dificultan el asentamiento de las macroalgas.			

**Tabla 4. 15. Umbrales de calidad establecidos para la valoración de la cobertura de macroalgas características, en distintos tipos de zonas intermareales y rangos de profundidad.**

Riqueza (número de poblaciones)			
Puntuación	Int. Semiexp.	Int. Expuesto	Submareal
15	> 5	> 3	> 5
11	4 - 5	3	4 - 5
7	2 - 3	2	2 - 3
3	1	1	1
0	0	0	0

**Tabla 4. 16. Umbrales de calidad establecidos para la valoración de la riqueza de macroalgas características, en distintos tipos de zonas intermareales y en el submareal.**

Oportunistas (% de cobertura relativa)		
Puntuación	Intermareal	Submareal
30	<10	<5
20	10-19	5-9
15	20-29	10-19
5	30-69	20-49
0	>70	>50
-10	Si se observa la presencia de especies invasoras.	

**Tabla 4. 17. Umbrales de calidad establecidos para la valoración del indicador de especies oportunistas, en el intermareal y en el submareal.**

Estado fisiológico (%)	
Puntuación	Intermareal/Submareal
15	<10
11	10-29
7	30-49
3	50-79
0	>80

**Tabla 4. 18. Umbrales de calidad establecidos para la valoración del indicador de estado fisiológico, en el intermareal y el submareal.**

Finalmente, el **valor del índice CFR** se calcula mediante la suma de las puntuaciones obtenidas por cada uno de estos indicadores, de acuerdo con la Ecuación 4.1. Puesto que el peso de cada uno de los indicadores es diferente, se puede decir que se trata de una suma ponderada.

$$\text{CFR} = \text{C} + \text{R} + \text{O} + \text{E} \quad (4.1.)$$

Donde,

CFR: Valor del índice CFR

C: Valor del indicador correspondiente a la cobertura de macroalgas características.

R: Valor del indicador correspondiente a la riqueza de poblaciones de macroalgas características.

O: Valor del indicador correspondiente a la abundancia de especies oportunistas.

E: Valor del indicador correspondiente al estado fisiológico de las macroalgas características.

Finalmente, la asignación de la calidad a las estaciones evaluadas se ha realizado de acuerdo a las cinco clases definidas en la DMA y aplicando los rangos propuestos por el REFCOND (2003), tal y como se muestra en la Tabla 4.19. Para la obtención de los EQRs correspondientes basta con dividir el valor del CFR entre 100.

Valor del CFR	EQR	Calidad
83-100	0.83-1	Muy buena
62-82	0.62-0.82	Buena
41-61	0.41-0.61	Moderada
20-40	0.2-0.4	Deficiente
0-19	0-0.19	Mala

**Tabla 4. 19. Criterio de valoración establecido para la asignación de la calidad de las macroalgas mediante el índice CFR, de acuerdo a los rangos del REFCOND.**

#### **4.3.1.6. Procedimiento de aplicación del índice CFR**

A pesar de los requerimientos concretos de la DMA a la hora de definir los indicadores que se deben utilizar, esta normativa no indica nada sobre cómo deben aplicarse los índices propuestos, aspecto de enorme trascendencia para el resultado final de la evaluación.

Aspectos como las dimensiones, número y ubicación de las estaciones de muestreo, así como el tipo de muestreo o la época de evaluación representan características básicas del procedimiento que afectarán a la comparabilidad de los datos obtenidos en diferentes estudios. Por ello, se han establecido una serie de requerimientos para facilitar la estandarización del método propuesto, que incluyen los aspectos que se explican a continuación.

**Tipo de muestreo:** La aplicación del índice CFR se lleva a cabo mediante la estimación visual de los aspectos evaluados en los 4 indicadores que componen el índice, evitando de esta forma los muestreos destructivos y las laboriosas tareas de identificación y cuantificación de abundancias en el laboratorio. Este procedimiento de muestreo simplifica mucho el proceso de evaluación, lo que supone una considerable reducción en el tiempo y en los costes de su aplicación.

Las evaluaciones del índice CFR en las estaciones submareales se pueden llevar a cabo mediante buceadores equipados con escafandra autónoma; sin embargo, el índice ha sido diseñado con vistas a su aplicación mediante técnicas de prospección remotas, tales como los vehículos operados a distancia (ROV), con el fin de facilitar la evaluación extensiva en las áreas submareales.

Siempre que sea posible, la ubicación de los puntos de muestreo se llevará a cabo de forma estratificada, en tres niveles de profundidad (intermareal, 5-15 m y 15-25 m), y aleatoria, en cuanto a la localización de las áreas a evaluar en cada nivel. Aunque el índice CFR puede aplicarse independientemente tanto en el intermareal como a distintas profundidades, siempre es recomendable su aplicación en los distintos niveles descritos, con el fin de obtener una visión global de la calidad de las comunidades de macroalgas a lo largo de todo el perfil batimétrico.

**Unidades de muestreo:** Al objeto de recoger la heterogeneidad habitual en la distribución de las poblaciones de macroalgas, las unidades de muestreo propuestas para las estaciones submareales consisten en transectos de unos 5 metros de ancho por unos 25 metros de largo (siguiendo el gradiente de profundidad), aunque la longitud puede reducirse en zonas con elevada pendiente con el fin de evitar el solapamiento entre distintos estratos de profundidad. Por el contrario, las unidades de muestreo propuestas para el intermareal comprenden también una franja de unos 5 metros de ancho, pero presentan una longitud variable, ya que incluyen la totalidad de la franja habitualmente colonizada por las macroalgas, desde el intermareal medio hasta el infralitoral. Esta franja intermareal puede alcanzar desde unos pocos metros, en estaciones con elevada pendiente (expuestas), hasta varias decenas de metros en estaciones muy tendidas

(semiexpuestas). En cualquier caso, puesto que las evaluaciones se realizan en términos relativos, las dimensiones establecidas para las unidades de muestreo podrían considerarse como orientativas, pudiendo ser modificadas en función de la disponibilidad de sustrato rocoso estable susceptible de ser colonizado por las macroalgas.

Aunque, debido a la gran extensión de las unidades de muestreo, no se considera necesaria la realización de varias réplicas, siempre es recomendable realizar un mínimo de tres réplicas en cada nivel de profundidad, de cara a facilitar el análisis estadístico de los resultados obtenidos en cada estación.

**Período de muestreo:** teniendo en cuenta la variabilidad estacional que presentan las comunidades de macroalgas, se considera que el período más apropiado para la aplicación del índice es el comprendido entre finales de la primavera (junio) y finales del verano (septiembre), ya que constituye la época de máximo desarrollo para la mayoría de las poblaciones de macroalgas de los mares templados. Además, de esta forma se trata de evitar la explosión primaveral de especies efímeras (“oportunistas”) que se produce de manera natural durante los meses de abril y mayo.

#### **4.3.2. Validación preliminar del índice**

Con el fin de validar el índice CFR y comprobar su capacidad para detectar los efectos de las presiones antropogénicas sobre las comunidades de macroalgas, se llevó a cabo una aplicación preliminar del mismo en dos zonas costeras representativas, a priori, de buenas y malas condiciones ecológicas.

La primera zona, localizada en La Arnía, se encuentra en una zona declarada como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC, Directiva Hábitats 92/43/CE) y, por tanto, constituye la estación de control debido a la ausencia de presiones antropogénicas. La segunda zona, localizada en Ontón, ha sido considerada como un área costera en la que existen presiones significativas (GESHA, 2005b), ya que está sometida al vertido directo de los efluentes industriales de una fábrica de fluoruros (Figura 4.23).

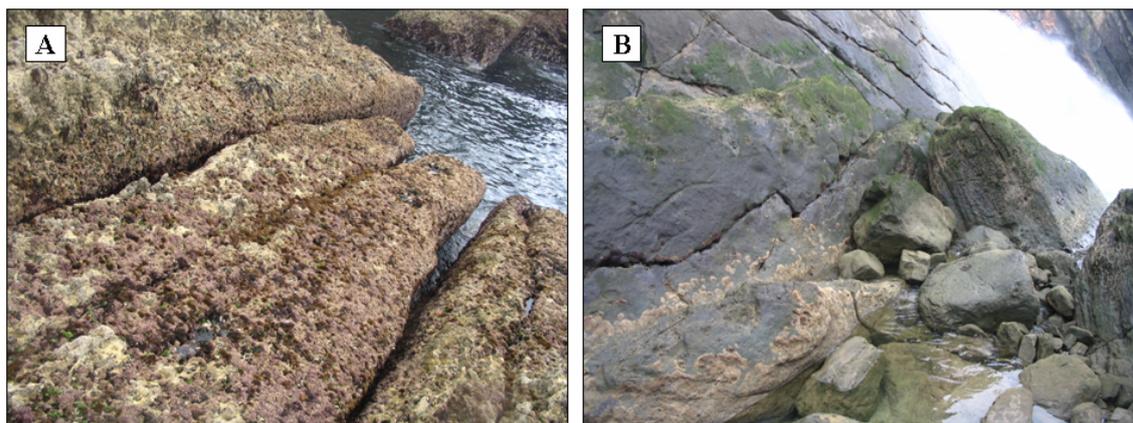


Figura 4. 23. Vista general de las franjas intermareales de las dos zonas seleccionadas para la aplicación preliminar del índice CFR. (A) La Arnía; (B) Ontón.

En cada una de las zonas se aplicó el índice CFR en tres estaciones localizadas en el intermareal, a 10 m y a 20 m de profundidad, respectivamente, mediante el método establecido en el apartado anterior. En la Tabla 4.20 se resumen los resultados obtenidos para cada uno de los indicadores (C, R, O, E), las puntuaciones finales del índice y las correspondientes calidades asignadas a cada una de las estaciones evaluadas.

Zona	Estación	Cobertura (val) punt	Riqueza (val) punt	Oportun. (val) punt	Est. Fis. (val) punt	CFR	EQR	Calidad
La Arnía	Intermar.	(90) 40	(12) 15	(5) 30	(0) 15	100	1	MB
	10 m	(80) 40	(6) 15	(5) 20	(0) 15	90	0.9	MB
	20 m	(60) 40	(6) 15	(3) 30	(0) 15	100	1	MB
Ontón	Intermar.	(3) 10*	(1) 3	(80) 0	(90) 0	13	0.13	M
	10 m	(40) 30	(5) 11	(25) 5	(75) 3	49	0.49	Mod
	20 m	(25) 20	(5) 11	(5) 20	(75) 3	54	0.54	Mod

\* La puntuación obtenida incluye la suma de 10 puntos adicionales debido a la estructura del sustrato.

Tabla 4. 20. Resultados de la aplicación del índice CFR en los distintos niveles de profundidad de las dos zonas evaluadas (valores y puntuaciones obtenidas para cada indicador, valoraciones finales del índice, EQRs correspondientes y calidades asignadas en cada caso).

Como puede observarse, los resultados obtenidos se ajustan muy bien a lo esperado para ambas zonas. En el caso de la Arnía (posible zona de referencia), tanto los indicadores individuales, como las valoraciones globales, han obtenido las mejores puntuaciones en casi todos los casos, dando lugar a calidades Muy buenas en las tres estaciones. Por el contrario, en el caso de Ontón se puede apreciar un claro gradiente de afección desde el intermareal, lugar donde se produce el vertido, hacia el submareal. La práctica ausencia de macroalgas características, su mal estado fisiológico y la dominancia de especies oportunistas (a pesar de sus bajos porcentajes de cobertura) hacen que la zona intermareal sea calificada como de Mala calidad. En la zona submareal, el incremento

en la riqueza y el porcentaje de cobertura de macroalgas características, junto con una ligera mejora en su estado fisiológico y una progresiva reducción de la abundancia de especies oportunistas, dan lugar a una calidad Moderada, reflejando el grado de recuperación del medio con la distancia al foco de vertido.

### **4.3.3. Discusión**

De acuerdo con el objetivo planteado, el primer hecho que cabe destacar es que la aplicación preliminar del índice desarrollado (CFR) ha demostrado su capacidad para detectar diferencias en la calidad de las comunidades de macroalgas ante dos situaciones ambientales opuestas, lo que constituye un buen punto de partida de cara a su utilización en la evaluación de los efectos de las presiones antropogénicas. No obstante, a lo largo del desarrollo y la aplicación del método han surgido una serie de cuestiones que deben ser analizadas y respondidas a la luz de la interpretación de los resultados obtenidos. Entre éstas podemos destacar las siguientes: ¿Es necesaria la valoración de las comunidades de macroalgas a distintos niveles de profundidad?, ¿cuál es la representatividad de las unidades de muestreo propuestas?, ¿sería necesario llevar a cabo muestreos cuantitativos?, ¿son adecuados los indicadores seleccionados y los pesos asignados a cada uno de ellos?

Respecto a la necesidad de valorar la calidad de las comunidades a distintos niveles de profundidad, basta con observar los resultados obtenidos en la aplicación realizada para obtener la respuesta. Como puede observarse, el vertido de Ontón genera un gradiente de alteración desde el intermareal (campo cercano) hacia el submareal (campo lejano) que ha sido detectado por el índice CFR. Por ello, la simple evaluación del nivel intermareal y su extrapolación al nivel submareal habría dado lugar a una interpretación errónea del estado ecológico de la zona, subestimando su calidad. Por el contrario, en caso de considerar únicamente la existencia de afección en el campo cercano, esto es, si se hubiera asumido una buena calidad en la zona submareal, se habría sobreestimado la calidad en el campo lejano, ignorando el alcance y los efectos reales del vertido en la zona.

Por otro lado, la valoración exclusiva del intermareal puede resultar especialmente insuficiente en aquellos casos en los que la afección se produce en profundidad, como sería el caso de los vertidos realizados a través de un emisario submarino o como consecuencia de la deposición de materiales de dragado. Las mismas deficiencias podrían producirse en caso de valorar únicamente la zona submareal. Por lo tanto, para reducir ambos tipos de errores es fundamental el análisis complementario de los distintos tipos de ambientes costeros. Así, la evaluación homogénea pero diferenciada

de las franjas de profundidad identificadas (intermareal, 5-15 m, 15-25 m) constituye una de las fortalezas de la métrica propuesta.

Las dos siguientes cuestiones planteadas tienen que ver con la representatividad de las muestras y con la necesidad de realizar muestreos cuantitativos. En este sentido, hay que tener en cuenta que al utilizar muestras para la caracterización o la evaluación ambiental de todo un sistema o población estadística ha de asumirse un cierto grado de incertidumbre asociado a la representatividad de las muestras utilizadas, cuya magnitud depende de la variabilidad generada por el proceso analizado (contaminación, cambios hidromorfológicos, etc.). En este sentido, es necesario resaltar la importancia que tienen la identificación y caracterización precisas de las presiones antropogénicas (magnitud, frecuencia, etc.), así como la evaluación de los rangos de variación naturales, en el correcto diseño de los muestreos de las masas de agua (GESHA, 2005b).

En el caso de las comunidades intermareales, la técnica alternativa para solventar este problema puede ser la aplicación de metodologías que consideran la evaluación de la totalidad de la franja costera (o de una gran parte de ella), como la propuesta por Ballesteros *et al.* (2007). Sin embargo, esta posibilidad no es apropiada para la mayoría de las costas rocosas de la región del NE Atlántico debido a su inaccesibilidad. En cuanto a las zonas submareales, aún no se han desarrollado sistemas de evaluación extensivos para la caracterización de las comunidades de macroalgas, aunque la utilización a modo experimental de técnicas hidroacústicas y de robots submarinos (ROVs) en distintas zonas costeras (Parry *et al.*, 2003; Tkachenko, 2005; Valley *et al.*, 2005) podrían, en un futuro cercano, facilitar estas labores.

De forma inversa, el muestreo cuantitativo de pequeñas unidades de muestreo (e.g. 50\*50 cm<sup>2</sup>) presenta el problema habitual del número de muestras necesario para que sean representativas de una zona más amplia (Krebs, 1989). En este caso, la gran variabilidad natural que presentan las comunidades de macroalgas y la gran extensión de las masas de agua a evaluar harían necesaria la toma de un gran número de muestras de gran tamaño para poder reflejar toda esta variabilidad, con los consiguientes costes asociados (económicos, experiencia necesaria, tiempo, etc.), más aún si además de la variabilidad natural también se quieren detectar los posibles efectos de distintos tipos de alteraciones antropogénicas. Por todo ello, para la evaluación general de la calidad de las comunidades de macroalgas en una zona extensa de cara a su aplicación en las labores de gestión, podría resultar más práctico, sencillo y representativo el uso de un sistema de valoración basado en una aproximación ecosistémica, que una valoración detallada basada en una aproximación taxonómica, siendo esta última más apropiada en estudios de ecología básica.

Así, la utilización de técnicas de muestreo no destructivas y la valoración de indicadores de forma semicuantitativa en grandes superficies de muestreo constituyen otra de las fortalezas del índice CFR, ya que suponen una considerable reducción de los costes asociados, al mismo tiempo que contemplan la variabilidad existente en una gran extensión de terreno. Las únicas limitaciones para la aplicación extensiva de este índice son las debidas al medio físico (geomorfología costera, condiciones meteorológicas e hidrográficas, etc.) y a la extensión total de los hábitats a evaluar. Opciones de muestreo similares han sido también propuestas por otros autores (Orfanidis *et al.*, 2001a; Orfanidis *et al.*, 2003; Ballesteros *et al.*, 2007; Wells *et al.*, 2007) con el objeto de reducir los costes totales de las evaluaciones (Panayotidis *et al.*, 2004; Ballesteros *et al.*, 2007) o de evitar la actual falta de estandarización en los análisis taxonómicos detallados (Dauvin, 2005) y de conocimiento sobre la sensibilidad de las especies frente a distintos tipos de alteraciones (Wells *et al.*, 2007).

En cuanto a la última cuestión, referente a los indicadores seleccionados, cabe mencionar que cumplen con los requisitos establecidos en la DMA de valorar la composición y la abundancia de las comunidades de macroalgas sensibles, incluyendo además una valoración de su estado de salud. En vista de los resultados preliminares obtenidos podría decirse, además, que los cuatro indicadores seleccionados y las puntuaciones asignadas a cada uno de ellos han demostrado ser apropiados para el tipo de presión analizada en Ontón. Así, la cobertura, la riqueza y las especies oportunistas han variado significativamente a lo largo del gradiente de presión entre el nivel intermareal y el submareal, modificando la valoración final del índice.

En las proximidades al punto de vertido, la práctica eliminación de la cobertura vegetal ha dado lugar a la peor valoración de la calidad registrada en este estudio, poniendo en evidencia a aquellos índices basados exclusivamente en la composición específica sin tener en cuenta su abundancia (e.g. Wells *et al.*, 2007). Los indicadores de riqueza y estado fisiológico han mejorado simultáneamente en las dos estaciones submareales, aunque únicamente la mejoría en la riqueza ha sido significativa. El indicador de oportunistas es el que ha presentado una variación más clara en relación al gradiente de presión, siendo el principal responsable de la buena respuesta obtenida en el resultado final del índice.

Afortunadamente, gracias al elevado hidrodinamismo de las aguas costeras del Cantábrico y a su gran capacidad de autodepuración, los efectos de las principales presiones antropogénicas quedan limitados a áreas relativamente pequeñas en torno a los puntos de vertido, por lo que la búsqueda de zonas bien conservadas que puedan ser

utilizadas como condiciones de referencia no resulta muy complicada. Este puede ser el caso de La Arnía, cuyo estado ecológico ha presentado una Muy buena calidad a lo largo de todo el perfil de profundidad, aún cuando se registró un ligero incremento de la cobertura de especies oportunistas en la estación submareal más somera.

En este punto, es necesario recordar la importancia de los índices como herramientas que permiten sintetizar la compleja información ambiental, de cara a facilitar la toma de decisiones por parte de los gestores. Los estudios ecológicos tradicionales basados en la cuantificación de la composición y la estructura de las comunidades bentónicas de zonas alteradas frente a zonas de control (Gorostiaga y Díez, 1996; Echavarrí, 2007) pueden constituir un complemento adecuado para validar los resultados obtenidos mediante los índices sintéticos, aunque tampoco están exentos de incertidumbre debido a la falta de conocimiento de la variabilidad natural.

Como conclusión, se podría decir que la aproximación multimétrica aplicada para la evaluación de la calidad ecológica de las comunidades de costas rocosas, el índice CFR, ha demostrado que las macroalgas pueden constituir un buen indicador para detectar los posibles efectos de las presiones antropogénicas (e.g. vertidos industriales y urbanos). Sin embargo, es necesario realizar más aplicaciones, intercalibrar y validar este índice frente a distintos tipos de presiones antropogénicas, así como comparar los resultados obtenidos mediante otras métricas o mediante análisis ecológicos tradicionales, con el fin de ajustar los criterios de valoración y evaluar sus fortalezas y debilidades. En este sentido, las futuras aplicaciones de los ROVs pueden mejorar la efectividad (en tiempo, superficie evaluada, etc.) de esta propuesta metodológica para su aplicación extensiva en los hábitats rocosos submareales, en un intento por cumplir con los objetivos normativos y científicos.

#### **4.4. VALIDACIÓN DEL ÍNDICE CFR EN EL MEDIO INTERMAREAL**

Tras el desarrollo y la calibración de un nuevo índice es necesario comprobar su utilidad en la detección de aquellos fenómenos para los que ha sido creado. Pero además, en el caso de índices compuestos por diversos indicadores, sería conveniente también analizar la sensibilidad de cada uno de los indicadores individualmente.

La validación de métricas utilizadas para la valoración de los efectos antropogénicos sobre los distintos elementos del medio (calidad de las aguas, comunidades biológicas, etc.), suele realizarse mediante la aplicación individual o conjunta de métricas frente a distintos tipos de gradientes de dichas alteraciones o mediante la comparación entre estaciones afectadas y zonas de control (Orfanidis *et al.*, 2001a; Borja *et al.*, 2003; Diaz, 2003; Böhmer *et al.*, 2004; Caeiro *et al.*, 2005a; Muxika, 2005; Simboura *et al.*, 2005; Arévalo *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2007).

Por otro lado, una de las necesidades establecidas en la DMA de cara a disponer de sistemas de valoración estandarizados que permitan llevar a cabo evaluaciones equiparables en distintas regiones Europeas, utilizando distintos métodos de valoración, consiste en la intercalibración de las métricas desarrolladas por los distintos grupos de investigación. Es por ello que, además de la validación de los índices desarrollados, resulta conveniente establecer las bases para llevar a cabo la intercalibración entre las distintas métricas propuestas dentro de una misma región, en este caso, el Nordeste Atlántico (NEA).

Por todo ello, el objeto de este apartado consiste, principalmente, en analizar la aplicabilidad y la eficacia del índice CFR en la determinación de la calidad de las comunidades de macroalgas, con el fin de verificar su capacidad, y la de cada uno de sus indicadores, para detectar alteraciones debidas a causas antropogénicas. Pero además, se pretende realizar un análisis comparativo frente a otro tipo de métrica propuesta en el NEA-GIG, de cara a estudiar las posibilidades de intercalibración entre ambos métodos.

#### 4.4.1. Metodología

##### 4.4.1.1. Área de estudio

Las evaluaciones se llevaron a cabo en verano de 2006 en varias (3-5) estaciones intermareales, expuestas y semiexpuestas, en tres zonas de la costa de Cantabria (Figura 4.24).

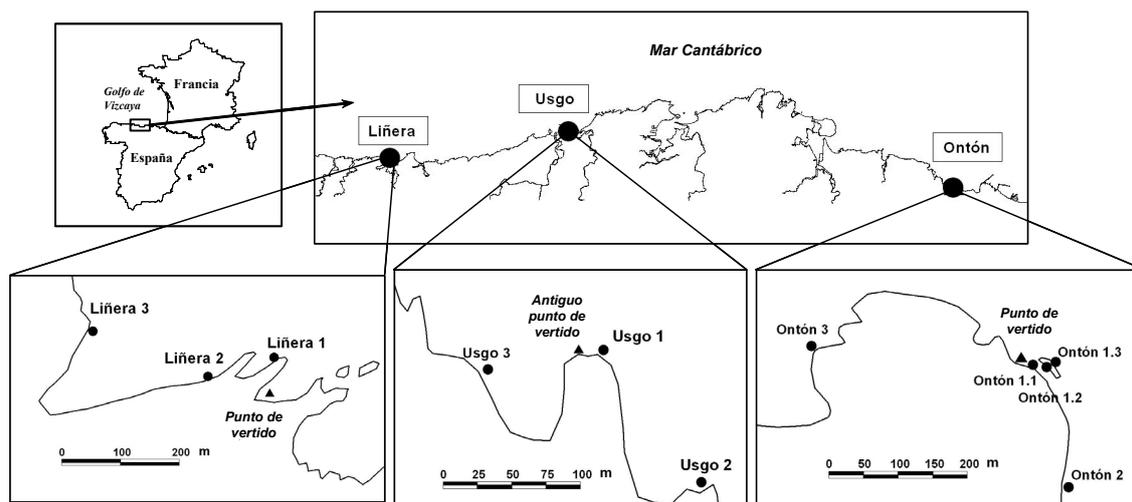


Figura 4. 24. Localización de las estaciones de muestreo (●) y los puntos de vertido (▲) en cada una de las zonas estudiadas.

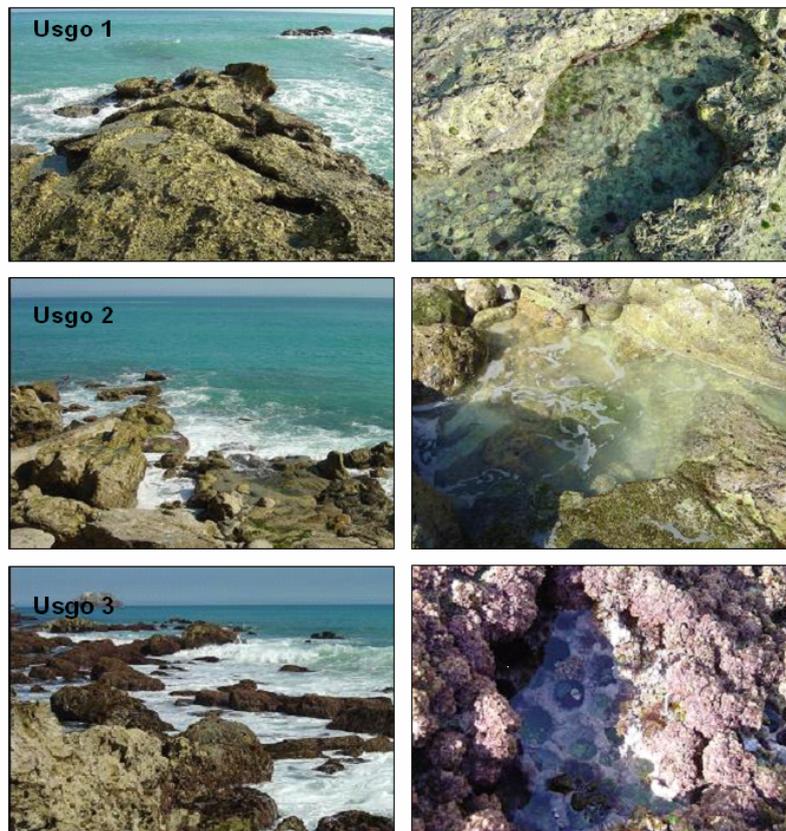
La primera zona, Liñera, se encuentra junto a una fuente puntual de aguas residuales urbanas, correspondiente al vertido de la depuradora (tratamiento secundario) del entorno de San Vicente de la Barquera (ca. 15.000 habitantes equivalentes) realizado directamente en la zona intermareal. Las elevadas concentraciones de nitrógeno total (24 mgN/l), fósforo total (3 mgP/l), DBO (28 mgO/l) y sólidos en suspensión (63 mg/l) producen turbidez, demanda de oxígeno y un incremento del riesgo de eutrofización en el entorno. La segunda zona, Usgo, ha estado sometida durante 40 años al vertido directo en el intermareal de un efluente industrial de alta densidad, compuesto principalmente por  $\text{CaCl}_2$  (SST: 22 g/l y un caudal de 1400 m<sup>3</sup>/h), con 65 °C y pH 11 (Revilla *et al.*, 2007a), aunque desde 2002 el vertido se produce a través de un emisario submarino a unos 15 m de profundidad. Los efectos más visibles de este vertido son la sedimentación, la turbidez y la abrasión, debidos a la elevada carga de material particulado. La tercera zona, Ontón, se localiza junto al efluente industrial de una fábrica de fluoruros que vierte unas 11.5 t/año de fluoruros directamente a la línea costera (MMA, 2001a).

El patrón de zonación intermareal de las comunidades intermareales de macroalgas en la costa de Cantabria puede dividirse en dos franjas principales: el intermareal medio, dominado por *Corallina* spp. y otras algas calcáreas incrustantes, *Caulacanthus ustulatus*, *Ceramium* spp., *Chondracanthus* spp., *Osmundea* spp., etc. y el intermareal inferior, codominado por *Corallina* spp. y *Bifurcaria* spp., acompañadas por *Stypocaulon scoparia*, *Codium* spp., *Cladostephus* spp., varias algas rojas foliosas de bajo porte, etc. Otras comunidades importantes que se desarrollan entre el intermareal inferior y el submareal somero son *Gelidium* spp. y *Cystoseira* spp. (CHN, 1998a, 1998b; Puente, 2000; UC, 2005).

Las comunidades encontradas en las estaciones control localizadas lejos de los puntos de vertido analizados responden a este patrón de zonación. Sin embargo, la composición de las comunidades de macroalgas en las estaciones próximas a los puntos de vertido muestra claros signos de alteración. En el caso de Liñera (Figura 4.25), el gran desarrollo de la cobertura y la diversidad de macroalgas, pero especialmente la elevada proporción de especies oportunistas (*Ulva* sp., *Enteromorpha* sp., *Cladophora* sp., *Ceramium* spp.), parece responder al vertido de aguas ricas en nutrientes, causando un cierto grado de eutrofización en el entorno. En el caso de Usgo (Figura 4.26), el vertido continuo de grandes cantidades de sólidos en suspensión, con los consiguientes efectos abrasivos y de turbidez, ha dado lugar a una notable reducción de la cobertura de macroalgas en la proximidad del antiguo punto de vertido. Sin embargo, el traslado del punto de vertido hasta una profundidad de 15 metros ha permitido una incipiente recolonización de las zonas más afectadas, tanto por especies oportunistas como por especies de macroalgas características. Finalmente, los efectos del vertido de Ontón (Figura 4.27) han producido una severa reducción en los valores de cobertura y riqueza de macroalgas en la zona, además de una visible despigmentación y escaso desarrollo de las pocas macroalgas características encontradas en la estación localizada junto al punto de vertido.



**Figura 4. 25. Fotografías de las estaciones de muestreo de Liñera.**



**Figura 4. 26. Fotografías de las estaciones de muestreo de Usgo.**

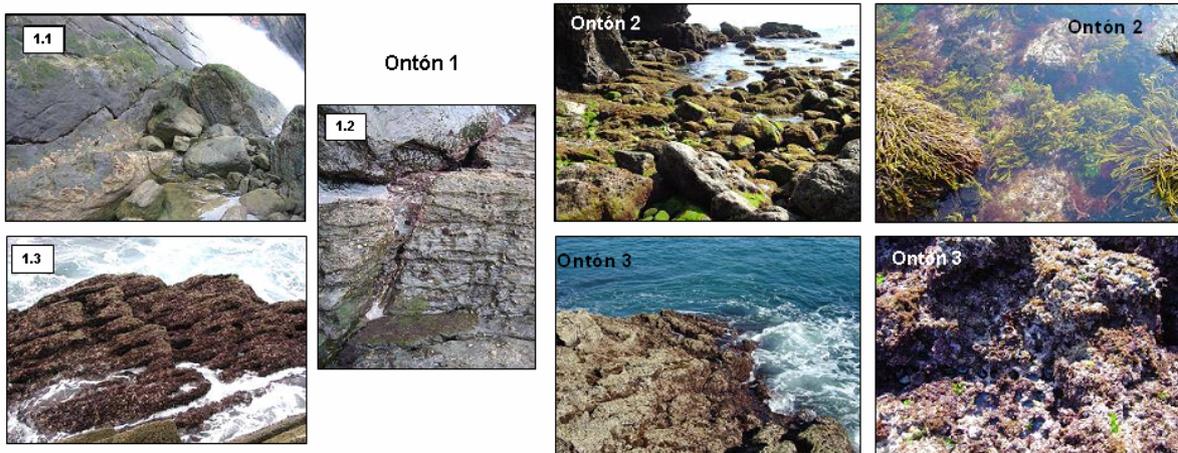


Figura 4. 27. Fotografías de las estaciones de muestreo de Ontón.

#### 4.4.1.2. Diseño experimental

Para la consecución del objetivo propuesto, se ha planteado un diseño experimental consistente en el análisis de la calidad de las comunidades de macroalgas aplicando dos métricas propuestas para ello en el NEA-GIG: el índice CFR (Juanes *et al.*, 2008) y el índice RSL (Wells, 2004; Wells *et al.*, 2007). Con el fin de garantizar la disponibilidad de estaciones con distintos estados de calidad, estas evaluaciones se han llevado a cabo frente a los gradientes de contaminación de las tres fuentes contaminantes descritas, correspondientes a vertidos urbanos e industriales.

Puesto que el índice RSL ha sido diseñado para su aplicación exclusiva en el nivel intermareal, la validación y comparación de ambos métodos se ha realizado únicamente sobre estaciones localizadas en este nivel.

El índice CFR (Juanes *et al.*, 2008) se aplicó *in situ* a cada estación, siguiendo las pautas y los criterios establecidos para el intermareal en el apartado anterior de este capítulo.

La aplicación del índice RSL (Wells, 2004; Wells *et al.*, 2007) se lleva a cabo mediante la valoración de cinco aspectos o indicadores relativos a las comunidades de macroalgas y un indicador relativo a las condiciones morfológicas de la zona de evaluación. Entre los indicadores biológicos se incluyen la riqueza de especies, la proporción de algas verdes, la proporción de algas rojas, el ratio de grupos de estados ecológicos (ratio de ESG) y la proporción de algas oportunistas, mientras que el indicador morfológico valora la mayor o menor facilidad para el establecimiento de las macroalgas en base a distintas características abióticas de la costa (estructura del sustrato, diversidad de

## CAPÍTULO IV

biótopos, turbidez natural de las aguas, etc.). Cada indicador se puntúa en una escala de 0 a 4 en función de su calidad correspondiente (Mala a Muy buena), de acuerdo a los criterios establecidos en la Tabla 4.21. A continuación se suman las puntuaciones obtenidas y se aplica el criterio de la Tabla 4.22 para la asignación de la calidad correspondiente.

<b>Calidad</b>	<b>Mala</b>	<b>Deficiente</b>	<b>Moderada</b>	<b>Buena</b>	<b>Muy buena</b>
<b>Puntuación</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
Riqueza de especies	0 - 4	5 - 9	10 - 17	18 - 25	> 25
Proporción de verdes	100	41-100	31 - 40	21 - 30	≤ 20
Proporción de rojas	0	1 - 19	20 - 29	30 - 39	≥ 40
Ratio de ESG	0	0.01 - 0.24	0.25 - 0.34	0.35 - 0.49	≥ 0.5
Proporción de oportunistas	100	N/A	>20	NA	≤ 20
Descripción de la costa	N/A	15 - 18	12 - 14	8 - 11	1 - 7

**Tabla 4. 21. Criterios de valoración para la aplicación del índice RSL.**

<b>Puntuación</b>	<b>Calidad</b>
19 - 24	Muy buena
14 - 18	Buena
9 - 13	Moderada
5 - 8	Deficiente
0 - 4	Mala

**Tabla 4. 22. Criterio de clasificación de la calidad utilizado para la aplicación del índice RSL.**

El índice RSL se aplicó de acuerdo a los criterios establecidos en el informe “Milestone 6” para las aguas costeras del Atlántico NE (European Commission, 2006), ya que esta versión ha dado lugar a mejores resultados que otras variantes de este índice en análisis preliminares llevados a cabo con datos de la costa Norte de España (estudio sin publicar). Además, se han probado cuatro alternativas de este índice:

- La primera, denominada **“RSL-Externa”**, constituye la propuesta original de UK y se ha aplicado utilizando el listado completo de todas las especies identificadas, 81 en total, y los ESGs propuestos por Wells (2002).
- La segunda alternativa, denominada **“RSL-Local”**, considera una lista reducida de especies, establecida a partir las características locales de la costa de Cantabria, y ESGs acordes a las condiciones ecológicas de esta zona costera (Tabla 4.23).
- Las dos alternativas restantes (**RSL-Ext-Q** y **RSL-Loc-Q**) constituyen modificaciones de las dos primeras, en las que se incluye un factor de corrección para la abundancia de oportunistas. La aplicación se realiza mediante la estimación de la abundancia de oportunistas verdes, rojas y pardas, utilizando

una escala semicuantitativa de 5 rangos de acuerdo a la propuesta de Pedersen (comunicación personal al NEA-GIG, 2006).

Especies	ESGs para RSL-Externa	ESGs para RSL-Local	Oportunista
<i>Blidingia / Derbesia</i>	2	2	Sí
<i>Bryopsis plumosa</i>	2	2	Sí
<i>Chaetomorpha</i> spp.	2	2	Sí
<i>Cladophora</i> spp.	2	2	Sí
<i>Codium adhaerens</i>		1	
<i>Codium tomentosum - fragile</i>	2	1	
<i>Enteromorpha</i> spp.	2	2	Sí
<i>Ulva</i> spp.	2	2	Sí
<i>Bifurcaria bifurcata</i>		1	
<i>Cladostephus spongiosus - verticillatus</i>	2	1	
<i>Colpomenia</i> spp. / <i>Leathesia</i> spp.	2	2	
<i>Cystoseira baccata</i>		1	
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>		1	
<i>Dictyota dichotoma</i>	2	2	
Ectocarpaceae / <i>Sphacelaria</i> spp.	2	2	Sí
<i>Fucus spiralis</i>	1	1	
<i>Fucus vesiculosus</i>	1	1	
<i>Laminaria</i> spp.	1	1	
<i>Nemalion helminthoides</i>	2	2	
<i>Pelvetia canaliculata</i>	1	1	
<i>Ralfsia verrucosa</i>		1	
<i>Saccorhiza</i> spp.	1	1	
<i>Sargassum muticum</i>		1	
<i>Scytosiphon</i> spp.	2	2	
<i>Stypocaulon (Halopteris) scoparia</i>	2	1	
Filamentosas epífitas <sup>a</sup> (G1)	2	2	Sí
Foliosas pequeñas <sup>b</sup> (G2)	2	1	
Champiaceae <sup>c</sup> (G3)	2	2	
Calcáreas incrustantes <sup>d</sup> (G4)	1	1	
<i>Asparagopsis armata</i>	2	2	
<i>Catenella caespitosa</i>	2	2	Sí
<i>Caulacanthus ustulatus</i>		1	
<i>Chondracanthus (Gigartina) acicularis</i>	2	1	
<i>Chondria coerulescens</i>		1	
<i>Chondrus crispus</i>	2	1	
<i>Corallina elongata - officinalis / Jania</i>	1	1	
<i>Falkenbergia / Trailliella</i>	2	2	
<i>Gelidium latifolium</i>	2	1	
<i>Gelidium pusillum</i>	2	1	

<i>Gelidium corneum (sesquipedale)</i>	2	1	
<i>Gigartina</i> spp.	2	1	
<i>Gymnogongrus</i> spp.		1	
<i>Halurus equisetifolius</i>	2	1	
<i>Hildenbrandia</i> spp.	1	1	
<i>Laurencia</i> spp.	2	1	
<i>Lithophyllum byssoides (tortuosum)</i>	1	1	
<i>Mastocarpus stellatus</i>	2	1	
<i>Peyssonnelia</i> spp.	1	1	
<i>Plocamium / Sphaerococcus</i>	2	2	
<i>Porphyra</i> spp.	2	2	Sí
<i>Pterosiphonia complanata</i>		1	

<sup>a</sup> **Grupo 1 (Filamentosas epifitas):** *Ceramium, Pleonosporium, Aglaothamnion, Callithamnion, Antithamnion, Antithamionella, Polysiphonia, Dasya, Pterosiphonia.*

<sup>b</sup> **Grupo 2 (Foliosas pequeñas):** *Apoglossum, Hypoglossum, Acrosorium, Nyctophyllum, Cryptopleura, Rhodophyllis, Stenogramme, Callophyllis, Kallymenia, Rhodymenia.*

<sup>c</sup> **Grupo 3 (Champiaceae):** *Champia, Lomentaria, Gastroclonium, Chylocladia.*

<sup>d</sup> **Grupo 4 (Calcáreas incrustantes):** *Lithophyllum, Mesophyllum, Lithothamnion.*

**Tabla 4. 23. Lista reducida de especies establecida para la costa de Cantabria y ESGs correspondientes, según las propuestas RSL-Externa y RSL-Local. También se indica el carácter oportunista de algunas especies.**

#### **4.4.1.3. Procesado de datos**

Con el fin de analizar la eficacia de los índices CFR y RSL en la evaluación de la calidad ecológica de las macroalgas, se realizaron análisis de correlación entre las puntuaciones finales obtenidas con cada método y los resultados estimados *a priori* para cada estación a lo largo de los distintos gradientes de contaminación (Figura 4.28 (B)). La estimación de la calidad *a priori* se realizó aplicando el juicio de experto, en base a la situación de las estaciones respecto al gradiente de contaminación y en función de la aparente calidad que presentaban las comunidades de macroalgas. Con el fin de posibilitar la realización de análisis estadísticos se asignó un valor cuantitativo a la calidad asignada a priori a cada una de las estaciones, siguiendo una escala del 1 (Mala) al 5 (Muy buena). En caso de duda entre dos clases de calidad, el valor asignado correspondía al del valor medio.

Como complemento indispensable a dicha valoración, los mismos análisis de correlación referidos para los resultados globales de los 2 métodos se realizaron previamente para los datos brutos, los valores calculados y las puntuaciones obtenidas por cada uno de los indicadores individuales que componen los índices, con el fin de determinar el grado de correlación existente entre todos los elementos de los dos

sistemas de valoración y los resultados estimados (Figura 4.28 (A)). Las correlaciones se consideraron significativas para  $p < 0.05$ .

Además, para evaluar el grado de acuerdo alcanzado con cada una de las métricas (CFR y RSL) se han realizado análisis kappa ponderados entre los resultados obtenidos y los esperados, aunque, en esta ocasión, la calidad asignada a las estaciones dudosas fue la correspondiente a la de la mejor calidad (Figura 4.28 (B)). El criterio seguido para la estimación del grado de acuerdo se ha basado en la escala propuesta por Monserud y Leemans (1992), que se compone de 8 niveles que varían desde el acuerdo “nulo” ( $kappa < 0.05$ ) hasta el acuerdo “perfecto” ( $kappa > 0.99$ ) (ver Tabla 3.16).

Finalmente, con el fin de estudiar el grado de ajuste entre ambas metodologías y estudiar las posibilidades y los requisitos para su intercalibración, se han analizado las correlaciones y se han realizado análisis de Kappa ponderados entre los resultados del CFR y los obtenidos con las distintas alternativas del RSL (Figura 4.28 (C)).

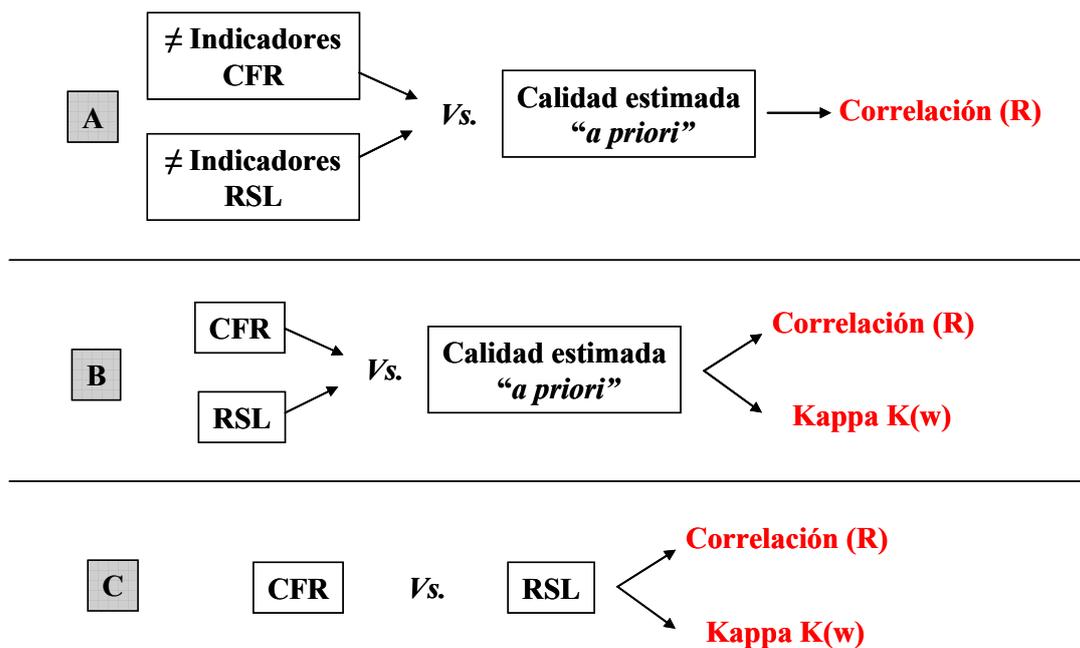


Figura 4. 28. Esquema de los distintos tipos de análisis realizados entre el CFR y el RSL.

#### 4.4.2. Resultados

En términos generales, ambos métodos han sido sensibles a los distintos gradientes de contaminación, obteniendo peores valores de calidad en las estaciones más próximas a las fuentes contaminantes. En este sentido, el índice CFR ha obtenido mejores

correlaciones que las alternativas RSL-Externa, RSL-Local y RSL-Ext-Q, pero similares a las de la alternativa RSL-Loc-Q. Sin embargo, considerando el grado de acuerdo entre los resultados esperados y los obtenidos, el índice RSL ha dado lugar a una considerable sobreestimación de los valores de calidad, obteniendo bajos porcentajes de coincidencia en la clasificación de las estaciones y niveles de predicción calificados entre “pobres” y “aceptables”. Por el contrario, el índice CFR ha obtenido un elevado porcentaje de coincidencias en las asignaciones de calidad, dando lugar a un nivel de predicción “excelente”. Todos estos resultados se analizan detalladamente en los siguientes apartados.

#### **4.4.2.1. Índice CFR**

Como puede observarse en la Tabla 4.24, los resultados de los datos brutos de tres de los cuatro indicadores que componen el índice CFR muestran una clara relación con los gradientes de contaminación analizados. Este sería el caso de la cobertura de macroalgas características, variando entre el 3% y el 90%, la riqueza de poblaciones de las mismas, variando entre 1 y 13, y el porcentaje relativo de cobertura de las especies oportunistas, variando entre un 80% y un 5%, en todos los casos desde las estaciones más contaminadas (1) hacia las estaciones de control (3). Por el contrario, el indicador de estado fisiológico únicamente muestra un claro gradiente de calidad frente al vertido industrial de Ontón. Los mismos resultados se repiten al comparar las puntuaciones obtenidas por cada uno de estos indicadores frente a los gradientes de contaminación (Tabla 4.25).

Estación	Datos brutos			
	% Cober.	Riqueza	% Oport.	% Estado
<b>Liñera 1</b>	65	12	50	0
<b>Liñera 2</b>	85	12	40	0
<b>Liñera 3</b>	85	13	25	0
<b>Usgo 1</b>	5	3	50	0
<b>Usgo 2</b>	5	4	60	0
<b>Usgo 3</b>	90	8	5	0
<b>Ontón 1.1</b>	3	1	80	90
<b>Ontón 1.2</b>	5	3	40	50
<b>Ontón 1.3</b>	85	7	15	20
<b>Ontón 2</b>	75	10	25	5
<b>Ontón 3</b>	80	10	5	0

**Tabla 4. 24. Resultados de los datos brutos de los indicadores del índice CFR.**

Estación	Puntuaciones obtenidas				Valor CFR	Clasificación Observada	Clasificación Estimada
	Cobert.	Riqueza	Oport.	Estado			
Liñera 1	30	15	5	15	65	B	Mod-B
Liñera 2	40	15	5	15	75	B	B
Liñera 3	40	15	15	15	85	MB	MB
Usgo 1	0	7	5	15	27	D	M-D
Usgo 2	0	11	5	15	31	D	D-Mod
Usgo 3	40	15	30	15	100	MB	MB
Ontón 1.1	0 (+10) <sup>a</sup>	3	0	0	13	M	M
Ontón 1.2	10	11	5	3	29	D	D
Ontón 1.3	40	15	20	11	86	MB	Mod
Ontón 2	40	15	15	15	85	MB	B
Ontón 3	40	15	30	15	100	MB	MB

<sup>a</sup> La puntuación obtenida incluye la suma de 10 puntos adicionales debido a la estructura del sustrato.

**Tabla 4. 25. Resultados de la aplicación del índice CFR. M: Mala, D: Deficiente, Mod: Moderada, B: Buena, MB: Muy buena.**

Los análisis de correlación entre los datos brutos de cada indicador y los valores de calidad esperados (Tabla 4.26) confirman que la cobertura de macroalgas, la riqueza de poblaciones y la proporción de especies oportunistas son los indicadores más sensibles ( $R^2=0.78^{***}$ ,  $R^2=0.74^{***}$  y  $R^2=0.64^{**}$  respectivamente). Resultados similares se obtienen al considerar las puntuaciones obtenidas por estos indicadores ( $R^2=0.72^{***}$ ,  $R^2=0.74^{***}$  y  $R^2=0.57^{**}$  respectivamente) (Tabla 4.26). Finalmente, la elevada correlación obtenida entre los valores del CFR y los valores esperados asignados *a priori* ( $R^2=0.87^{****}$ ) muestran la buena capacidad de discriminación del índice CFR en términos relativos (Tabla 4.26). Además, en términos absolutos, el 73% de las estaciones han sido correctamente clasificadas, obteniendo un valor de kappa ponderado de 0.86, lo que representa un nivel de predicción “prácticamente perfecto” según Monserud y Leemans (1992) (Tabla 3.16).

Datos brutos		Puntuaciones obtenidas	
Indicador	R <sup>2</sup>	Indicador	R <sup>2</sup>
Cobertura	0,78***	Cobertura	0,72***
Riqueza	0,74***	Riqueza	0,74***
Oportunistas	0,64**	Oportunistas	0,57**
Estado	0,44*	Estado	0,44*
		<i>CFR Final</i>	0,87****

**Tabla 4. 26. Resultados de las correlaciones de los datos brutos y las puntuaciones obtenidas frente a los valores de calidad esperados. También se indica el resultado final de la correlación entre los valores obtenidos del CFR y las calidades esperadas. Los niveles de significación indicados son los siguientes: \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001, \*\*\*\* p<0.0001.**

Analizando la calidad estimada para las estaciones, Ontón 1.1 ha sido la estación peor valorada, clasificada con una Mala calidad, seguida de Ontón 1.2, Usgo 1 y Usgo 2, clasificadas como Deficientes. Puesto que no alcanzan la puntuación necesaria para obtener una Buena calidad, estas estaciones estarían incumpliendo los requisitos exigidos en la DMA para este elemento de calidad biológico. Por otro lado, Usgo 3, Ontón 3, Ontón 1.3, Liñera 3 y Ontón 2 han sido las estaciones mejor valoradas, con calidades Muy buenas en todos los casos. En cuanto al análisis por zonas, Liñera ha sido la mejor valorada, con una calidad Buena incluso en la estación más próxima al punto de vertido, mientras que Usgo y Ontón presentan un marcado gradiente de calidad entre las estaciones más afectadas y las estaciones de control.

### **4.4.2.2. Índice RSL**

Los resultados de la aplicación de las distintas alternativas del índice RSL se muestran en la Tabla 4.27, para los valores calculados de cada indicador, y en la Tabla 4.28, para las puntuaciones obtenidas. Respecto a los valores calculados, el gradiente más claro en relación a la contaminación ha sido el de los valores de riqueza (variando entre 4 especies, en la estación más contaminada, y 44 especies, en una de las estaciones de control), mientras que la proporción de algas rojas y los ratios ESG no siguen un gradiente claro respecto al nivel de contaminación. El mismo patrón se observa para las puntuaciones obtenidas por estos indicadores (Tabla 4.28).

		Valores calculados					
	Estación	Riqueza de especies	Prop. de verdes	Prop. de rojas	Ratio ESG	Prop. de Oport.	
RSL-EXTERNA	Liñera 1	29	13,8	62,1	0,30	10,3	
	Liñera 2	27	14,8	63,0	0,21	11,1	
	Liñera 3	37	13,5	59,5	0,39	10,8	
	Usgo 1	16	25,0	43,8	0,18	25,0	
	Usgo 2	21	28,6	52,4	0,06	33,3	
	Usgo 3	34	11,8	73,5	0,20	20,6	
	Ontón 1.1.	4	50,0	50,0	0,00	50,0	
	Ontón 1.2.	12	25,0	75,0	0,67	33,3	
	Ontón 1.3.	17	17,6	76,5	0,45	17,6	
	Ontón 2	39	12,8	61,5	0,27	17,9	
	Ontón 3	44	13,6	65,9	0,23	20,5	
	RSL-LOCAL	Liñera 1	26	11,5	61,5	2,25	11,5
		Liñera 2	22	13,6	59,1	2,67	13,6
Liñera 3		29	13,8	51,7	2,22	13,8	
Usgo 1		15	26,7	40,0	1,50	26,7	
Usgo 2		20	25,0	55,0	1,00	30,0	
Usgo 3		23	17,4	69,6	1,56	21,7	
Ontón 1.1.		4	50,0	50,0	1,00	50,0	
Ontón 1.2.		11	27,3	72,7	1,75	36,4	
Ontón 1.3.		14	21,4	71,4	1,80	21,4	
Ontón 2		27	14,8	59,3	2,38	14,8	
Ontón 3	33	18,2	63,6	1,36	21,2		

Tabla 4. 27. Resultados de los valores calculados de los indicadores, para cada una de las alternativas de evaluación.

		Puntuaciones obtenidas					
	Estación	Riqueza de especies	Prop. de verdes	Prop. de rojas	Ratio ESG	Prop. de Oport. costa	Descrip. costa
RSL-EXTERNA	Liñera 1	4	4	4	2	4	1
	Liñera 2	4	4	4	1	4	1
	Liñera 3	4	4	4	3	4	2
	Usgo 1	2	3	4	1	2	1
	Usgo 2	3	3	4	1	2	2
	Usgo 3	4	4	4	1	2	1
	Ontón 1.1.	0	1	4	0	2	2
	Ontón 1.2.	2	3	4	4	2	2
	Ontón 1.3.	3	4	4	3	4	2
	Ontón 2	4	4	4	2	4	2
Ontón 3	4	4	4	1	2	1	
RSL-LOCAL	Liñera 1	4	4	4	4	4	1
	Liñera 2	3	4	4	4	4	1
	Liñera 3	4	4	4	4	4	2
	Usgo 1	2	3	4	4	2	1
	Usgo 2	3	3	4	4	2	2
	Usgo 3	3	4	4	4	2	1
	Ontón 1.1.	0	1	4	4	2	2
	Ontón 1.2.	2	3	4	4	2	2
	Ontón 1.3.	2	3	4	4	2	2
	Ontón 2	4	4	4	4	4	2
Ontón 3	4	4	4	4	2	1	

Tabla 4. 28. Resultados de las puntuaciones obtenidas por los indicadores, para cada una de las alternativas de evaluación.

Las correlaciones obtenidas entre los indicadores (brutos, calculados o puntuaciones obtenidas) y las calidades esperadas para cada estación (Tabla 4.29) confirman que la riqueza de especies es uno de los indicadores más sensibles, mostrando un claro gradiente entre las estaciones más contaminadas y las estaciones de control ( $R^2=0.86^{****}$  mediante la alternativa RSL-Externa y  $R^2=0.78^{***}$  mediante la RSL-Local). Las puntuaciones obtenidas por este indicador también reflejan esta tendencia, asignando mayores puntuaciones a las estaciones de control ( $R^2=0.8^{***}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.66^{**}$  con la RSL-Local). En ambos casos (valores de riqueza y puntuaciones obtenidas), la lista de especies de macroalgas más completa utilizada en la alternativa RSL-Externa ha proporcionado mejores resultados que la lista reducida utilizada en la alternativa RSL-Local, especialmente debido a los mayores valores de riqueza obtenidos en las estaciones de control.

La proporción de algas verdes también muestra un claro gradiente frente a la contaminación, sufriendo una notable disminución entre las estaciones contaminadas y las estaciones de control ( $R^2=0.7^{**}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.62^{**}$  con la RSL-Local). Sin embargo, esta tendencia no se debe a la reducción en el número de algas verdes, como puede comprobarse en sus bajos valores de correlación ( $R^2=0.33$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.25$  con la RSL-Local), sino a su abundancia relativa frente a la riqueza total, incluyendo a las especies de algas rojas y pardas.

Las puntuaciones obtenidas por la proporción de algas rojas han mostrado una mala capacidad de discriminación entre las estaciones contaminadas y las de control, ya que han obtenido valores máximos en todas las estaciones analizadas, dando lugar a correlaciones nulas con ambas alternativas (Tabla 4.29). En este caso, se observa un claro gradiente en el número de algas rojas entre las estaciones contaminadas y las de control ( $R^2=0.92^{****}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.85^{****}$  con la RSL-Local), pero sus proporciones oscilaron entre el 40% y el 76.5% del total, y no siempre siguiendo el gradiente entre las estaciones contaminadas y las de control, lo que ha dado lugar a bajas correlaciones respecto a las calidades esperadas ( $R^2=0.21$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.12$  con la RSL-Local).

Al igual que la riqueza y el número de algas rojas, el número de especies de ESG 1 aumenta notablemente entre las estaciones contaminadas y las de control ( $R^2=0.69^{**}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.77^{***}$  con la RSL-Local) (Tabla 4.29). Sin embargo, el número de especies de ESG 2 también ha aumentado ( $R^2=0.82^{****}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.53^*$  con la RSL-Local), por lo que el ratio ESG no ha mostrado una clara variación a lo largo del gradiente de contaminación ( $R^2=0.02$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.22$  con la RSL-Local). Los distintos ESGs asignados a las especies en la alternativa RSL-Externa, respecto a la alternativa RSL-Local, han dado lugar a grandes diferencias en los resultados obtenidos con ambas alternativas de evaluación. Así, las puntuaciones obtenidas en la RSL-Local fueron superiores debido a que muchas de las especies clasificadas como ESG 2 en la alternativa RSL-Externa (e.g. *Gelidium* sp., *Stypocaulon* sp., *Gigartina* sp.) han sido clasificadas como ESG 1 en la RSL-Local. En consecuencia, en la alternativa RSL-Local todas las estaciones han obtenido las máximas puntuaciones en el indicador del ratio ESG, ya que el número de especies clasificadas como ESG 1 ha sido superior al de las clasificadas como ESG 2. En cualquier caso, las puntuaciones obtenidas para el ratio ESG no han obtenido buenas correlaciones con los valores de calidad esperados en ninguna de las dos alternativas ( $R^2=0.01$  con la RSL-Externa y  $R^2=N/A$  con la RSL-Local).

Respecto a la proporción de especies oportunistas, los resultados han sido muy similares a los obtenidos por la proporción de algas verdes ( $R^2=0.55^{**}$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.58^{**}$  con la RSL-Local), reflejando que la mayoría de las especies oportunistas identificadas son algas verdes. Además, el reducido rango de puntuaciones establecido para este indicador (sólo tres rangos), ha dado lugar a malas correlaciones entre las puntuaciones obtenidas y los valores de calidad esperados ( $R^2=0.15$  con la RSL-Externa y  $R^2=0.2$  con la RSL-Local) (Tabla 4.29).

El parámetro correspondiente a la descripción de la costa no constituye un indicador biológico, sino que actúa como un factor de corrección para compensar las diferencias en la capacidad de asentamiento de las macroalgas ante distintas morfologías costeras. Los resultados muestran una baja variación asociada a este parámetro, dando lugar a valores de 1 o 2 en todos los casos.

Finalmente, la inclusión de los aspectos cuantitativos, aunque muestran malas correlaciones con los valores de calidad esperados a nivel de indicador individual (variando entre  $R^2=0.02$  y  $R^2=0.24$ ), han producido una notable mejoría en el grado de ajuste entre las calificaciones obtenidas y las esperadas (Tabla 4.30), reduciendo las calificaciones de algunas estaciones localizadas junto a los puntos de vertido (e.g. Liñera 1) y mejorando las calificaciones de otras alejadas de los mismos (e.g. Usgo 3). La única excepción ha sido la de Ontón 1.3, en la que la inclusión de los aspectos cuantitativos ha dado lugar a un empeoramiento del grado de ajuste entre los resultados esperados y los obtenidos.

Datos brutos			Valores calculados			Puntuaciones obtenidas		
Indicador	RSL-Ext.	RSL-Loc.	Indicador	RSL-Ext.	RSL-Loc.	Indicador	RSL-Ext.	RSL-Loc.
			Riqueza de especies	<b>0,86****</b>	<b>0,78***</b>	Riqueza de especies	<b>0,80***</b>	<b>0,66**</b>
Número de algas verdes	0,33	0,25	Proporción de verdes	<b>0,70**</b>	<b>0,62**</b>	Proporción de verdes	<b>0,66**</b>	<b>0,71**</b>
Número de algas rojas	<b>0,92****</b>	<b>0,85****</b>	Proporción de rojas	0,21	0,13	Proporción de rojas	N/A	N/A
Número de algas oportunistas	0,28	0,19	Proporción de Oportunistas	<b>0,55**</b>	<b>0,58**</b>	Proporción de Oportunistas	0,15	0,20
Núm. de ESG 1	<b>0,69**</b>	<b>0,77***</b>	Ratio ESG	0,02	0,22	Ratio ESG	0,01	N/A
Núm. de ESG 2	<b>0,82****</b>	<b>0,53*</b>						

Tabla 4. 29. Resultados de las correlaciones de los datos brutos, los valores calculados y las puntuaciones obtenidas frente a los valores de calidad esperados, para las alternativas de evaluación RSL-Externa y RSL-Local. Los niveles de significación indicados son los siguientes: \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001, \*\*\*\* p<0.0001.

Estación	Classif. Estimada	RSL-Externa				RSL-Local			
		Cualitativa		Cuantitativa		Cualitativa		Cuantitativa	
		Valor RSL	Classif. Observada	Valor RSL	Classif. Observada	Valor RSL	Classif. Observada	Valor RSL	Classif. Observada
<b>Liñera 1</b>	<b>Mod-B</b>	19	MB	24	B	21	MB	26	MB
<b>Liñera 2</b>	<b>B</b>	18	B	23	B	20	MB	25	MB
<b>Liñera 3</b>	<b>MB</b>	21	MB	28	MB	22	MB	29	MB
<b>Usgo 1</b>	<b>M-D</b>	13	Mod	18	Mod	16	B	21	B
<b>Usgo 2</b>	<b>D-Mod</b>	15	B	20	B	18	B	23	B
<b>Usgo 3</b>	<b>MB</b>	16	B	24	B	18	B	26	MB
<b>Ontón 1.1.</b>	<b>M</b>	9	Mod	14	Mod	13	Mod	18	Mod
<b>Ontón 1.2.</b>	<b>D</b>	17	B	24	B	17	B	24	B
<b>Ontón 1.3.</b>	<b>Mod</b>	20	MB	28	MB	17	B	25	MB
<b>Ontón 2</b>	<b>B</b>	20	MB	25	MB	22	MB	27	MB
<b>Ontón 3</b>	<b>MB</b>	16	B	24	B	19	MB	27	MB

**Tabla 4. 30. Clasificaciones estimadas para cada estación y resultados de la aplicación de las distintas alternativas del índice RSL. MB: Muy buena, B: Buena, Mod: Moderada, D: Deficiente, M: Mala.**

Comparando los distintos tipos de contaminación por zonas, Liñera ha obtenido la mejor calidad global, con una clasificación de Buena calidad incluso en la estación más próxima al punto de vertido (Tabla 4.30). Por el contrario, Usgo y Ontón muestran un claro gradiente de calidad desde las estaciones más contaminadas, en la mayoría de los casos clasificadas con valores de calidad Moderada, hasta las estaciones de control, con calidades Muy buenas en todos los casos. Liñera 1 y Ontón 1.3 han dado lugar a resultados que se desvían de los patrones de calidad esperados, obteniendo calidades superiores a las esperadas. Por el contrario, Usgo 3 y Ontón 3 han obtenido, en algunos casos, calificaciones inferiores a las esperadas.

De acuerdo con los resultados obtenidos con el índice CFR, Ontón 1.1 y Usgo 1 han sido, en todos los casos, las estaciones con las peores valoraciones de calidad (Tabla 4.30). Sin embargo, a diferencia de las evaluaciones realizadas con el CFR, éstas serían las únicas estaciones que no alcanzarían la Buena calidad exigida en la DMA. Por otro lado, Liñera 3 y Ontón 2 han sido las mejores valoradas, obteniendo calidades Muy buenas con todas las alternativas aplicadas.

En el caso de las alternativas cuantitativas, Liñera 3 sigue siendo la estación mejor valorada, mientras que Usgo 3, Ontón 1.3 y Ontón 3 han sido las estaciones con los mayores incrementos en sus puntuaciones.

En términos relativos, las correlaciones entre los valores esperados y los obtenidos han sido bajas, aunque la inclusión de los aspectos cuantitativos ha dado lugar a una mejora sustancial en las correlaciones (Tabla 4.31). Esta mejora ha sido mayor en las alternativas Locales ( $\Delta R^2=0.23$ ) que en las Externas ( $\Delta R^2=0.09$ ), siendo la alternativa RSL-Loc-Q la que ha obtenido los mejores resultados ( $R^2=0.81^{***}$ ).

Considerando las clasificaciones de calidad asignadas a las estaciones en términos absolutos, se observa una notable sobreestimación en aquellas estaciones localizadas más próximas a los puntos de vertido. Esta sobreestimación ha dado lugar a asignaciones de calidad incorrectas en muchas de las estaciones analizadas, reduciendo los porcentajes de asignaciones correctas al 18%, en el caso de las alternativas cualitativas, y al 27%, en el caso de las cuantitativas. Los resultados de los análisis kappa ponderados reafirman el bajo grado de ajuste obtenido entre las calidades obtenidas y las esperadas, correspondiente a un nivel “moderado” en el mejor de los casos (Tabla 4.31).

	RSL-Ext.	RSL-Loc.
<b>Cualitativa</b>	0,42* / 0,404 (Moderado)	0,58** / 0,444 (Moderado)
<b>Cuantitativa</b>	0,51* / 0,395 (Bajo)	0,81*** / 0,453 (Moderado)

Tabla 4. 31. Resultados de las correlaciones entre los valores esperados y los obtenidos, valores de kappa ponderados y niveles de predicción correspondientes para cada alternativa de evaluación del índice RSL. Los niveles de significación indicados son los siguientes: \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001, \*\*\*\* p<0.0001.

#### 4.4.2.3. Intercalibración entre el índice CFR y el índice RSL

Como puede apreciarse en la Figura 4.29, las correlaciones obtenidas entre los resultados del índice CFR y las alternativas cualitativas del índice RSL han sido bastante bajas ( $R^2=0.47^*$  y  $R^2=0.43^*$ ). Sin embargo, las correlaciones entre el CFR y las alternativas cuantitativas del índice RSL han sido notablemente superiores, especialmente en el caso de la RSL-Local-Q ( $R^2=0.72^{**}$ ).

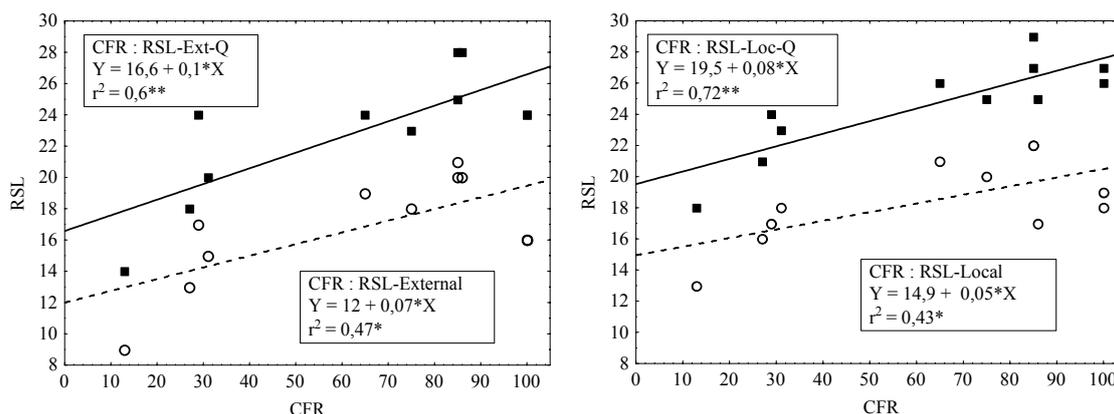


Figura 4. 29. Correlaciones entre los resultados obtenidos mediante el índice CFR y las distintas alternativas del índice RSL. Los niveles de significación indicados son los siguientes: \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001, \*\*\*\* p<0.0001.

En términos absolutos, los resultados de los análisis kappa ponderados entre las dos metodologías son también bastante malos, con porcentajes de acuerdo entre el 27% y el 45% y un nivel de predicción “moderado” en todas las alternativas (Tabla 4.32).

	RSL-Ext.	RSL-Loc.
<b>Cualitativa</b>	0,47* / 0,522 (Moderado)	0,43* / 0,427 (Moderado)
<b>Cuantitativa</b>	0,6** / 0,527 (Moderado)	0,72** / 0,531 (Moderado)

Tabla 4. 32. Resultados de las correlaciones, los valores de kappa ponderados y los niveles de predicción entre los resultados obtenidos mediante el índice CFR y las distintas alternativas del índice RSL. Los niveles de significación indicados son los siguientes: \* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001, \*\*\*\* p<0.0001.

#### **4.4.3. Discusión**

En vista de los resultados obtenidos, podría decirse que el índice CFR ha respondido de forma más eficaz que el índice RSL frente a los gradientes de contaminación analizados. No obstante, las distintas alternativas del RSL, modificando los ESGs (RSL-Local) e incluyendo aspectos cuantitativos (RSL-Loc-Q), han dado lugar a una mejora significativa en los resultados, lo que constituye una evidencia preliminar de cara a las posibilidades de intercalibración entre los dos índices en el contexto geográfico de la costa norte de España. No obstante, la sobreestimación general de la calidad ecológica de las estaciones es el principal aspecto que debe afrontarse para un mejor ajuste del índice RSL, especialmente en las estaciones correspondientes a las zonas más contaminadas.

En este punto surgen distintas cuestiones referentes a las posibles explicaciones para las divergencias observadas entre los resultados esperados y los obtenidos: ¿Cumplen los indicadores seleccionados los requisitos establecidos en la DMA?, ¿Son lo suficientemente sensibles para detectar cambios en la calidad ecológica a lo largo de los distintos gradientes ecológicos?, ¿Integran los índices globales las implicaciones ambientales y la importancia de cada indicador correctamente?

Respecto a la primera pregunta, los requisitos de la DMA para este elemento de calidad biológico (macroalgas de costas rocosas) establecen la necesidad de evaluar tanto la composición como la abundancia de macroalgas, debiendo presentar todos los taxones sensibles a las perturbaciones, así como grados de recubrimiento correspondientes a los de condiciones inalteradas. En este sentido, parece evidente que tres de los cuatro indicadores incluidos en el CFR (cobertura, riqueza y oportunistas), cumplen los requisitos de la DMA y han probado ajustarse adecuadamente a los distintos gradientes de contaminación. Por el contrario, el índice RSL, que sólo considera la riqueza de macroalgas y distintos indicadores derivados de las proporciones de grupos taxonómicos (algas rojas-verdes), ecológicos (ESGs) o de tolerancia a la contaminación (oportunistas), no cumple adecuadamente los requisitos establecidos en dicha Directiva.

Varios autores han relacionado la abundancia de macroalgas y la proporción de especies sensibles frente a las oportunistas como un indicador del estado ecológico de los ecosistemas (Orfanidis *et al.*, 2001a; Krause-Jensen *et al.*, 2007), sugiriendo que la mayor abundancia de especies perennes o sensibles a la contaminación y la menor proporción de especies oportunistas o tolerantes a la contaminación, son indicativas de

una buena calidad ecológica. Así, en vista de las buenas correlaciones obtenidas entre el indicador de cobertura de macroalgas características, básicamente especies perennes y sensibles, y los gradientes de contaminación ( $R^2=0,78^{***}$ ), podría decirse que éste constituye un indicador apropiado para la evaluación de la calidad ecológica.

Alternativamente, la propuesta de Pedersen (comunicación personal al NEA GIG, 2006) para incluir en el índice RSL un factor de corrección cuantitativo para la abundancia de especies oportunistas, ha incrementado notablemente las correlaciones entre los resultados obtenidos y los esperados, aunque no tanto el porcentaje de asignaciones de calidad correctas a las estaciones. No obstante, una ligera modificación de las puntuaciones asignadas a este indicador podrían mejorar sustancialmente los resultados obtenidos.

Al margen de los requisitos de la DMA, una cuestión de mayor importancia es la sensibilidad de los indicadores incluidos en ambas métricas para detectar los gradientes de contaminación. Los resultados del presente estudio han demostrado que, primero, no todas las variables presentan una clara relación con los gradientes de contaminación, y segundo, los procedimientos de transformación utilizados (rangos, sistemas de puntuación) juegan un papel importante en los niveles de significación de los valores brutos, los valores calculados y las puntuaciones obtenidas, siendo un factor clave en el ajuste de las puntuaciones del estado ecológico global en cada una de las estaciones (Tabla 4.29).

En relación a las fuentes de contaminación, el indicador de riqueza ha dado lugar a los resultados más precisos y homogéneos en ambos índices, incluso en las distintas alternativas del índice RSL (Externa y Local). En este caso, las puntuaciones de calidad fueron similares en las dos alternativas, diferenciándose únicamente en un nivel de calidad en 3 de las 11 estaciones analizadas. Aunque la riqueza no se ha valorado en términos relativos, el uso de distinto número de especies en cada una de las alternativas del RSL (RSL-Externa: 81 spp. – RSL-Local: 50 spp.) no ha dado lugar a diferencias significativas en las puntuaciones de calidad obtenidas por este indicador. Además, las proporciones de algas verdes y rojas fueron muy similares en ambas alternativas, indicando que la lista reducida de especies propuesta para la alternativa RSL-Local es acorde a la lista completa utilizada en la alternativa RSL-Externa.

Más allá del objetivo de intercalibración entre ambos índices, un aspecto más interesante desde el punto de vista ecológico es la diferente aproximación utilizada para la estimación de la riqueza entre el índice CFR y el RSL. Mientras en el último se basa en la evaluación de la riqueza específica total, incluyendo tanto especies sensibles como tolerantes (“aproximación taxonómica”), el índice CFR sólo considera la riqueza de

poblaciones conspicuas de macroalgas características (>1% de cobertura) que configuran el patrón de zonación (“aproximación ecológica”). Esta última aproximación es acorde a la sugerencia de Eriksson y Bergström (2005) de usar las especies perennes en las labores de vigilancia y control. En cualquier caso, el uso de ambos tipos de aproximaciones produce resultados similares, indicando que los efectos de contaminaciones significativas pueden reflejarse tanto a nivel taxonómico como ecosistémico.

Respecto a los distintos gradientes de contaminación, la riqueza de poblaciones mostró menores variaciones que la riqueza de especies en el vertido urbano de Liñera, sin embargo, las puntuaciones de calidad obtuvieron los máximos valores en ambos casos, lo que puede indicar que este tipo de alteraciones no reduce de forma significativa el número de especies ni el de poblaciones características. Por el contrario, los valores de riqueza en las zonas con vertidos industriales mostraron un claro gradiente respecto al grado de alteración, dando lugar a buenas correlaciones entre los valores esperados y los obtenidos (Tablas 4.26 y 4.29).

Por lo tanto, las buenas correlaciones de este indicador con los resultados esperados confirman su utilidad y la de los sistemas de valoración propuestos en ambos índices para la evaluación del grado de alteración. Por otro lado, el esfuerzo de muestreo y la experiencia necesaria para la estimación de la riqueza específica son mucho mayores que las necesarias para la evaluación de la riqueza de poblaciones características.

Al evaluar la proporción de especies oportunistas a lo largo de los gradientes de contaminación se observó un patrón menos homogéneo en ambos índices. Existen varias explicaciones plausibles para estas diferencias. Al igual que en el caso de la riqueza, las diferentes aproximaciones utilizadas para la estimación de las especies oportunistas constituyen la causa principal. Mientras el índice RSL evalúa el grado de oportunistas desde un punto de vista taxonómico (proporción de especies oportunistas), el índice CFR usa una aproximación ecológica que considera la abundancia de especies oportunistas en términos de cobertura relativa de estas especies respecto a la superficie total vegetada. De los resultados obtenidos puede concluirse que la inclusión de una evaluación cuantitativa de la cobertura de especies oportunistas, utilizada en la aproximación ecológica, produjo mejores resultados que la aproximación taxonómica, especialmente al considerar las puntuaciones obtenidas. De forma similar, la propuesta de Pedersen (comunicación personal al NEA GIG, 2006) de incluir una evaluación semicuantitativa de las especies oportunistas mejoró notablemente los resultados del índice RSL.

Los indicadores de la proporción de algas verdes y el ratio ESG pueden considerarse similares a la proporción de especies oportunistas, por lo que debería determinarse hasta qué punto son redundantes o no estos indicadores. Tal y como mencionan Wells *et al.* (2007), estos indicadores incorporan distintos aspectos de la composición de la comunidad, por lo que deberían responder de forma diferente ante distintas perturbaciones ambientales. Sin embargo, las puntuaciones obtenidas han mostrado que sólo la proporción de algas verdes ha dado lugar a buenas correlaciones con los gradientes de contaminación. En el caso de la proporción de especies oportunistas se han observado correlaciones significativas en los valores calculados, pero se pierden al aplicar el sistema de valoración. El ratio ESG no ha obtenido buenas correlaciones ni siquiera a nivel de los valores calculados, porque tanto el número de especies de ESG I, como el número de ESG II aumentaron en las estaciones menos contaminadas, reduciendo así la fiabilidad de este indicador. Este efecto ha sido especialmente notable en la alternativa RSL-Externa, indicando que algunas especies pueden haber sido erróneamente clasificadas entre los dos ESGs, tal y como sugieren Wells *et al.* (2007). Las mejoras en los resultados obtenidas con los ESGs asignados en la alternativa RSL-Local refuerzan esta idea, aunque son todavía insuficientes para justificar la utilidad del ratio ESG en la evaluación de los efectos de la contaminación.

Si se analizan las razones que pueden haber causado las desviaciones respecto a los resultados esperados, ha de considerarse que la asignación de los ESGs está basada en el concepto de los grupos morfológicos y funcionales descrito por Littler y Littler (1980; 1984), posteriormente adaptado por Orfanidis *et al.* (2001a) para dividir las especies en dos grupos. Pero esta hipótesis no se propuso específicamente para predecir la resistencia a la contaminación (Arévalo *et al.*, 2007), por lo que muchas de las especies clasificadas como ESG II en la alternativa RSL-Externa, generalmente correspondientes al grupo funcional de las algas con ramificaciones gruesas (grupo funcional C), podrían clasificarse como ESG I debido a su carácter de sucesoras intermedias-finales y su longevidad. Cuando estas especies se han considerado como ESG I en la alternativa RSL-Local, se ha observado una mayor sobreestimación del valor del índice RSL debido al incremento del ratio ESG, sin embargo, la correlación con los valores de calidad esperados ha mejorado, lo que sugiere que podrían ser más adecuados, al menos para esta región costera.

En cualquier caso, considerando que la mayoría de las especies oportunistas identificadas han sido algas verdes y que el indicador del ratio ESG no refleja claramente los efectos de la contaminación, parece recomendable reducir la aparente redundancia asociada a estos tres indicadores, seleccionando uno que refleje adecuadamente los efectos de la contaminación. En este sentido, la proporción de

oportunistas o de algas verdes, o algún otro indicador basado en la relación entre especies sensibles y tolerantes, podría ser más apropiado, siempre que se utilice un sistema de valoración adecuado. En tal caso, sería necesario identificar con precisión cuáles de las especies pertenecerían a cada uno de los grupos de sensibilidad.

El indicador de estado fisiológico del índice CFR ha dado lugar a correlaciones significativas respecto a los valores esperados, sin embargo, los altos valores obtenidos en Liñera y Usgo reducen la utilidad de este indicador. Por otro lado, los buenos resultados obtenidos en Ontón pueden ser una justificación para el mantenimiento de este indicador. Tal vez el mayor problema asociado con este indicador sea la dificultad para discriminar objetivamente entre los efectos debidos a causas naturales y antropogénicas, así como su evaluación.

En ambos índices, los indicadores de la descripción de la costa, que consideran los aspectos geomorfológicos y físicos del medio, actúan como factores de corrección para la valoración de la capacidad de asentamiento de las comunidades de macroalgas, por lo que parecen aspectos fundamentales para la correcta evaluación de su calidad. Por el contrario, la presencia de especies invasoras, considerado en el índice CFR como un factor de penalización, no está necesariamente ligado a la contaminación, por lo que su utilización para la evaluación de las comunidades de macroalgas en relación a la calidad de las aguas es cuestionable. Al menos este sería el caso de *Sargassum muticum*, cuya presencia extensiva y dificultad de erradicación (Critchley *et al.*, 1986) lo convierten más en una especie característica que en una especie invasora.

La última cuestión a responder se refiere a la capacidad de los índices globales para detectar cambios a lo largo de los gradientes de contaminación. En este sentido, parece que el tipo y el número de indicadores incluidos en el índice CFR son suficientemente adecuados para reflejar el estado ecológico de las comunidades de macroalgas. Además, las valoraciones finales han mostrado una buena correlación con las calidades esperadas en las tres zonas estudiadas. Por el contrario, la redundancia de algunos indicadores en el índice RSL (oportunistas, algas verdes, ratio ESG), ha podido dar lugar a una sobreestimación en la valoración de un mismo aspecto ambiental, que en cualquier caso no se ha correlacionado consistentemente con los gradientes de calidad esperados.

Los análisis de intercomparación llevados a cabo entre el índice CFR y las distintas alternativas del índice RSL han mostrado correlaciones significativas en todos los casos, pero especialmente en el caso de la alternativa RSL-Loc-Q. Sin embargo, el grado de acuerdo en las categorías de calidad asignadas a las estaciones ha sido muy bajo en todos los casos. Una de las razones de estos resultados han podido ser las altas

calificaciones obtenidas con las distintas alternativas del índice RSL, especialmente en las estaciones más afectadas.

No obstante, los desajustes observados entre los resultados esperados y los obtenidos mediante el índice RSL pueden ser debidos a las diferencias existentes entre la composición de las comunidades algales intermareales de las frías aguas del norte, en las que dominan las algas pardas, y las aguas templadas del sur, donde predominan las algas rojas (Fischer-Piette, 1963; Lüning, 1990; Boaventura *et al.*, 2002). Aunque la Directiva Marco del Agua considera a las costas del Nordeste Atlántico dentro de una misma ecorregión, el proyecto de “Grandes Ecosistemas Marinos” (LME), iniciado para apoyar los objetivos de la Agenda 21, distingue claramente el ecosistema de la costa Ibérica de las áreas costeras del norte (EEA, 2006), por lo que se podría justificar la clasificación de distintos tipos costeros y, consecuentemente, la adopción de distintos procedimientos de evaluación en cada caso.

Las mejores calidades obtenidas en Liñera, en comparación con Usgo y Ontón, han podido ser debidas a la naturaleza menos dañina de los vertidos urbanos frente a los efluentes industriales. Así, los efectos de estos últimos han dado lugar a una notable reducción en la riqueza y la cobertura de macroalgas, especialmente de especies sensibles, mientras que los efectos de los vertidos urbanos han estado más asociados a la proliferación de especies de algas verdes y oportunistas, sin una aparente reducción en los valores de riqueza y cobertura. Los buenos valores de estado fisiológico y riqueza de especies encontrados en Usgo indican, de alguna forma, que las comunidades de macroalgas intermareales se están recuperando en las estaciones localizadas más cerca del antiguo punto de vertido. Sin embargo, el efecto de las partículas de cloruro cálcico en aspectos como la turbidez de las aguas y la penetración de la luz, podrían explicar los bajos valores de cobertura y la consiguiente valoración Deficiente-Moderada obtenida en estas estaciones. En el caso de Ontón, el marcado gradiente de calidad indica que las comunidades están gravemente afectadas en las proximidades al punto de vertido, pero su recuperación mejora ostensiblemente al alejarse del mismo. El elevado hidrodinamismo del mar Cantábrico (Valencia *et al.*, 2004; Castanedo *et al.*, 2006) y el carácter expuesto de la zona costera en torno a Ontón contribuyen a diluir rápidamente la concentración de fluoruros y a mejorar el estado de las macroalgas no lejos del punto de vertido.

Finalmente, en ambos índices la evaluación de la calidad ecológica de las comunidades de macroalgas se realiza mediante la prospección visual de la riqueza, la cobertura, la presencia de especies oportunistas o del estado fisiológico aparente. Sin embargo, puede haber otro tipo de efectos perjudiciales no apreciables a simple vista, tales como

reducciones en las tasas de crecimiento, deficiencias en la reproducción u otras alteraciones fisiológicas (Eklund y Kautsky, 2003). En este sentido, la alta variabilidad de los efluentes industriales vertidos sobre la zona costera, acentúan la necesidad de desarrollar análisis de riesgos y de diseñar controles operacionales específicos en cada caso.

Como conclusión, se podría decir que el índice CFR ha respondido de forma bastante precisa frente a los gradientes de contaminación analizados. Además, la sencillez de aplicación y el reducido tiempo de procesado requerido en este índice suponen un motivo adicional para su utilización. Por otro lado, el índice CFR es más subjetivo que el RSL y, además, su evaluación no es tan precisa debido al uso de un sistema de valoración basado en rangos.

Para alcanzar una buena calibración y validación de ambos índices, deberían realizarse más análisis e intercalibraciones en diferentes zonas geográficas y frente a distintos tipos de fuentes contaminantes. En cualquier caso, los resultados preliminares obtenidos en este estudio sugieren que la intercalibración entre ambos índices es posible tras la realización de algunos ajustes y modificaciones sobre los aspectos mencionados anteriormente.

