

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 V

INTEGRACIÓN DE LOS SISTEMAS DE VALORACIÓN Y APLICACIÓN A LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE CANTABRIA

5.1. INTRODUCCIÓN

Parece evidente que la implementación de un nuevo proceso de valoración de la calidad de las aguas costeras, como es la evaluación del “estado ecológico”, requiere un esfuerzo muy importante dedicado al desarrollo de métricas apropiadas para recoger la posible variabilidad asociada a todos aquellos aspectos relacionados con la estructura y la funcionalidad del sistema. Éstos estarían representados por los diferentes indicadores incluidos dentro de los tres elementos genéricos de calidad establecidos en la propia Directiva: biológicos, físicoquímicos e hidromorfológicos. En este sentido, los resultados de los capítulos anteriores han puesto en evidencia la influencia de la consideración de diferentes índices o métricas para la evaluación de cada uno de dichos indicadores, así como la necesidad de abordar procesos más completos de intercalibración, en los que se analicen con mayor detalle aspectos tan importantes como las diferentes fuentes de variabilidad, la especificidad de las respuestas, la precisión de los umbrales de calidad establecidos etc. A pesar de que el objetivo último de todo sistema de evaluación sea la síntesis de resultados mediante valoraciones estandarizadas y homogéneas (e.g. estado ecológico), la primera fase del procedimiento resulta trascendental, dado que se trata de la información básica de partida. Es por ello que, en este punto no se pueden obviar las importantes fuentes de incertidumbre aún existentes.

Partiendo de dicha premisa fundamental, hay que tener en cuenta que el proceso de evaluación no finaliza con el desarrollo y la aplicación de las métricas individuales, ya que éste representa tan sólo el primer paso. Una vez desarrolladas y validadas éstas se requiere abordar una nueva, y no menos compleja, tarea: el establecimiento de los procedimientos de integración de dichas evaluaciones a distintos niveles. Sirva como recordatorio la referencia al esquema de la Figura 1.2, en la que se establece un nivel de

integración preliminar (NI-0), consistente en la generación de valoraciones individuales de cada métrica a nivel de estación, y tres niveles de integración propiamente dichos:

- Nivel 1 (NI-1): Integración de los indicadores a nivel de masa de agua.
- Nivel 2 (NI-2): Integración de los indicadores a nivel de elemento de calidad
- Nivel 3 (NI-3): Integración de los elementos a nivel de “estado ecológico”

En este nuevo contexto, las preguntas que surgen tienen que ver con aspectos aún no discutidos formalmente en los foros científico-técnicos, aunque sí existen algunas propuestas al respecto (Borja *et al.*, 2004b; GESHA, 2005b; Simboura *et al.*, 2005), pero que pueden tener una gran trascendencia en las evaluaciones finales que se obtengan. En este sentido, aparece un componente básico en la evaluación, las unidades de valoración o masas de agua, cuya delimitación espacial ha estado sometida a una variabilidad de criterios y aproximaciones (MMA, 2007), cuya trascendencia en los procedimientos requeridos para la evaluación de su estado ecológico es difícilmente evaluable. Así, cabe hacerse distintas preguntas referentes al diseño de muestreo requerido para evaluar su variabilidad espacial y temporal (número de estaciones, localización, periodicidad de muestreo, etc.), en definitiva, ¿es la evaluación del estado ecológico sensible a las dimensiones de la unidad de valoración?

Este planteamiento se complica, aún más si cabe, al tratarse de evaluaciones que deben integrar diferentes métricas, basadas, como se ha analizado en los capítulos III y IV, en unidades de muestreo distintas (estaciones de agua, transectos para macroalgas), que tratan de reflejar la variabilidad espacial del conjunto de ambientes que engloba cada masa de agua (e.g. capas de profundidad, intermareal/submareal). De este modo, en cada uno de los tres niveles de integración establecidos se debe contrastar la “normalidad” de los rangos de variabilidad específicos observados y, en su caso, alertar sobre posibles alteraciones asociadas al indicador/elemento evaluado. En este punto adquieren una gran relevancia los métodos empleados para llevar a cabo la agregación de los datos correspondientes a cada uno de los elementos y niveles de integración. Entre las posibles alternativas se encuentran los basados en parámetros estadísticos (valor medio, valor medio ponderado, valor máximo/mínimo, percentiles) o aquellos basados en sistemas de valoración jerárquica que combinan diferentes criterios, tales como el sistema de valoración propuesto en el Documento Guía nº 5 para la evaluación del estado ecológico (European Commission, 2003b).

El análisis de la influencia de todos estos factores constituye un aspecto fundamental a abordar a la hora de integrar todos los datos necesarios para llevar a cabo la evaluación del estado ecológico de las masas de agua. Éste será el objetivo del presente capítulo.

5.2. METODOLOGÍA

Para tratar de responder al objetivo planteado, se ha establecido un diseño experimental basado en la comprobación de la influencia de dos factores: 1) el **método de agregación** de datos aplicado en cada nivel de integración y 2) la **extensión de las masas de agua** evaluadas.

Con el fin de reducir el número de combinaciones posibles, en cada uno de estos niveles se han utilizado los resultados obtenidos en los niveles de integración precedentes. En este sentido, hay que indicar que se parte de los resultados de cada indicador evaluado a nivel de “estación de muestreo” (Nivel 0 de integración), asumiendo que este término integra las características de una determinada columna de agua (indicadores del fitoplancton y fisicoquímica), transecto intermareal-submareal (indicador de macroalgas), área de muestreo (indicador de invertebrados) o, excepcionalmente, la masa de agua completa (indicadores hidromorfológicos). Las metodologías empleadas para la cuantificación de cada uno de estos indicadores se describen en el siguiente subapartado.

De este modo, el diseño experimental planteado (Figura 5.1) se aplica a los siguientes niveles de integración:

- **NI-1:** Integración de los indicadores de calidad a nivel de **masa de agua**
- **NI-2:** Integración de los indicadores de calidad a nivel de **elemento de calidad** (sólo en el caso de los biológicos)
- **NI-3:** Integración de los elementos de calidad a nivel de **estado ecológico**

En relación con el primero de los factores analizados, el método de agregación de datos, se ha optado por considerar dos, de forma homogénea, en los dos primeros niveles de integración:

- **Calidad crítica:** estimada a partir del valor más restrictivo de los registros obtenidos en cada nivel.
- **Calidad promediada:** estimada a partir del valor medio de los registros obtenidos en cada nivel.

En cuanto al tercer nivel de integración, los métodos de agregación considerados para la evaluación del estado ecológico han sido los siguientes:

- **Criterio DMA:** consistente en la aplicación del sistema jerárquico propuesto en el Documento Guía nº 5 para la implementación de la DMA (European Commission, 2003b).
- **Calidad promediada:** estimada mediante el promediado de los valores de calidad obtenidos por cada uno de los elementos de calidad (biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos).
- **Calidad ponderada:** estimada a partir de la aplicación de diferentes coeficientes a los valores de cada uno de los elementos de calidad.

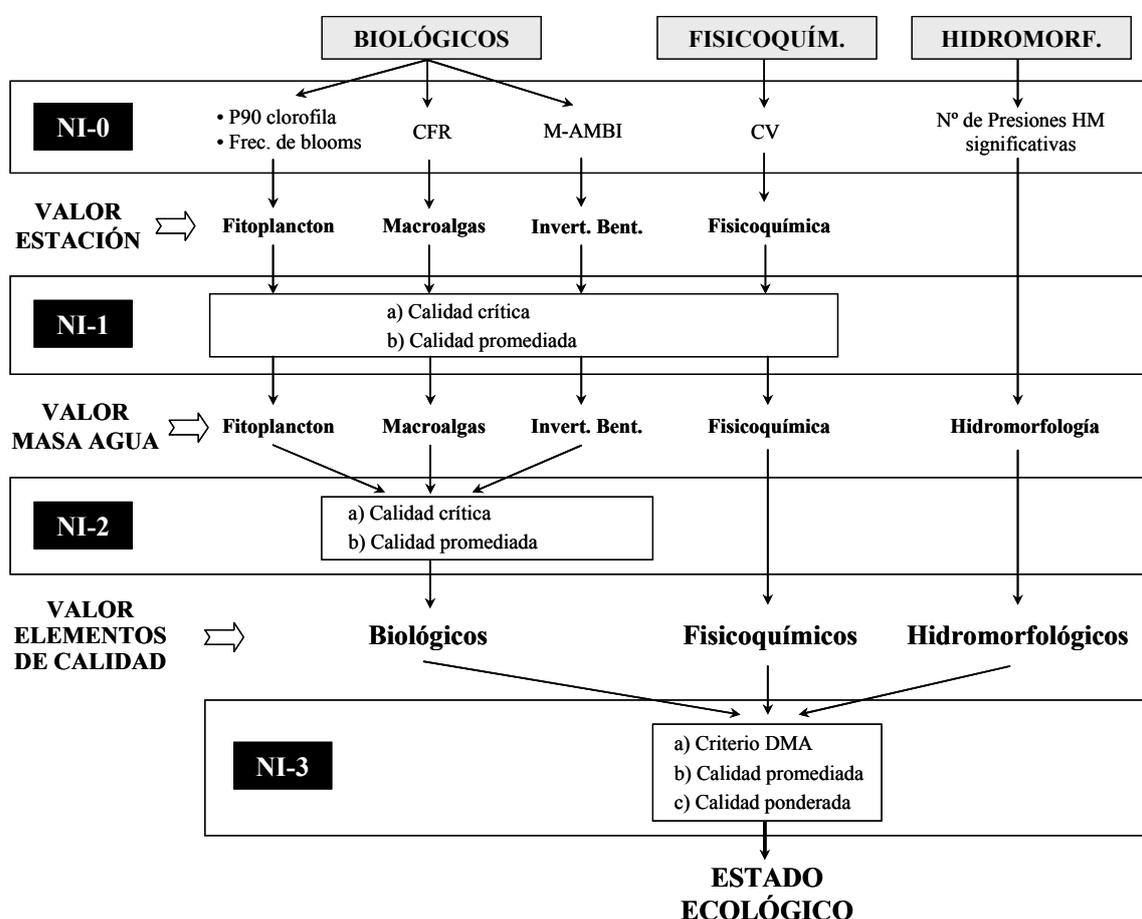


Figura 5. 1. Esquema del diseño experimental planteado para el análisis de la influencia de los métodos de agregación en el proceso de evaluación del estado ecológico.

Con respecto al segundo factor, la extensión de las masas de agua, se han establecido dos posibles asignaciones espaciales en las que se zonifica el área costera de Cantabria en:

- **7 masas de agua**, de acuerdo con la propuesta adoptada inicialmente por el Gobierno Regional en el proceso de implementación de la DMA (GESHA, 2005b).
- **3 masas de agua**, de acuerdo a los resultados descritos en el capítulo IV de esta tesis.

Así, se establecen las correspondencias reflejadas en la Tabla 5.1:

7 Masas de Agua	Límites geográficos	3 Masas de Agua
R1	Tina Mayor – Pta. Sartén	Oeste (O)
A1	Pta. Sartén – Pta. Somocuevas	
R2	Pta. Somocuevas – Pta. Vergajo	Centro (C)
A2	Pta. Vergajo – Faro de Ajo	
R3	Faro de Ajo – Pta. de La Mula	Este (E)
A3	Pta. de La Mula – La Hermosa	
R4	La Hermosa – Pta. Covarón	

Tabla 5. 1. Correspondencias entre las dos combinaciones de masas de agua analizadas (7 y 3) y límites geográficos entre ellas.

Al unir las masas de agua originales de esta forma se consigue que cada una de las nuevas masas de agua tenga al menos una masa de agua de tipo rocosa y otra de tipo arenosa, de forma que los resultados finales puedan ser equiparables, aunque la masa de agua E tendrá un mayor número de datos que las otras dos.

Una vez descritos los aspectos generales de la metodología a seguir, a continuación se describen con mayor detalle los procedimientos aplicados en cada uno de los niveles de integración que componen el proceso de evaluación del estado ecológico.

5.2.1. Valoración de los indicadores a nivel de estación (NI-0)

Como datos de partida del proceso de integración se han utilizado los resultados obtenidos mediante la aplicación de las métricas individuales seleccionadas en este trabajo para la valoración de los diferentes indicadores de calidad a nivel de estación. En la Tabla 5.2 se resumen las principales características de cada una de estas métricas.

Elemento de Calidad	Indicador de Calidad	Métricas	Parámetros
BIOL	Fitoplancton	Biomasa de fitoplancton	P90 de la concentración de Clorofila
		Abundancia de células	Frecuencia de ocurrencia de blooms
	Macroalgas	CFR	Cobertura, Riqueza, Oportunistas, Estado
	Invert. Bent.	M-AMBI	AMBI, Riqueza, Diversidad
FQ	FQ	CV	NO ₃ , NH ₄ , PO ₄ , Turbidez, Oxígeno
			Coliformes fecales, Estreptococos fecales
HM	HM*	Presiones Hidromorfológicas Significativas	Nº de Presiones HM Significativas

* La valoración de la calidad HM se llevará a cabo directamente a nivel de masa de agua en el NI-1.

Tabla 5. 2. Métricas seleccionadas para la valoración de los distintos indicadores de calidad Biológicos (BIOL), Fisicoquímicos (FQ) e Hidromorfológicos (HM).

Cada una de estas métricas se compone de distintos parámetros que son integrados mediante diferentes procedimientos. En los siguientes apartados se hace una breve descripción de las métricas seleccionadas para la valoración de cada uno de los elementos de calidad.

Los datos utilizados en las valoraciones proceden de las campañas realizadas en 2005 y 2006 en el marco de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2005a, 2006), así como del proyecto de Redacción del Plan Marco de Gestión de los LICs de la Comunidad Autónoma de Cantabria (IH Cantabria, 2007) y de las evaluaciones llevadas a cabo para la validación del índice CFR en Liñera, Usgo y Ontón (ver capítulo IV). En la Figura 5.2 se muestra la localización de las distintas estaciones de muestreo utilizadas para la valoración los distintos indicadores de calidad.

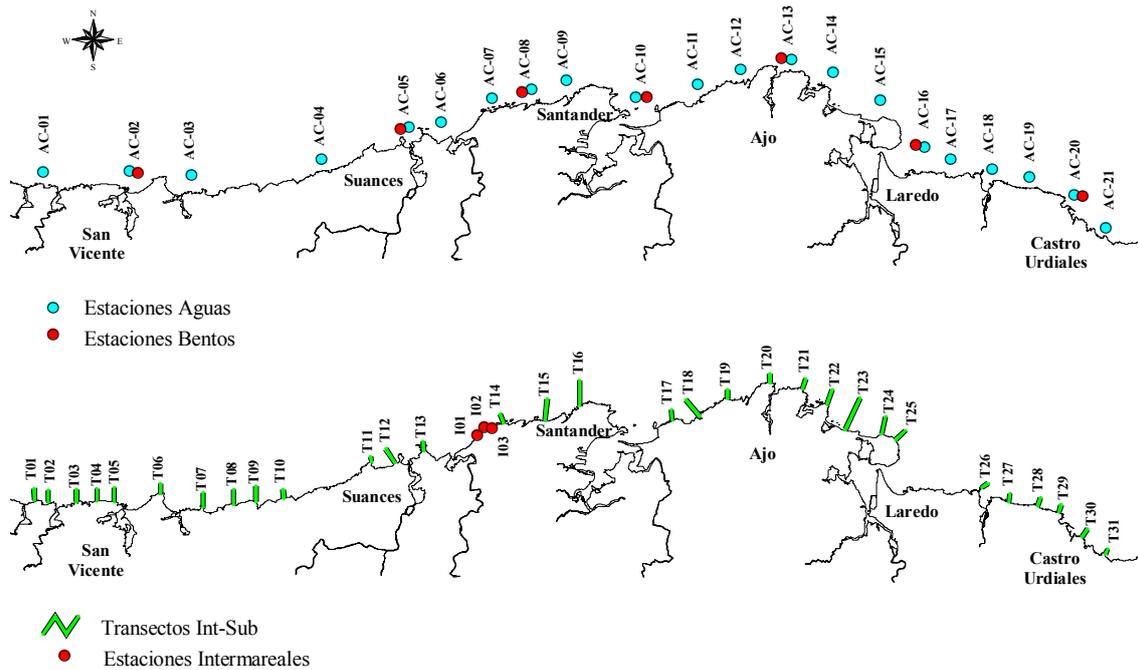


Figura 5. 2. Localización de las estaciones de muestreo correspondientes a los distintos indicadores de calidad (Aguas: para fitoplancton y fisicoquímica, Bentos: para Invertebrados bentónicos, Transectos y Estaciones intermareales: para Macroalgas).

5.2.1.1. Calidad biológica

5.2.1.1.1. Fitoplancton

Tal y como se menciona en la introducción de esta tesis (capítulo I) la evaluación del fitoplancton en la costa de Cantabria se ha llevado a cabo mediante la integración de los resultados obtenidos en dos métricas; una para la valoración de la **biomasa** y otra para la valoración de la **abundancia**.

a) Biomasa de fitoplancton

Siguiendo la propuesta realizada en el último borrador del informe técnico de intercalibración de la DMA para las aguas costeras del NEA-GIG (European Commission, 2007), la valoración de la biomasa de fitoplancton se ha llevado a cabo mediante la determinación del **percentil 90 de la concentración ($\mu\text{g/l}$) de Clorofila *a***.

Para ello, se han utilizado los umbrales de calidad MB/B y B/Mod adoptados para las aguas costeras de Cantabria, correspondientes a la subárea del “Cantábrico Este”, que se indican a continuación:

- 3.5 µg/l entre Muy buena / Buena
- 7 µg/l entre Buena / Moderada

Puesto que no se han establecido valores para las clases de calidad inferiores, se asumen umbrales basados en la misma desviación del 100% aplicada a los niveles de calidad superiores:

- 10.5 µg/l entre Moderada / Deficiente
- 14 µg/l entre Deficiente / Mala

b) Abundancia de células

La valoración de la abundancia de fitoplancton se ha llevado a cabo siguiendo el criterio adoptado en el NEA-GIG (European Commission, 2007), el cual se basa en la **frecuencia de ocurrencia de blooms** (en % de los datos disponibles) estimados en función de la superación de un número establecido en 750.000 células/litro, para microalgas de un mismo taxón independientemente de su tamaño.

Los umbrales de calidad establecidos para la valoración de esta métrica en la subárea del “Cantábrico Este” son los que se indican a continuación:

- Muy buena: Si la frecuencia de muestras que exceden el umbral es < 20%
- Buena: Si está entre el 20-39%
- Moderada: Si está entre el 40-69%
- Deficiente: Si está entre el 70-90%
- Mala: Si es > 90%

c) Integración de las métricas de abundancia y biomasa

La valoración del fitoplancton se ha llevado a cabo mediante la combinación promediada de los resultados obtenidos en las métricas correspondientes a la clorofila y a la frecuencia de blooms, de acuerdo al procedimiento propuesto por el grupo de técnicos de apoyo a las Comunidades Autónomas, en el informe correspondiente a la descripción de los métodos nacionales propuestos para la intercalibración (Revilla *et al.*, 2007b).

Dicho procedimiento asigna puntuaciones a ambas métricas, en función de las calidades obtenidas en cada caso (Tablas 5.3 y 5.4), y establece la calidad conjunta aplicando el criterio establecido en la Tabla 5.5 a la puntuación media obtenida.

Localización del valor del percentil 90 de clorofila	Calidad	Puntuación
$P90 < 3.5 \mu\text{g/l}$	Muy Buena	1
$3.5 \mu\text{g/l} \geq P90 < 7 \mu\text{g/l}$	Buena	0.8
$7 \mu\text{g/l} \geq P90 < 10.5 \mu\text{g/l}$	Moderada	0.6
$10.5 \mu\text{g/l} \geq P90 < 14 \mu\text{g/l}$	Deficiente*	0.4*
$P90 \geq 14 \mu\text{g/l}$	Mala*	0.2*

* Niveles añadidos en este trabajo con el fin de completar la escala de calidad

Tabla 5. 3. Puntuaciones asignadas a las distintas categorías de calidad para la submétrica correspondiente al P90 de clorofila.

Frecuencia de ocurrencia de blooms	Calidad	Puntuación
$< 20\%$	Muy Buena	1
20 - 39%	Buena	0.8
40 - 69%	Moderada	0.6
70 - 90%	Deficiente*	0.4*
$\geq 40\%$	Mala*	0.2*

* Niveles añadidos en este trabajo con el fin de completar la escala de calidad

Tabla 5. 4. Puntuaciones asignadas a las distintas categorías de calidad para la submétrica correspondiente a la frecuencia de blooms.

Valor medio de las dos submétricas	Calidad
1	Muy Buena
$\geq 0.8 \text{ y } < 1$	Buena
$\geq 0.6 \text{ y } < 0.8$	Moderada
$\geq 0.4 \text{ y } < 0.6$	Deficiente*
< 0.4	Mala*

* Niveles añadidos en este trabajo con el fin de completar la escala de calidad

Tabla 5. 5. Criterio de valoración conjunto entre las dos submétricas utilizadas para la asignación de la calidad del fioplancton.

Los datos utilizados para la valoración de ambas métricas proceden de las campañas realizadas en 2005 y 2006 en el marco de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2005a, 2006). La valoración conjunta se ha realizado a nivel de estación, combinando todos los datos disponibles en cada una de ellas, durante los meses de febrero a octubre, para la clorofila, y anuales, para la frecuencia de blooms. La valoración de la calidad incluye los datos de ambos periodos anuales.

5.2.1.1.2. Macroalgas

Para la valoración de la calidad de las macroalgas se ha aplicado el **índice CFR** desarrollado en el capítulo IV de esta tesis, donde se especifican los criterios y requisitos establecidos para su aplicación.

Para ello se han utilizado los datos correspondientes a 31 transectos submareales realizados en 2005, en los que se aplicó el índice CFR a dos niveles de profundidad, y a 7 zonas intermareales, algunas de ellas coincidentes con transectos submareales, evaluadas en 2006 y 2007. En este último caso, se realizaron tres réplicas por zona, obteniendo el valor promediado de las mismas.

La valoración de cada estación se ha realizado promediando los resultados obtenidos en los tres niveles de evaluación (intermareal, 5-15 m y 15-25 m). De este modo, en los transectos donde evalúa todo el rango (intermareal/submareal) se da un mayor peso a las zonas submareales, las cuales representan un porcentaje mucho mayor de la superficie total de la masa de agua. En los casos en los que sólo se dispone de datos intermareales o submareales, el resultado de cada estación corresponde a la media de los datos disponibles.

5.2.1.1.3. Invertebrados bentónicos

En el ámbito español de la región biogeográfica del NE Atlántico el **método M-AMBI** (Muxika *et al.*, 2007) ha sido la métrica seleccionada para la valoración de los invertebrados bentónicos (European Commission, 2007), por lo tanto, esta es la métrica adoptada en este trabajo.

Este método utiliza tres indicadores: la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon y Weaver, 1963) y el índice AMBI (Borja *et al.*, 2000), para cuya integración emplea el mismo procedimiento que el Método Factorial propuesto por Bald *et al.* (2005) para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas (descrito en el capítulo III de esta tesis).

La riqueza considera el número de especies totales identificadas en cada muestra, mientras que el índice de diversidad de Shannon da una idea del grado de distribución de las mismas mediante el cálculo de la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum_i p_i (\log p_i)$$

Donde p_i representa la proporción de la abundancia (o biomasa, etc.) de la especie i .

Por último, el índice AMBI establece una clasificación del grado de alteración en función de las abundancias relativas de especies correspondientes a los diferentes grupos ecológicos descritos por Grall y Glemarec (1997), según su sensibilidad (GI) o tolerancia (GV) a la contaminación, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$BC = \{(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

donde:

BC: Coeficiente Biótico

%GI-GV: Porcentajes de abundancia en los grupos ecológicos I a V

Los valores del Coeficiente Biótico presentan una distribución continua entre 0 y 6, siendo 7 cuando el sedimento es azoico.

A partir de los datos transformados y estandarizados de los tres indicadores (riqueza, diversidad de Shannon y AMBI) se aplica el Método Factorial de acuerdo a lo establecido por Muxika *et al.* (2007), considerando las condiciones de referencia indicadas en la Tabla 5.6.

	Riqueza (S)	Diversidad (H')	AMBI
CR MB	42	4	1
CR M	0	0	7

Tabla 5. 6. Condiciones de referencia establecidas para cada uno de los indicadores del M-AMBI.

Los “Ecological Quality Ratios” (EQRs) aplicados para la valoración de la calidad de las comunidades de invertebrados bentónicos son los propuestos tras el proceso de intercalibración (European Commission, 2007) (Tabla 5.7):

Calidad	EQR
Muy buena / Buena	0.77
Buena / Moderada	0.53
Moderada / Deficiente	0.38
Deficiente / Mala	0.20

Tabla 5. 7. EQRs establecidos para la valoración de la calidad de los invertebrados bentónicos mediante la aplicación del método M-AMBI.

Todos los cálculos para la obtención de los valores de AMBI, riqueza, diversidad y M-AMBI se han realizado utilizando el programa AMBI 4.0, disponible en la página web de AZTI-Tecnalia (www.azti.es).

En cuanto a la aplicación del Análisis Discriminante, debido a la ausencia de estaciones que sirvieran de base para el establecimiento de las categorías de calidad inferiores a la Buena, se ha optado por utilizar las ecuaciones propuestas para las aguas costeras del País Vasco (Borja *et al.*, 2006). En la Tabla 5.8 se muestran los coeficientes del AD propuestos por dichos autores para el seguimiento de la calidad de los invertebrados bentónicos.

Calidad	x_i (AMBI)	y_i (Diversidad)	z_i (Riqueza)	k_i (Constante)
Muy Buena	-2,14001	6,88314	0,0500182	-13,9432
Buena	1,69933	3,8163	-0,0629197	-6,77166
Moderada	8,23048	-0,936876	-0,0728714	-12,3798
Deficiente	17,7505	-3,49748	-0,226288	-45,8558
Mala	24,2209	-7,43987	-0,288865	-80,5932

Tabla 5. 8. Valores de los coeficientes (x_i , y_i , z_i , k_i) del Análisis Discriminante utilizados para las aguas costeras del País Vasco.

Estos coeficientes se aplican en la Ecuación 5.1 para el cálculo de las Funciones de clasificación ($f(G_i)$) que permitirán la determinación de la calidad de cada estación:

$$f(G_i) = k_i + x_i \text{AMBI}_i + y_i \text{Diversidad}_i + z_i \text{Riqueza}_i \quad (\text{Ecuación 5.1})$$

Siendo “i” el subíndice correspondiente a cada uno de los grupos (G) de calidad.

El nivel de acuerdo entre los resultados del análisis factorial y el análisis discriminante se ha estimado a partir del porcentaje de coincidencias en las clasificaciones y mediante el cálculo del valor de Kappa ponderado (Kw) según lo descrito en el capítulo III de esta tesis.

Los datos utilizados para la valoración de este indicador de calidad corresponden a 7 estaciones, una por cada masa de agua, muestreadas en 2006, en el marco de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2006). En cada una de ellas se tomaron 10 submuestras mediante una draga Box-Corer (170 cm²), dando lugar a una muestra compuesta de 1700 cm² en cada una de las estaciones.

5.2.1.2. Calidad fisicoquímica

La evaluación de la calidad fisicoquímica de cada estación se ha llevado a cabo mediante la aplicación del **método del Valor Crítico (CV)** propuesto en el capítulo III de esta tesis, utilizando 7 variables (NO_3 , NH_4 , PO_4 , Turbidez, Oxígeno, CF y EF) y umbrales de calidad establecidos a partir de los valores que limitan las clases de calidad Muy buena y Buena (criterio MB-B).

Los datos utilizados para ello corresponden a las dos campañas realizadas en 2006 en el marco de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2006). En total se dispone de datos correspondientes a 21 estaciones con muestras tomadas a tres profundidades diferentes (superficie, medio y fondo), salvo en el caso de los contaminantes bacteriológicos (CF y EF), para los que únicamente se dispone de datos en superficie.

La valoración de la calidad a nivel de estación se ha llevado a cabo en dos pasos: primero, mediante la aplicación del método CV a los valores de las variables obtenidos en cada una de las subestaciones muestreadas (S, M, F), y segundo, mediante el promediado de los resultados obtenidos en cada una de estas subestaciones.

5.2.1.3. Calidad hidromorfológica

La valoración de la calidad hidromorfológica se ha llevado a cabo directamente a nivel de masa de agua aplicando el procedimiento establecido en el informe de “Caracterización y diagnóstico ambiental de los sistemas acuáticos de Cantabria” (GESHA, 2005b). El método seguido para la evaluación de este elemento de calidad en el caso de las aguas costeras (Documento III del citado informe) se basó en el **número de presiones hidromorfológicas significativas** detectadas en cada una de las masas de agua.

Los criterios establecidos para la definición de las presiones morfológicas e hidrodinámicas significativas son los indicados en la Tabla 5.9.

PRESIÓN	UMBRAL
Dragados	Cuando la superficie dragada periódicamente fuera de dársenas es superior a 5 hectáreas.
Fijaciones de márgenes	Cuando la longitud de la fijación es superior a 1000 metros o cuando la longitud total de las fijaciones inventariadas en la masa de agua es superior al 15% de su longitud de costa.
Diques	Cuando la longitud de la estructura es superior a 300 metros o cuando la superficie aislada o con flujo potencialmente restringido es superior al 1% de la masa de agua.
Espigones	Cuando la longitud de la estructura es superior a 300 metros o cuando sus efectos en la hidrodinámica producen modificaciones significativas en la morfología costera (generación de playas artificiales, alteración del perfil de playa, etc.).

Tabla 5. 9. Criterios establecidos en el Tomo II del presente documento para la identificación de las presiones significativas.

Una vez contabilizado el número total de presiones hidrodinámicas y morfológicas presentes en cada una de las masas de agua, el criterio seguido para la valoración de la calidad hidromorfológica fue el siguiente:

- Si la masa de agua presenta 3 ó menos alteraciones hidromorfológicas significativas tendrá una calidad hidromorfológica muy buena y podría alcanzar el **Muy buen** estado ecológico.
- Si la masa de agua presenta 4 ó 5 alteraciones hidromorfológicas significativas tendrá una calidad hidromorfológica buena y, como máximo, podría alcanzar el **Buen** estado ecológico.
- Si la masa de agua presenta más de 5 alteraciones significativas tendrá una calidad hidromorfológica moderada, aunque podría alcanzar el **Buen** estado ecológico.

Puesto que la calidad hidromorfológica se evalúa directamente a nivel de masa de agua, no se dispone de datos de partida a nivel de estación, sino que la valoración se realiza directamente en el NI-1. Los datos utilizados fueron los registrados en el inventario de presiones significativas recogidas en el mencionado informe (GESHA, 2005b).

5.2.2. NI-1: Integración a nivel de masa de agua

Una vez aplicadas, a nivel de estación de muestreo, las distintas métricas seleccionadas para la valoración de cada uno de los indicadores de calidad, el Nivel 1 de integración

constituye la primera etapa del proceso de integración propiamente dicho. En este nivel se agrega toda la información procedente de las distintas estaciones y campañas realizadas en cada una de las masas de agua, con el fin de obtener un valor global de cada indicador por masa de agua y período de evaluación (anual en este caso).

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, la agregación de los datos correspondientes a los indicadores biológicos (fitoplancton, macroalgas e invertebrados bentónicos) y fisicoquímicos se ha llevado a cabo mediante la combinación de dos métodos de agregación (calidad crítica / calidad promediada) y dos grupos de masas de agua (7 masas / 3 masas).

Para poder aplicar el método de agregación basado en el cálculo de la calidad promediada es necesario asignar valores numéricos a las distintas clases de calidad obtenidas en las estaciones. Además, una vez calculados los valores medios, es necesario disponer de un criterio que permita clasificar los resultados obtenidos en nuevas clases de calidad a nivel de masa de agua. Para ello se ha utilizado el criterio establecido en la Tabla 5.10, en el que los umbrales entre categorías sucesivas corresponden a los valores intermedios entre ambas.

Valor asignado a cada clase de calidad	Criterio de clasificación de la calidad
Muy buena: 1	$MB > 0.875$
Buena: 0.75	$0.625 < B \leq 0.875$
Moderada: 0.5	$0.375 < Mod \leq 0.625$
Deficiente: 0.25	$0.125 < D \leq 0.375$
Mala: 0	$M \leq 0.125$

Tabla 5. 10. Valores de calidad asignados a las estaciones y criterio de clasificación de la calidad a nivel de masa de agua.

5.2.3. **NI-2: Integración a nivel de elemento de calidad**

Este nivel de integración sólo es aplicable a los elementos de calidad biológicos, ya que la valoración de los elementos de calidad fisicoquímicos e hidromorfológicos se obtiene de forma directa a partir de los resultados obtenidos en el primer Nivel de Integración (NI-1). En cuanto a los elementos de calidad biológicos, su valor será el resultante de la agregación de los resultados obtenidos mediante los indicadores de fitoplancton, macroalgas e invertebrados bentónicos.

En este caso, se repite el esquema metodológico planteado en el nivel anterior, en lo que a métodos de agregación y extensión de las masas de agua se refiere. Del mismo modo,

el sistema empleado para la aplicación del método de agregación basado en la calidad promediada es el referido en el apartado anterior, utilizando la escala de valoración de la Tabla 5.10.

No obstante, cabe destacar que, en este caso, la Directiva Marco del Agua propone como método de agregación el basado en el valor más restrictivo de los tres indicadores biológicos.

5.2.4. NI-3: Integración a nivel de estado ecológico

Una vez obtenidos los resultados de cada uno de los tres elementos de calidad (biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos), la última etapa del proceso de integración consistirá en el contraste de diferentes procedimientos (métodos de agregación * extensión de las masas de agua) para la evaluación del estado ecológico.

Para llevar a cabo esta labor, la DMA establece un sistema jerárquico de integración en el que asigna una importancia fundamental a los elementos biológicos, mientras que los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos adquieren una importancia secundaria en la valoración. En la Figura 1.1 se muestra el esquema del procedimiento establecido para la evaluación del estado ecológico, tal y como se indica en el Documento Guía nº 5 para la aplicación de la DMA (European Commission, 2003b).

Con el fin de contrastar los resultados obtenidos mediante distintos procedimientos de integración, además de aplicar dicho método de agregación, al que denominaremos “**Método DMA**”, también se han aplicado otros dos métodos alternativos: uno consistente en la valoración de la **calidad promediada**, tal y como se ha hecho en los dos niveles de integración anteriores, y otro basado en el cálculo de la **calidad ponderada**, para el que se ha aplicado el siguiente algoritmo:

$$CPd = \frac{3Biol + 2FQ + HM}{6}$$

Donde,

CPd: Calidad ponderada

Biol: Valor de calidad de los elementos de calidad biológicos

FQ: Valor de calidad de los elementos de calidad fisicoquímicos

HM: Valor de calidad de los elementos de calidad hidromorfológicos

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Valoración de los indicadores a nivel de estación (NI-0)

5.3.1.1. Fitoplancton

En la Tabla 5.11 se muestran los resultados de los datos de clorofila y frecuencia de blooms por estación, las correspondientes valoraciones de calidad mediante las métricas de biomasa y abundancia de fitoplancton, así como los resultados finales de la integración de ambas métricas.

Estación	M.A.	P90 Cla.	Calidad Biomasa	nºblooms / nº datos	Frec. de Blooms	Calidad Abund.	CALIDAD FITO.
AC-01	R1	0,85	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-02	R1	0,70	MB	0 / 12	0%	MB	MB
AC-03	R1	1,56	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-04	A1	1,07	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-05	A1	1,07	MB	0 / 6	0%	MB	MB
AC-06	A1	1,67	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-07	R2	0,79	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-08	R2	0,81	MB	0 / 6	0%	MB	MB
AC-09	R2	0,79	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-10	A2	1,47	MB	0 / 6	0%	MB	MB
AC-11	A2	0,61	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-12	A2	0,60	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-13	R3	0,57	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-14	R3	0,60	MB	0 / 6	0%	MB	MB
AC-15	R3	0,58	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-16	A3	0,85	MB	0 / 6	0%	MB	MB
AC-17	A3	0,68	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-18	A3	0,77	MB	0 / 4	0%	MB	MB
AC-19	R4	0,65	MB	0 / 5	0%	MB	MB
AC-20	R4	0,65	MB	1 / 12	8.3%	MB	MB
AC-21	R4	0,67	MB	0 / 4	0%	MB	MB

Tabla 5. 11. Resultados de la valoración del fitoplancton a nivel de estación, para el período 2005-2006.

Como puede observarse, todas las estaciones presentan una calidad Muy buena según las dos métricas utilizadas, por lo que la valoración global es también de Muy buena calidad en todos los casos.

Respecto a los datos del P90 de clorofila, cabe destacar que los valores puntuales más elevados (superiores a 2 µg/l) se han detectado en las estaciones AC-03, AC-06 y AC-

10 durante la campaña de agosto de 2005, por lo que los resultados obtenidos al integrar los datos de 2005 y 2006 han dado lugar a una disminución de los valores del P90 en la mayoría de los casos.

En cuanto a la frecuencia de ocurrencia de blooms, únicamente se ha detectado la ocurrencia de un bloom de diatomeas (*Chaetoceros* spp.) en el nivel intermedio de la estación AC-20 durante agosto de 2005. Puesto que en esta estación se dispone de 12 datos para la evaluación correspondiente al año 2006, el porcentaje de frecuencia de blooms es del 8.3%, lo que significa que la calidad obtenida sigue siendo Muy buena, al igual que en el resto de estaciones muestreadas. En la campaña de septiembre de 2006 se han detectado valores superiores a $7.5 \cdot 10^5$ céls/l en las estaciones AC-05 y AC-10, sin embargo, no se contabilizan como blooms debido a que estas abundancias responden a la suma de distintos taxones (flagelados y cocoides en AC-5 y Cryptophytas y flagelados en AC-10), en lugar de blooms monoespecíficos, tal y como establece el criterio adoptado.

5.3.1.2. Macroalgas

En la Tabla 5.12 se muestran los resultados de la aplicación del índice CFR en los distintos niveles de valoración (intermareal/submareal), así como los resultados globales de las valoraciones de la calidad de las macroalgas para cada una de las estaciones de muestreo analizadas.

Estación	M.A.	CFR Interm.	CFR 5-15 m	CFR 15-25 m	CFR Total	CALIDAD MACROALGAS
T01	R1		96	100	98	MB
T02	R1		96	100	98	MB
T03	R1		100	96	98	MB
T04	R1		100	96	98	MB
T05 ⁽¹⁾	R1	75	100	90	88,3	MB
T06	R1		100	96	98	MB
T07	R1		90	86	88	MB
T08	R1		96	100	98	MB
T09	R1		96	100	98	MB
T10	R1		100	100	100	MB
T11	A1		90	92	91	MB
T12	A1		-	92	92	MB
T13 ⁽²⁾	A1	53	86	88	75,6	B
I01 ⁽³⁾	A1	82			81,7	B
I02 ⁽⁴⁾	R2	80			80	B
I03 ⁽⁵⁾	R2	72			71,7	B
T14 ⁽⁶⁾	R2	90	90	100	93,3	MB
T15	R2		90	62	76	B
T16	R2		96	82	89	MB
T17	A2		92	92	92	MB
T18	A2		92	64	78	B
T19	A2		92	100	96	MB
T20	R3		92	88	90	MB
T21	R3		96	96	96	MB
T22	R3		82	96	89	MB
T23	R3		92	-	92	MB
T24	R3		100	100	100	MB
T25	R3		92	100	96	MB
T26	A3		96	90	93	MB
T27	R4		90	86	88	MB
T28	R4		86	100	93	MB
T29	R4		86	90	88	MB
T30	R4		86	90	88	MB
T31 ⁽⁷⁾	R4	63	49	54	55,2	Mod

Tabla 5. 12. Resultados de la valoración de las macroalgas a nivel de estación, para el período 2005-2007. Entre paréntesis las evaluaciones intermareales realizadas en: (1) Liñera, (2) Usgo, (3) El Madero, (4) Somocuevas, (5) Llatas, (6) Arnía y (7) Ontón.

Como puede observarse, 27 de las 34 estaciones consideradas han obtenido una calificación global de Muy buena calidad, 6 han obtenido una calidad Buena y sólo una (T31-Ontón) incumpliría las exigencias de la DMA al haber obtenido una calidad global Moderada. En este sentido, cabe destacar que sólo una de las 7 evaluaciones llevadas a cabo en la zona intermareal ha obtenido una calificación media de Muy buena calidad y que dos de ellas (T13-Usgo y T31-Ontón) han obtenido calidades Moderadas. En ambos casos, las estaciones se localizan en zonas próximas a distintas fuentes de vertidos industriales, lo que explicaría las bajas calificaciones obtenidas.

5.3.1.3. Invertebrados bentónicos

En la Tabla 5.13 se muestran los resultados de la valoración de la calidad de los invertebrados bentónicos obtenidos en cada una de las estaciones, incluyendo los datos correspondientes a cada uno de los indicadores utilizados y los valores de M-AMBI resultantes.

Estación	M.A.	AMBI	Diversidad (H')	Riqueza (S)	M-AMBI	CALIDAD INVERT.
AC-02	R1	1,34	2,88	14	0,68	B
AC-05	A1	0,53	1,35	24	0,67	B
AC-08	R2	1,18	3,39	28	0,84	MB
AC-10	A2	1,27	3,07	14	0,70	B
AC-13	R3	0,60	2,40	43	0,90	MB
AC-16	A3	0,89	3,84	49	1,04	MB
AC-20	R4	1,40	4,47	36	0,97	MB

Tabla 5. 13. Resultados de la valoración de los invertebrados bentónicos en cada una de las estaciones muestreadas.

Como puede observarse, todas las estaciones han obtenido calificaciones Buenas o Muy buenas, mostrando, además, mayores valores de esta métrica hacia la zona oriental de Cantabria.

De los tres indicadores utilizados, el índice AMBI parece ser el menos restrictivo, ya que todos los valores obtenidos han sido inferiores a 1.4, cuando las condiciones de referencia son de 1 para la Muy buena calidad y de 7 para la Mala calidad, lo que corresponde a un nivel de contaminación ligera en el peor de los casos. Por el contrario, los indicadores de diversidad y riqueza, cuyas condiciones de referencia son de 0 para la Mala calidad y de 4 y 42, respectivamente, para la Muy buena calidad, presentan una mayor variabilidad, con valores de diversidad entre 1.3 y 4.47 y valores de riqueza entre 14 y 49. Así, los valores obtenidos en estos dos últimos indicadores han sido los que han determinado la calidad final en la mayoría de los casos. No obstante, ninguna estación ha obtenido malas valoraciones en más de un indicador, de ahí las buenas calificaciones globales obtenidas.

La estación AC-05, localizada frente a la desembocadura de la contaminada ría de Suances, es la que presenta el mayor riesgo de incumplimiento de la DMA. La dominancia del poliqueto *Magelona papillicornis* encontrada en las muestras de esta estación han sido la principal causa de los bajos valores de diversidad obtenidos. Sin embargo, al ser ésta considerada como una especie perteneciente al Grupo I de especies sensibles a la contaminación, los valores de AMBI obtenidos han sido muy bajos, lo que

suponen una Muy buena calidad para este indicador. Así, la evaluación global de los tres indicadores mediante el método M-AMBI han dado lugar a una calidad Buena, aunque muy próxima a la Moderada.

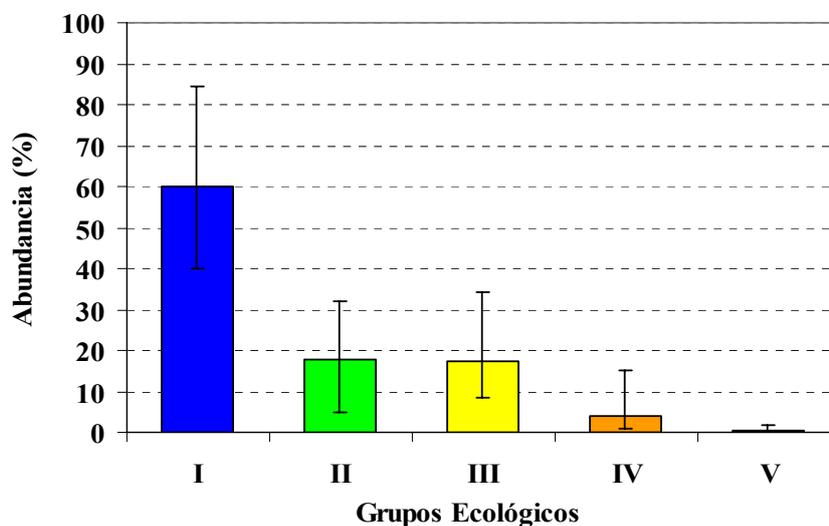


Figura 5.3. Distribución de los porcentajes de abundancia de las especies correspondientes a los distintos grupos ecológicos (GI: sensibles a GV: tolerantes) encontradas en las estaciones muestreadas en 2006. Barras de error correspondientes a los valores máximos y mínimos.

Como puede observarse en la Figura 5.3, la mayor abundancia de especies encontradas (60%) corresponde al grupo ecológico I (GI), mientras que las abundancias disminuyen notablemente en los sucesivos grupos ecológicos. En este sentido, cabe mencionar que *Magelona papillicornis* (GI) ha sido la especie dominante en la mayoría de las estaciones, de ahí los buenos valores de AMBI obtenidos en todos los casos. Los poliquetos *Spiophanes bombyx* (GIII), *Capitella capitata* (GV), *Paraonis lyra* (GIII) y *Owenia fusiformis* (GII) han sido los siguientes organismos en orden de importancia, seguidos de diversos nemertinos (GIII), del anfípodo *Ampelisca brevicornis* (GI) y del equinodermo *Echinocardium cordatum* (GI).

La aplicación del Análisis Discriminante utilizando los coeficientes propuestos para las aguas costeras del País Vasco, han dado lugar a un porcentaje de coincidencias del 100%, con un valor de Kappa ponderado (K_w) de 1, lo que corresponde a un grado de acuerdo “perfecto” según Monserud y Leemans (1992).

5.3.1.4. Calidad Físicoquímica

En las Tablas 5.14 y 5.15 se muestran los resultados de las valoraciones de la calidad físicoquímica de las aguas en cada una de las estaciones analizadas durante las dos

CAPÍTULO V

campañas realizadas en 2006, incluyendo, además, los datos individuales de las variables en cada una de las subestaciones de muestreo y los resultados de la aplicación del método CV en cada una de ellas.

Estación	Nivel	MA	Turb.	% Oxig.	PO ₄	NO ₃	NH ₄	CF	EF	CV Subest.	CV Estación	CALIDAD FQ
AC-01	S	R1	0,7	97,9	0,08	1,26	2,50	0	12	1		
	M	R1	0,5	97,8	0,02	0,58	2,07	0	0	1	1	MB
	F	R1	0,58	97,3	0,07	2,94	2,86	0	0	1		
AC-02	S	R1	0,63	99,9	0,09	1,34	6,50	0	12	1		
	M	R1	0,45	98,6	0,05	1,20	7,36	0	0	1	1	MB
	F	R1	0,6	98,6	0,05	1,59	3,86	0	0	1		
AC-03	S	R1	0,63	98,0	0,04	0,62	3,43	3	2	1		
	M	R1	0,8	98,9	0,08	1,85	2,36	0	0	1	1	MB
	F	R1	0,83	99,3	0,02	2,93	1,29	0	0	1		
AC-04	S	A1	0,68	98,1	0,02	2,49	2,50	0	6	1		
	M	A1	0,64	98,2	0,02	1,53	2,64	0	0	1	0,83	MB
	F	A1	0,73	99,4	0,09	3,88	13,57	0	0	0,5		
AC-05	S	A1	0,6	98,1	0,02	0,49	3,21	0	56	1		
	M	A1	0,4	98,9	0,02	0,89	3,29	0	0	1	1	MB
	F	A1	0,6	99,2	0,04	2,34	1,79	0	0	1		
AC-06	S	A1	0,95	98,1	0,08	0,95	2,21	310	74	0,75		
	M	A1	0,6	98,2	0,02	0,64	2,07	0	0	1	0,92	MB
	F	A1	1,3	99,2	0,02	0,69	2,00	0	0	1		
AC-07	S	R2	0,6	98,3	0,02	3,01	3,00	37	72	1		
	M	R2	0,55	98,4	0,02	0,56	1,86	0	0	1	1	MB
	F	R2	0,7	99,5	0,04	1,44	2,21	0	0	1		
AC-08	S	R2	0,6	98,2	0,02	0,84	2,86	52	175	0,75		
	M	R2	0,55	98,5	0,04	0,95	1,71	0	0	1	0,92	MB
	F	R2	0,7	99,6	0,02	1,38	5,29	0	0	1		
AC-09	S	R2	0,85	97,9	0,05	2,92	2,00	8	33	1		
	M	R2	0,5	99,0	0,02	0,74	1,71	0	0	1	1	MB
	F	R2	0,4	99,8	0,02	0,96	1,14	0	0	1		
AC-10	S	A2	0,7	98,6	0,02	1,46	2,38	5	52	1		
	M	A2	0,8	98,9	0,02	0,97	1,32	0	0	1	1	MB
	F	A2	0,5	100,1	0,02	2,81	0,89	0	0	1		
AC-11	S	A2	0,4	98,6	0,02	0,96	2,84	0	2	1		
	M	A2	0,43	98,7	0,04	1,33	0,93	0	0	1	1	MB
	F	A2	0,4	99,0	0,02	0,86	1,49	0	0	1		
AC-12	S	A2	0,37	98,5	0,02	1,60	3,23	0	3	1		
	M	A2	0,45	98,7	0,05	0,94	3,68	0	0	1	1	MB
	F	A2	0,45	99,5	0,02	0,95	6,67	0	0	1		
AC-13	S	R3	0,2	98,7	0,02	1,89	2,52	0	0	1		
	M	R3	0,15	99,0	0,05	1,09	3,62	0	0	1	1	MB
	F	R3	0,3	99,6	0,02	2,15	3,03	0	0	1		
AC-14	S	R3	0,2	98,5	0,02	0,97	2,12	0	9	1		
	M	R3	0,25	99,5	0,05	0,84	2,63	0	0	1	0,92	MB
	F	R3	0,2	100,0	0,04	2,04	10,89	0	0	0,75		
AC-15	S	R3	0,4	98,4	0,02	5,71	4,59	0	3	1		
	M	R3	0,2	98,7	0,06	0,83	2,17	0	0	1	1	MB
	F	R3	0,35	99,6	0,02	3,90	3,03	0	0	1		
AC-16	S	A3	0,35	98,8	0,02	3,70	3,02	0	6	1		
	M	A3	0,3	99,5	0,02	0,89	2,89	0	0	1	1	MB
	F	A3	0,4	100,7	0,02	3,17	2,78	0	0	1		
AC-17	S	A3	0,3	98,8	0,02	2,24	1,94	0	2	1		
	M	A3	0,35	100,1	0,05	3,14	1,69	0	0	1	1	MB
	F	A3	0,5	100,2	0,02	2,93	2,59	0	0	1		
AC-18	S	A3	0,46	98,6	0,02	2,41	2,45	0	3	1		
	M	A3	0,42	99,3	0,04	0,41	0,77	0	0	1	1	MB
	F	A3	0,45	99,6	0,02	1,18	4,25	0	0	1		
AC-19	S	R4	0,34	98,3	0,02	2,83	0,69	0	2	1		
	M	R4	0,26	98,8	0,04	2,83	0,69	0	0	1	1	MB
	F	R4	0,48	99,8	0,02	3,35	1,05	0	0	1		
AC-20	S	R4	0,29	98,7	0,02	4,51	1,66	0	0	1		
	M	R4	0,49	99,2	0,04	4,98	0,11	0	0	1	1	MB
	F	R4	0,42	99,6	0,02	2,03	1,43	0	0	1		
AC-21	S	R4	0,35	98,2	0,02	0,99	1,82	0	8	1		
	M	R4	0,32	98,8	0,02	0,10	4,85	0	0	1	1	MB
	F	R4	1,1	99,5	0,02	0,45	1,37	0	0	1		

Tabla 5. 14. Resultados del método CV obtenidos en junio 2006.

Estación	Nivel	MA	Turb.	% Oxig.	PO ₄	NO ₃	NH ₄	CF	EF	CV Subest.	CV Estación	CALIDAD FQ
AC-01	S	R1	1,4	97,1	0,05	1,82	4,13	3	210	0,5	0,83	MB
	M	R1	0,6	97,4	0,06	2,11	5,58	0	0	1		
	F	R1	0,6	96,5	0,06	2,23	4,39	0	0	1		
AC-02	S	R1	1,2	97,4	0,04	2,36	4,12	0	144	0,75	0,92	MB
	M	R1	0,6	97,4	0,04	4,04	5,86	0	0	1		
	F	R1	0,8	96,3	0,05	1,16	3,94	0	0	1		
AC-03	S	R1	0,3	97,5	0,04	2,85	6,09	0	91	1	1	MB
	M	R1	0,5	97,5	0,04	1,44	3,25	0	0	1		
	F	R1	0,5	95,9	0,04	3,08	3,46	0	0	1		
AC-04	S	A1	0,3	97,8	0,04	2,40	8,39	0	228	0,5	0,83	MB
	M	A1	0,3	97,6	0,04	1,55	6,90	0	0	1		
	F	A1	0,4	97,3	0,04	1,90	4,82	0	0	1		
AC-05	S	A1	0,7	96,0	0,04	2,11	7,38	181	402	0,25	0,75	B
	M	A1	0,8	96,4	0,05	3,12	6,63	0	0	1		
	F	A1	0,3	96,2	0,04	1,41	5,04	0	0	1		
AC-06	S	A1	1,1	97,6	0,04	1,38	5,80	0	800	0	0,67	B
	M	A1	1,7	97,4	0,04	2,20	5,55	0	0	1		
	F	A1	2,6	96,8	0,04	2,52	4,97	0	0	1		
AC-07	S	R2	1,2	97,1	0,04	2,28	5,15	0	191	0,75	0,92	MB
	M	R2	0,2	97,0	0,04	2,97	4,73	0	0	1		
	F	R2	5,5	96,0	0,04	1,32	5,24	0	0	1		
AC-08	S	R2	0,9	97,4	0,04	0,93	7,57	0	85	1	1	MB
	M	R2	0,2	97,2	0,04	1,56	5,27	0	0	1		
	F	R2	0,2	96,1	0,04	2,00	6,01	0	0	1		
AC-09	S	R2	0,6	97,4	0,04	3,45	6,98	4	326	0,5	0,83	MB
	M	R2	0,2	96,9	0,04	5,19	5,15	0	0	1		
	F	R2	0,4	96,4	0,04	1,75	5,91	0	0	1		
AC-10	S	A2	0,5	97,7	0,02	1,35	5,30	18	186	0,75	0,92	MB
	M	A2	0,4	97,3	0,04	5,21	6,12	0	0	1		
	F	A2	0,3	97,3	0,03	3,71	5,38	0	0	1		
AC-11	S	A2	1,2	97,2	0,04	1,21	7,82	4	210	0,5	0,83	MB
	M	A2	0,6	97,2	0,03	1,24	6,81	0	0	1		
	F	A2	0,8	96,8	0,02	1,37	4,94	0	0	1		
AC-12	S	A2	1,0	97,0	0,02	2,42	9,84	6	123	0,75	0,83	MB
	M	A2	0,7	97,3	0,04	2,77	9,07	0	0	0,75		
	F	A2	0,6	96,1	0,03	3,57	4,83	0	0	1		
AC-13	S	R3	0,4	95,7	0,03	3,36	3,80	5	930	0	0,33	D
	M	R3	0,3	97,4	0,03	47,64	6,48	0	0	0		
	F	R3	0,3	96,6	0,03	2,75	4,91	0	0	1		
AC-14	S	R3	0,6	97,5	0,02	5,80	4,85	1	1100	0	0,67	B
	M	R3	0,5	97,6	0,04	5,37	3,42	0	0	1		
	F	R3	0,7	97,0	0,02	2,71	3,24	0	0	1		
AC-15	S	R3	1,1	97,3	0,02	2,60	5,66	12	36	1	0,92	MB
	M	R3	0,4	97,2	0,02	6,43	3,50	0	0	0,75		
	F	R3	0,6	96,7	0,02	1,56	3,28	0	0	1		
AC-16	S	A3	0,8	98,1	0,02	1,58	13,07	0	18	0,5	0,75	B
	M	A3	0,7	97,1	0,02	2,72	3,31	0	0	1		
	F	A3	0,5	97,0	0,02	6,26	3,38	0	0	0,75		
AC-17	S	A3	0,9	97,6	0,02	3,36	4,61	0	12	1	1	MB
	M	A3	1,2	97,1	0,02	2,11	3,41	0	0	1		
	F	A3	0,9	96,7	0,03	3,44	3,37	0	0	1		
AC-18	S	A3	1,1	97,5	0,02	5,97	4,88	1	3	1	1	MB
	M	A3	0,7	96,8	0,02	2,09	3,26	0	0	1		
	F	A3	0,6	96,8	0,02	1,78	4,71	0	0	1		
AC-19	S	R4	0,9	97,4	0,06	1,80	4,98	5	1	1	1	MB
	M	R4	0,9	97,2	0,02	5,79	3,20	0	0	1		
	F	R4	0,9	96,7	0,02	2,32	3,31	0	0	1		
AC-20	S	R4	0,5	97,9	0,04	3,75	3,54	0	1	1	1	MB
	M	R4	0,5	97,8	0,04	2,26	3,52	0	0	1		
	F	R4	0,7	96,8	0,05	1,92	3,04	0	0	1		
AC-21	S	R4	0,6	97,6	0,02	0,58	3,72	0	0	1	1	MB
	M	R4	0,4	97,7	0,02	2,35	3,17	0	0	1		
	F	R4	0,5	97,2	0,03	1,84	3,55	0	0	1		

Tabla 5. 15. Resultados del método CV obtenidos en septiembre 2006.

Tal y como se ha descrito en el capítulo III de esta tesis, en el que se hace un análisis más exhaustivo de los aspectos fisicoquímicos de las aguas costeras de Cantabria, los nutrientes (especialmente los nitratos y el amonio) y los contaminantes bacteriológicos son las variables indicadoras más sensibles a las alteraciones antropogénicas presentes en la costa de Cantabria. Así, la campaña de septiembre 2006, con valores más elevados de estas variables, ha obtenido las peores valoraciones de calidad, especialmente asociadas a las subestaciones superficiales.

Entre las subestaciones con valoraciones puntuales que no alcanzarían la Buena calidad exigida en la DMA destacan las correspondientes a las zonas de Suances (AC-05), Pas (AC-06), Ajo (AC-13) y Noja (AC-14), aunque, a nivel de estación, la única que no alcanzaría la Buena calidad sería la AC-13, que ha obtenido una calidad Deficiente. La mayoría de estas estaciones están asociadas a desembocaduras fluviales o próximas a puntos de vertidos antropogénicos (GESHA, 2005b, 2006).

5.3.1.5. Calidad Hidromorfológica

La calidad hidromorfológica se evalúa directamente a nivel de masa de agua, por lo que los resultados obtenidos se tratan en el apartado 5.3.2.5.

5.3.2. NI-1: Integración a nivel de masa de agua

A partir de los resultados obtenidos en cada estación para los distintos indicadores de calidad, a continuación se muestran los resultados de su integración a nivel de masa de agua con cada uno de los procedimientos contrastados (métodos de agregación * extensión de las masas de agua).

5.3.2.1. Fitoplancton

En la Tabla 5.16 se muestran los resultados de la integración de la calidad del fitoplancton a nivel de masa de agua.

NI-1 Fitoplancton			
Masa de Agua	CALIDAD CRÍTICA	Valor promediado	CALIDAD PROMEDIADA
R1	MB	1	MB
A1	MB	1	MB
R2	MB	1	MB
A2	MB	1	MB
R3	MB	1	MB
A3	MB	1	MB
R4	MB	1	MB
O	MB	1	MB
C	MB	1	MB
E	MB	1	MB

Tabla 5. 16. Resultados del NI-1 para la valoración de la calidad del fitoplancton, según los dos métodos de agregación (calidad crítica y calidad promediada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

Como puede analizarse a partir de los resultados de la Tabla 5.11, la baja ocurrencia de proliferaciones fitoplanctónicas ha dado lugar a calidades Muy buenas de este indicador en todas las masas de agua costeras de Cantabria. Estos resultados han sido idénticos independientemente de los métodos de agregación aplicados (calidad crítica o calidad promediada) y de la extensión de las masas de agua consideradas, lo que impide discriminar cuál de los dos puede ser el más adecuado.

5.3.2.2. Macroalgas

En la Tabla 5.17 se muestran los resultados de la integración de la calidad de las macroalgas, para las distintas combinaciones de métodos de agregación y masas de agua contrastadas.

NI-1 Macroalgas			
Masa de Agua	CALIDAD CRÍTICA	Valor promediado	CALIDAD PROMEDIADA
R1	MB	1	MB
A1	B	0,875	B
R2	B	0,85	B
A2	B	0,917	MB
R3	MB	1	MB
A3	MB	1	MB
R4	Mod	0,9	MB
O	B	0,964	MB
C	B	0,875	B
E	Mod	0,958	MB

Tabla 5. 17. Resultados del NI-1 para la valoración de la calidad de las macroalgas, según los dos métodos de agregación (calidad crítica y calidad promediada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

A diferencia de los resultados obtenidos para el fitoplancton, la evaluación de la calidad de las macroalgas sí que presenta diferencias notables dependiendo del procedimiento de integración utilizado. Así, se puede comprobar que el método de agregación basado en la calidad crítica ha resultado ser mucho más restrictivo que la valoración de la calidad promediada. No obstante, si se tiene en cuenta que las evaluaciones Moderadas obtenidas con el método de la calidad crítica se deben a la mala calidad obtenida en una única estación (T31-Ontón) (ver Tabla 5.12), se puede decir que este criterio puede resultar excesivamente restrictivo en la evaluación de toda una masa de agua. Esto es especialmente crítico al considerar sólo tres masas de agua, en cuyo caso se estaría penalizando a toda la costa oriental de Cantabria por la mala calidad obtenida en la estación de Ontón, cuya afección asociada al vertido puntual de aguas residuales industriales se encuentra muy localizada y desaparece al aumentar la distancia al foco del vertido gracias al fuerte hidrodinamismo costero presente en la zona.

5.3.2.3. Invertebrados bentónicos

En la Tabla 5.18 se muestran los resultados de la integración de la calidad de los invertebrados bentónicos, para las distintas combinaciones de métodos de agregación y masas de agua contrastadas.

NI-1 Invertebrados			
Masa de Agua	CALIDAD CRÍTICA	Valor promediado	CALIDAD PROMEDIADA
R1	B	0,75	B
A1	B	0,75	B
R2	MB	1	MB
A2	B	0,75	B
R3	MB	1	MB
A3	MB	1	MB
R4	MB	1	MB
O	B	0,75	B
C	B	0,875	B
E	MB	1	MB

Tabla 5. 18. Resultados del NI-1 para la valoración de la calidad de los invertebrado bentónicos, según los dos métodos de agregación (calidad crítica y calidad promediada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

Puesto que en cada una de las 7 masas de agua originales únicamente se dispone de una estación analizada, los resultados de la integración a nivel de masa de agua son iguales a los de las estaciones correspondientes, independientemente del método utilizado. En aquellas combinaciones que consideran 3 masas de agua se dispone de 2-3 datos por

cada una de ellas, sin embargo los resultados obtenidos son los mismos mediante los dos métodos de agregación. Por este motivo, al igual que sucede con el fitoplancton, en este caso tampoco es posible discriminar el método de agregación más adecuado entre los dos aplicados.

En vista de los resultados obtenidos, todas las aguas costeras de Cantabria alcanzarían la Buena calidad exigida en la DMA para los invertebrados bentónicos, siendo las masas de agua R2, R3, A3 y R4 las mejor valoradas, con calidades Muy buenas. En cuanto a la alternativa de 3 masas de agua, sólo la zona oriental alcanzaría la Muy buena calidad para este indicador.

5.3.2.4. Calidad Fisicoquímica

En la Tabla 5.19 se muestran los resultados de la integración de la calidad fisicoquímica, para las distintas combinaciones de métodos de agregación y masas de agua contrastadas.

NI-1 Calidad Fisicoquímica			
Masa de Agua	CALIDAD CRÍTICA	Valor promediado	CALIDAD PROMEDIADA
R1	MB	0,958	MB
A1	B	0,833	B
R2	MB	0,944	MB
A2	MB	0,931	MB
R3	D	0,806	B
A3	B	0,958	MB
R4	MB	1	MB
O	B	0,896	MB
C	MB	0,938	MB
E	D	0,921	MB

Tabla 5. 19. Resultados del NI-1 para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas, según los dos métodos de agregación (calidad crítica y calidad promediada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

Como puede observarse, al igual que en el caso de las macroalgas, la evaluación de la calidad fisicoquímica de las aguas varía notablemente dependiendo del método de agregación aplicado. Así, la evaluación realizada aplicando el método de la calidad crítica ha resultado ser mucho más restrictiva que la evaluación realizada mediante el procedimiento promediado. En el primero de los casos, la presencia de estaciones con calidades Buenas o Deficientes ha dado lugar a estas mismas calificaciones en varias masas de agua, mientras que el promediado de las calidades ha dado lugar a calificaciones Muy buenas en la mayoría de los casos. Estas diferencias son aún

mayores al considerar las combinaciones de 3 masas de agua. El caso de la masa de agua R3 merece una mención especial ya que la clasificación Deficiente obtenida supondría un incumplimiento grave de la DMA, mientras que los resultados obtenidos para los indicadores biológicos no muestran tales signos de alteración.

En base a estas evidencias, y considerando el bajo grado de alteración antrópica al que están sometidas las aguas costeras de Cantabria y su elevada tasa de renovación, se podría afirmar que los resultados obtenidos según el método de la calidad crítica no parecen ajustarse razonablemente a la realidad. Por el contrario, la calidad promediada da lugar a calidades Buenas o Muy buenas en todos los casos, lo que parece un resultado mucho más coherente. Por todo ello, se considera que el procedimiento promediado constituye una aproximación más realista que el método de la calidad crítica para la integración de los datos individuales de las estaciones al nivel de masa de agua y período de evaluación.

5.3.2.5. Calidad Hidromorfológica

Puesto que la calidad hidromorfológica se evalúa directamente a nivel de masa de agua, únicamente se dispone de un resultado para cada una de las 2 combinaciones de masas de agua analizadas (7 y 3), por lo que en este caso no se aplica ningún procedimiento de integración. En la Tabla 5.20 se muestra el número de presiones hidromorfológicas significativas y la calidad correspondiente a cada una de las masas de agua, según el inventario de presiones disponible en la actualidad (GESHA, 2005b).

NI-1 Calidad Hidromorfológica				
MASA DE AGUA	Nº de Alt. Morf. Signif.	Nº de Alt. Hidrod. Signif.	Nº de Alt. HM Signif. Totales	CALIDAD
R1		2	2	MB
A1		1	1	MB
R2				MB
A2	2		2	MB
R3	4		4	B
A3	1	1	2	MB
R4	1	1	2	MB
O		3	3	MB
C	2		2	MB
E	6	2	8	Mod

Tabla 5. 20. Valoración de la calidad hidromorfológica de las masas de agua costeras.

Como puede observarse, la masa de agua R3 sería la única que no podría alcanzar el Muy buen estado ecológico ya que presenta una calidad hidromorfológica Buena (Tabla

5.20). Esto es debido a que un 30.7% de la longitud de su franja costera se encuentra alterado por la presencia de fijaciones de margen, sumando un total de 4 alteraciones hidromorfológicas significativas. Cabe destacar que aunque la masa de agua A3 tiene un 24.2% de su franja costera alterada por la presencia de fijaciones de margen, esto no le impide alcanzar la Muy buena calidad hidromorfológica, ya que únicamente presenta dos alteraciones hidromorfológicas significativas en total.

En cuanto a la combinación de 3 masas de agua, al sumarse las presiones hidromorfológicas significativas de las masas de agua originales, la masa de agua E acumularía un total de 8 presiones hidromorfológicas significativas, lo que supondría que esta masa de agua obtuviera una calidad hidromorfológica Moderada, aunque esto no sería un impedimento para que la masa de agua alcanzase el Buen estado ecológico.

5.3.2.6. Selección del procedimiento de agregación

En vista de los resultados obtenidos, se podría decir que el método de agregación basado en la calidad crítica es demasiado exigente para su aplicación a este nivel de integración, ya que penaliza en exceso al extrapolar el valor de una única estación al conjunto de toda una masa de agua. Sin embargo, al calcular el valor medio de todos los datos disponibles en una masa de agua, el resultado obtenido es más representativo de la masa de agua en su conjunto, ya que, si la distribución de los puntos de muestreo es adecuada, cada dato representaría a una fracción equivalente de la masa de agua total.

Por lo tanto, aunque la DMA plantea la necesidad de aplicar el principio de “Uno fuera, todos fuera” en el proceso de evaluación del estado ecológico, este criterio resulta excesivamente restrictivo a este nivel de integración, por lo que el procedimiento de agregación seleccionado es aquel basado en el cálculo de la **calidad promediada**, a partir de los valores de calidad de todos los datos disponibles en cada una de las masas de agua evaluadas.

5.3.3. NI-2: I Integración a nivel de elemento de calidad

Tal y como se ha indicado anteriormente, este nivel de integración sólo es aplicable a los elementos de calidad biológicos.

5.3.3.1. Elementos de calidad biológicos

En la Tabla 5.21 se muestran los resultados de la integración de los indicadores de fitoplancton, macroalgas e invertebrados bentónicos a nivel de elemento de calidad biológico, para las distintas combinaciones de métodos de agregación (calidad crítica / calidad promediada) y masas de agua (7 y 3) contrastadas.

NI-2 Elementos de calidad Biológicos			
Masa de Agua	CALIDAD CRÍTICA	Valor promediado	CALIDAD PROMEDIADA
R1	B	0,917	MB
A1	B	0,875	B
R2	B	0,95	MB
A2	B	0,889	MB
R3	MB	1	MB
A3	MB	1	MB
R4	MB	0,967	MB
O	B	0,905	MB
C	B	0,917	MB
E	MB	0,986	MB

Tabla 5. 21. Resultados del NI-2 para la valoración de los elementos de calidad biológicos, según los dos métodos de agregación (calidad crítica y calidad promediada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

De los resultados obtenidos para los distintos indicadores de calidad biológicos a nivel de masa de agua (NI-1), se desprende que las penalizaciones en la calidad de los elementos biológicos en este nivel (NI-2) se deben principalmente a los resultados de los invertebrados bentónicos y, en menor grado, a los de las macroalgas, ya que el fitoplancton ha obtenido calidades Muy buenas en todas las masas de agua.

Los efectos de estos dos indicadores biológicos (invertebrados y macroalgas) se traducen en una ligera diferencia en las valoraciones realizadas mediante los dos métodos de agregación contrastados. Así, mientras el procedimiento de la calidad promediada ha dado lugar a calidades Muy buenas en todas las masas de agua, salvo en la A1, la integración según el método de la calidad crítica ha dado lugar a 4 masas de agua con Muy buena calidad y a 5 masas de agua con calidad Buena, siendo la zona oriental de Cantabria la mejor valorada.

5.3.3.2. Selección del procedimiento de agregación

En vista de los resultados obtenidos, ambos procedimientos de integración han dado lugar a resultados coherentes con las estimaciones realizadas mediante juicio de experto, por lo que cualquiera de los dos podría ser utilizado como criterio de agregación en este Nivel de Integración (NI-2).

No obstante, de acuerdo con la definición normativa de la DMA para la clasificación del estado ecológico (Anexo V, apartado 1.2), para alcanzar el Muy buen estado ecológico, los indicadores de calidad biológicos, entre los que se incluyen el fitoplancton, las macroalgas y los invertebrados bentónicos, deben reflejar valores correspondientes a condiciones inalteradas, sin mostrar indicios de distorsión o mostrando indicios de escasa importancia. Así, parece lógico pensar que la obtención de unos valores medios de Muy buena calidad entre los indicadores de calidad biológicos no sería suficiente para la asignación de un estado ecológico Muy bueno, sino que sería necesario que todos los indicadores biológicos presentaran una Muy buena calidad para poder alcanzar dicho estado ecológico.

Por lo tanto, el procedimiento de agregación seleccionado para este nivel de integración es aquel basado en la aplicación del método de la **calidad crítica**.

5.3.4. NI-3: Integración a nivel de estado ecológico

En la Tabla 5.22 se muestran los resultados de las evaluaciones del estado ecológico obtenidas con las distintas combinaciones de métodos de agregación (criterio DMA / calidad promediada / calidad ponderada) y masas de agua (7 y 3) contrastadas.

NI-3 Estado Ecológico					
Masa de Agua	CRITERIO DMA	Valor Promediado	CALIDAD PROMED.	Valor Ponderado	CALIDAD PONDER.
R1	B	0,903	MB	0,861	B
A1	B	0,861	B	0,819	B
R2	B	0,898	MB	0,856	B
A2	B	0,894	MB	0,852	B
R3	B	0,852	B	0,894	MB
A3	MB	0,986	MB	0,986	MB
R4	MB	1	MB	1	MB
O	B	0,882	MB	0,84	B
C	B	0,896	MB	0,854	B
E	B	0,807	B	0,89	MB

Tabla 5. 22. Resultados de la evaluación del Estado Ecológico (NI-3), según los tres métodos de agregación (criterio DMA, calidad promediada y calidad ponderada) y los dos grupos de masas de agua (7 y 3).

Como puede observarse, independientemente del método de agregación utilizado en este nivel (NI-3), todas las masas de agua costeras de Cantabria estarían en disposición de alcanzar el Buen estado ecológico exigido por la DMA para el año 2015. No obstante, el criterio de integración promediado ha dado lugar a las mejores valoraciones de calidad, con sólo 3 masas de agua en Buen estado y el resto en Muy buen estado. Los buenos resultados obtenidos en los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos han contribuido notablemente a la obtención de estos resultados. En el caso de la valoración ponderada, los resultados obtenidos han sido ligeramente más bajos, ascendiendo a 6 el número de masas de agua en Buen estado. Finalmente, el método DMA ha sido el más restrictivo de los tres, obteniendo estados ecológicos Muy buenos en sólo 2 del total de masas de agua consideradas, hecho que ha afectado en mayor medida a la combinación de 3 masas de agua, con todas ellas calificadas en Buen estado ecológico.

Los dos últimos métodos pueden considerarse similares, ya que ambos dan a los elementos biológicos una mayor importancia en la evaluación. En el caso del método DMA, la clasificación del estado ecológico se ajusta a la calidad del peor de los tres elementos de calidad, por lo que podría decirse que se basa en la aplicación del principio “Uno fuera, todos fuera”, aunque los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos sólo actúan como elementos de apoyo de los biológicos, por lo que su capacidad para determinar el estado ecológico tiene su límite en las categorías Moderada y Buena, respectivamente (ver European Commission, 2003b, 2003c).

5.4. DISCUSIÓN

Como ha podido comprobarse, los dos factores contrastados (métodos de agregación y extensión de las masas de agua) han mostrado tener una gran influencia sobre los resultados obtenidos en cada uno de los niveles de integración que componen el proceso de evaluación del estado ecológico. Este hecho presenta una especial trascendencia en el primer nivel de integración (NI-1), ya que, al constituir la base de la valoración, los posibles errores cometidos pueden magnificarse en los siguientes niveles del proceso, dando lugar a evaluaciones del estado ecológico muy heterogéneas y, en algunos casos, alejadas de la realidad. A pesar de ello, mientras los criterios de integración de los dos últimos niveles (NI-2 y NI-3) ya han sido establecidos por la DMA, aún no se dispone de un procedimiento estandarizado y claramente definido para la integración de los datos en el primer nivel.

Esta primera conclusión genérica es extrapolable, en primer lugar, al nivel 0 de integración (NI-0), en el que se realizan las valoraciones individuales de cada uno de los indicadores de calidad a nivel de estación, constituyendo el auténtico punto de partida del proceso de evaluación. En este caso, aunque se está realizando un gran esfuerzo por desarrollar, validar e intercalibrar las métricas aplicables a la valoración de cada uno de los indicadores de calidad, las enormes dificultades que supone el desarrollo de métricas que, manteniendo el nivel de estandarización requerido, reflejen la variabilidad de condiciones y singularidades registradas en las diferentes regiones costeras europeas, están retrasando el avance de las tareas relativas a los siguientes niveles de integración.

Dichas dificultades, inherentes a todo “sistema global” de evaluación que se quiera implementar, se acrecientan debido a la gran variabilidad espacio-temporal que presentan los sistemas naturales a la escala de las masas de agua costeras. Esta variabilidad, que afecta tanto a las condiciones ambientales del entorno costero, como a la composición y estructura de las comunidades biológicas pelágicas y bentónicas, supone un reto a la hora de establecer unas condiciones de referencia generales que puedan ser válidas para cada tipología, aspecto que representa uno de los pilares de la DMA. Esta problemática se ve reflejada en los valores ocasionalmente elevados o bajos que se detectan, en determinados momentos o lugares, para algunas de las variables utilizadas en las valoraciones.

Ejemplos de este tipo de “anomalías” esporádicas que, a priori, no obedecen a fenómenos de contaminación antrópica, sino más bien a “perturbaciones naturales” que forman parte de la dinámica del medio costero (afloramientos costeros, descargas fluviales, dinámica sedimentaria, etc.), se han registrado en los valores de los distintos indicadores. De este modo, al margen de la repercusión en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras, es importante destacar la ocurrencia de algunas proliferaciones de especies fitoplanctónicas tóxicas detectadas durante el período de estudio. Así, durante la campaña de agosto de 2005 se detectó una concentración de 4248 céls/l de *Dinophysis* spp. en la estación AC-10, cuando los valores superiores a 100 céls/l son considerados elevados por la Comisión OSPAR (2005). En diciembre de 2005 se detectó una concentración de 1062 céls/l de *Alexandrium* spp. en la estación AC-05, cuando el valor límite establecido por la Comisión OSPAR (2005) es también de 100 céls/l. Además, en agosto de 2005 se detectaron valores muy elevados ($1.1-2.2 \cdot 10^5$ céls./l) de *Pseudonitzschia* sp. en las estaciones AC-03, 05, 06, 07 y 08, cuando el nivel de acción utilizado en el programa de monitoreo de biotoxinas para Inglaterra y Gales (CEFAS, 2003) es de $1.5 \cdot 10^5$ céls/l. También se han detectado elevados valores de *Prorocentrum* spp. en varias estaciones, aunque sin superar el valor límite de $1 \cdot 10^4$ céls/l establecido por la Comisión OSPAR (2005). Por el contrario, respecto a la especie

Phaeocystis spp., considerada entre las métricas a evaluar en algunas regiones europeas, únicamente se ha detectado una ligera presencia en la estación AC-05 en junio de 2006, lo que permite justificar la no consideración de esta métrica en las aguas costeras de Cantabria.

En el caso de otros indicadores biológicos, como las macroalgas, también se producen proliferaciones puntuales de determinadas especies efímeras, cuya adscripción al grupo de algas “oportunistas”, entendidas éstas como las que se generan como consecuencia de fuentes de contaminación, representa una tarea difícil de interpretar. Por definición, existen numerosas especies de macroalgas, cuyos óptimos de desarrollo de sus fases macroscópicas se asocian a unas determinadas condiciones de nemoralidad, dependientes de la sincronización de factores como la temperatura, los nutrientes, la irradiancia, etc. Muchas de ellas pertenecen a los grupos funcionales A (foliosas) o B (filamentosas) establecidos por Littler y Littler (1980; 1984), cuya presencia no debe relacionarse necesariamente con procesos contaminantes propiamente dichos sino con la conjunción de dichos factores.

Por otra parte, existen estaciones (e.g. T18-profunda) en las que se han obtenido calificaciones que se sitúan por debajo de lo esperable, en función de las presiones que se tienen registradas en su entorno próximo. Si bien podrían hacerse todo tipo de conjeturas sobre los posibles efectos derivados del vertido de material de dragado de la Bahía de Santander, cuyo punto de vertido se encuentra frente al cabo de Ajo, dichos resultados requieren un análisis pormenorizado que permita contrastar tales hipótesis frente a otras posibles causas relacionadas con la dinámica sedimentaria de una zona en la que el dicho sustrato es el predominante (masa de agua A2).

Este mismo tipo de “error” en la clasificación se produce en algunas estaciones en las que se han valorado los invertebrados bentónicos de fondo blando (e.g. AC-02). En este caso, no cabe duda que la estación de muestreo seleccionada corresponde a una zona que bien podría utilizarse como zona de referencia del Muy buen estado (ausencia de presiones antrópicas, espacio declarado como LIC). Sin embargo, las evaluaciones efectuadas con el método M-AMBI le otorgan una designación de Buena calidad, debido a que los valores de riqueza (14 sps.) se alejan de forma significativa de las condiciones de referencia consideradas (42 sps.). En este sentido, y considerando la elevada influencia que tienen las condiciones ambientales sobre la composición de las comunidades de invertebrados bentónicos (De Felice y Parrish, 2001), podría ser interesante analizar los efectos de distintos tipos de factores ambientales (e.g. granulometría de los sedimentos, dinámica sedimentaria, etc.) con el fin de establecer unas condiciones de referencia más adecuadas a cada situación.

Todos estos aspectos van a tener una relevancia fundamental en el proceso de evaluación del estado ecológico, ya que, tanto la validez de las métricas utilizadas, como los procedimientos de aplicación (localización de las estaciones, frecuencia de muestreo, etc.) determinarán en gran medida los resultados obtenidos. En este sentido, al no disponer de unos procedimientos estandarizados y claramente definidos en los primeros niveles de evaluación del estado ecológico (NI-0 y NI-1), podría decirse que existe cierta discrecionalidad en los resultados obtenidos en dichas evaluaciones a nivel de masa de agua.

Por todo ello, la integración de los datos obtenidos para cada indicador de calidad a nivel de masa de agua y período de evaluación puede dar lugar a distintos resultados dependiendo del modo en que se lleve a cabo dicha integración. En este sentido, la integración promediada de los resultados parece más adecuada que la integración basada en el criterio de la calidad crítica, ya que, en este último caso, un mal dato puntual podría dar lugar a una penalización excesiva en toda una masa de agua, mientras que el promediado de los datos disponibles proporcionaría una visión más equitativa de la situación real de la masa de agua, siempre y cuando las métricas utilizadas y las condiciones de aplicación hayan sido las adecuadas.

Ejemplos concretos del efecto derivado de la aplicación del criterio de calidad crítica a este nivel (NI-1) se han mostrado en el caso de las macroalgas (e.g. masas de agua R4 y E) y la fisicoquímica (e.g. masas de agua R3 y E), poniendo en evidencia, una vez más, la importancia de la ubicación de las estaciones y el número de éstas.

En este sentido, debería contemplarse la implementación de algún procedimiento objetivo que estimase el “número de muestras representativo” requerido para caracterizar los diferentes indicadores en cada masa de agua, teniendo en cuenta, lógicamente, la variabilidad del sistema (Krebs, 1989; Kingsford, 1998), al mismo tiempo que las peculiaridades de cada tipología, adoptando un “enfoque adaptativo” (Ringold *et al.*, 1996). Así, en el ámbito del Golfo de Vizcaya no parece necesario establecer frecuencias de muestreo de fitoplancton cada 15 días – 1 mes, como se plantea en el último documento de intercalibración (European Commission, 2007), que serían más adecuadas para zonas con mayor riesgo de eutrofización (e.g. Báltico), mientras que se debería abordar una caracterización más realista (número de estaciones) de los indicadores bentónicos (macroalgas, invertebrados) y fisicoquímicos, tratando de ponderar la extensión de las posibles zonas afectadas por problemas de contaminación.

Otras posibilidades de integración de datos serían aquellas basadas en métodos ponderados o en la aplicación de percentiles. Un ejemplo de este último tipo de valoraciones se puede encontrar en la aplicación de la Directiva de Calidad de Aguas de Baño (2006/7/CE), en la que, además de utilizar los valores de determinados percentiles (p90, p95) en las valoraciones, los períodos de evaluación abarcan varias temporadas de baño (4 años), lo que puede resultar muy interesante de cara a considerar tanto la posible existencia de elevadas concentraciones puntuales de contaminantes bacteriológicos, como las tendencias temporales a medio plazo. El efecto de este tipo de aproximación a las evaluaciones finales de la calidad ha sido puesto en evidencia por López (2006a).

De todos modos, al integrar los datos a nivel de masa de agua y período de evaluación, ha de asumirse que, a la incertidumbre inicial asociada a las métricas utilizadas y a las condiciones de aplicación, hay que añadirle un cierto grado de incertidumbre asociado al procedimiento de integración aplicado. Por ello, un aspecto de gran importancia en este proceso lo constituye el análisis del riesgo de cometer errores de clasificación en las evaluaciones, especialmente en aquellas masas de agua que se encuentran en el límite entre el Buen estado y el Moderado, ya que de ello dependerá el cumplimiento de los objetivos de la DMA y la consiguiente necesidad de tomar medidas o no.

Como ya se ha indicado, las fuentes de error en los resultados pueden deberse a una gran variedad de factores, tanto naturales como de diversos tipos (oscilaciones diarias, variaciones estacionales, variaciones espaciales, variaciones en profundidad, errores de instrumentación, errores humanos, etc.), por lo que su identificación y cuantificación constituye una labor fundamental. Las formas más habituales de cuantificar el error suelen consistir en el cálculo de parámetros estadísticos de dispersión (desviación estándar, error estándar, intervalos de confianza, etc.) que permitan conocer el **rango probable de variación** de los resultados obtenidos. En este sentido, aunque la DMA no especifica cómo debe calcularse, se recomienda aportar dicha información, así como una explicación de las posibles causas que hayan dado lugar a clasificaciones inferiores al Buen estado (European Commission, 2003c).

A modo de ejemplo, se ha llevado a cabo un análisis de este tipo aplicado a la evaluación de la calidad fisicoquímica de las aguas a nivel de masa de agua (NI-1). Para ello se han empleado los resultados de la valoración obtenidos en el apartado 5.3.1.4 (Tablas 5.14 y 5.15). El sistema utilizado para el cálculo del error en la clasificación de la calidad se ha basado en la estimación del intervalo de confianza al 95%, calculado sobre todos los datos disponibles en cada una de las masas de agua evaluadas. En la Tabla 5.23 se muestran los resultados obtenidos para cada una de las masas de agua, así

como para las aguas costeras de Cantabria en su conjunto. En las dos últimas columnas se incluyen, respectivamente, el intervalo de clasificación correspondiente al intervalo de confianza obtenido y la clasificación asignada en cada caso.

Masa Agua	Nº de datos	Media	Desviación Estándar	Interv. Conf. 95%	Intervalo Clasific.	Clasific. Asignada
R1	18	0,958	0,129	0,894 – 1,022	MB	MB
A1	18	0,833	0,309	0,680 – 0,987	B - MB	B
R2	18	0,944	0,137	0,876 – 1,013	MB	MB
A2	18	0,931	0,144	0,859 – 1,002	B - MB	MB
R3	18	0,806	0,379	0,617 – 0,994	Mod - MB	B
A3	18	0,958	0,129	0,894 – 1,022	MB	MB
R4	18	1,000	0,000	**	MB	MB
O	36	0,896	0,242	0,814 – 0,978	B - MB	MB
C	36	0,938	0,139	0,891 – 0,984	MB	MB
E	54	0,921	0,242	0,855 – 0,987	B - MB	MB
Total	126	0,919	0,216	0,880 – 0,957	MB	MB

Tabla 5. 23. Resultados de la estimación de los intervalos de confianza al 95% en la clasificación de la calidad fisicoquímica de las masas de agua costeras de Cantabria.

Como puede observarse, todas las masas de agua, excepto la R3, se encuentran en el intervalo de clasificación correspondiente a las calidades Buenas o Muy Buenas. En la masa de agua R3 hay una mayor dispersión de los resultados en las valoraciones obtenidas (17% de los datos en Mala calidad, 11% en Buena calidad y el 72% restante en Muy buena calidad), lo que da lugar a un intervalo de confianza más amplio, que abarca los rangos de clasificación Moderado a Muy bueno. Por ello, aunque el valor medio corresponde claramente al nivel de calidad Buena ($\bar{X}=0.806$), puesto que el intervalo de confianza incluye al umbral entre la calidad Moderada y la Buena calidad exigida en la DMA, sería recomendable valorar de forma detallada las razones de dicha situación. Este tipo de análisis permitiría precisar las medidas necesarias para reducir el nivel de incertidumbre en la clasificación (e.g. incrementando la frecuencia temporal y la resolución espacial de los muestreos).

Por otro lado, cabe destacar la importancia que a este nivel presenta la extensión de las masas de agua consideradas. Tal y como se refleja en los resultados de la Tabla 5.23, cuando se consideran 3 masas de agua, los límites de los intervalos de confianza de los valores medios de calidad se asocian a niveles de calidad entre el Bueno y el Muy bueno, y el valor medio al máximo nivel de calidad (MB). Considerando todas las estaciones dentro de una misma masa de agua dicha tendencia es aún más significativa.

En cualquier caso, tal y como se desprende del caso analizado como ejemplo, aunque la DMA pretenda que el proceso de evaluación sea lo más objetivo posible, las

incertidumbres acumuladas a lo largo del proceso de integración no garantizan la adecuación de los resultados a la realidad, por lo que sería recomendable complementar dichos resultados con una interpretación detallada en la que se analizaran las posibles causas de las desviaciones observadas.

Como resultado de todo lo referido anteriormente, en relación al **NI-1**, se propone la aplicación de un criterio de agregación basado en la **valoración promediada** de todos aquellos datos disponibles sobre cada una de las masas de agua, durante el periodo de evaluación que se establezca. No obstante, en caso de disponer de datos con una distribución espacial y temporal muy heterogénea, convendría hacer un análisis más preciso para determinar la forma más adecuada de integrar los efectos de la variabilidad espacial y temporal en los datos. En este sentido, tal y como sugiere Latour (2007), si la variabilidad espacial de los datos es elevada, se debería realizar una agregación temporal previa, mientras que si la variabilidad temporal es elevada, la primera agregación debería ser espacial. En el caso que nos ocupa, puesto que los muestreos se han realizado buscando una distribución espacio-temporal homogénea, resulta factible la agregación simultánea de todos los datos disponibles, aunque siempre sería recomendable ajustar la frecuencia y la resolución espacial de las estaciones de muestreo, de cara a minimizar el nivel de incertidumbre en las evaluaciones hasta límites asumibles.

Respecto al segundo nivel de integración (**NI-2**), en el Documento Guía nº 13, en el que se desarrollan los aspectos relativos a la evaluación del estado ecológico (European Commission, 2003c), se hace un análisis específico sobre la integración de los elementos biológicos. En este análisis se contemplan dos posibilidades en cuanto a la integración de los parámetros utilizados para la valoración de cada uno de los indicadores de calidad: el primero considera la posibilidad de combinar (e.g. mediante el promediado) los resultados de varios parámetros cuando éstos son sensibles a un rango de distintas presiones, mientras que el segundo plantea la necesidad de aplicar el principio de “uno fuera, todos fuera” cuando los parámetros utilizados son sensibles a distintos tipos de presiones. Este procedimiento podría extrapolarse a los indicadores biológicos en sí (fitoplancton, macroalgas e invertebrados bentónicos), y puesto que cada uno de ellos responde a distintos tipos de presiones, el principio de “uno fuera, todos fuera” debería ser el procedimiento de agregación a aplicar, siendo el indicador que presenta un mayor grado de alteración el que determine la calidad global de los elementos de calidad biológicos. La propia DMA ya parte de este procedimiento ya que establece que la calidad de los elementos de calidad biológicos estará determinada por aquél que obtenga la peor valoración, lo que supone la aplicación del criterio de agregación basado en la asignación de la **calidad crítica**. En el caso de la aplicación

realizada en este trabajo, el indicador correspondiente a los invertebrados bentónicos ha obtenido los peores valores de calidad en la mayoría de las masas de agua, seguido de las macroalgas, por lo que éste sería el elemento determinante en la valoración. Estos resultados coinciden con lo expresado por Borja *et al.* (2004b) respecto a la importancia de los invertebrados bentónicos, no obstante, debería tenerse en cuenta lo mencionado anteriormente en el NI-1, en cuanto a la posible necesidad de adaptar las condiciones de referencia a las aguas costeras de Cantabria, lo que previsiblemente mejoraría la calidad asignada a más de una masa de agua.

En cuanto al tercer nivel de integración (**NI-3**), la filosofía de la DMA es que los elementos de calidad fisicoquímicos e hidromorfológicos actúan como elementos de apoyo de los elementos de calidad biológicos, siendo éstos los que determinan en primer grado el estado ecológico de las masas de agua. En este sentido se asume que los resultados de los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos deben estar relacionados con los resultados de los elementos biológicos, ya que una alteración biológica debida a causas antropogénicas debería responder a una alteración fisicoquímica o hidromorfológica de la masa de agua. El Documento Guía nº 13 (European Commission, 2003c) va más allá y establece que en caso de detectarse desajustes entre los resultados biológicos y los fisicoquímicos deberían revisarse los sistemas de valoración utilizados con el fin de que éstos sean acordes. Estas consideraciones podrían estar contradiciendo la intención de la DMA de evaluar el estado ecológico desde un punto de vista ecosistémico, en el que los aspectos fisicoquímicos y biológicos del medio se contemplan de forma complementaria y no jerárquica, como se plantea en el procedimiento establecido por la Directiva, denominado **criterio DMA** en este trabajo. En tal caso, el criterio de “uno fuera, todos fuera” debería aplicarse a todos los elementos de calidad por igual, dotando a los elementos de calidad fisicoquímicos e hidromorfológicos de capacidad para penalizar el estado ecológico de las masas de agua hasta el nivel de la Mala calidad.

En cualquier caso, los procedimientos de agregación establecidos en los niveles de integración NI-2 (calidad crítica) y NI-3 (criterio DMA) suponen un mayor nivel de exigencia que el resto de alternativas analizadas, tal vez incluso superior al esperado, lo que ha permitido que los resultados obtenidos de este modo incorporen los efectos de distintos fenómenos y procesos sobre los diferentes elementos del sistema en cada uno de estos niveles. Por todo ello, podría considerarse que estos procedimientos de agregación serían adecuados para la evaluación del estado ecológico, siempre y cuando la incertidumbre de las valoraciones realizadas en los niveles de integración precedentes (NI-0 y NI-1) fuese adecuada.

Aunque la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras de Cantabria no constituye un objetivo de este trabajo de investigación, resulta interesante analizar cuál sería el resultado de la aplicación de los diferentes procedimientos que, en última instancia, podrían ser propuestos para el desarrollo de dicha labor de implementación de la DMA. Como resumen de las principales conclusiones parciales que se han ido extrayendo mediante la aplicación de las diferentes comparaciones, en la Figura 5.4 se indica lo que podría plantearse como un posible esquema optimizado de integración y evaluación del estado ecológico.

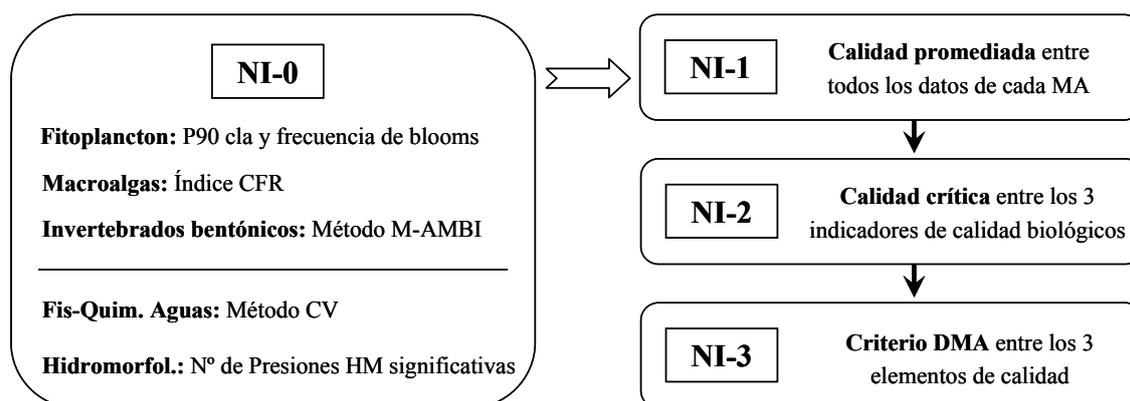


Figura 5. 4. Métricas y procedimientos de agregación a aplicar en cada uno de los Niveles de Integración.

El resultado de la aplicación de dicho procedimiento a los dos grupos de masas de agua (7 y 3, respectivamente) se resume en la Tabla 5.24.

MASA DE AGUA	Elementos Biológicos	Elementos Físicoquímicos	Elementos Hidromorfológicos	ESTADO ECOLÓGICO
R1	B	MB	MB	B
A1	B	B	MB	B
R2	B	MB	MB	B
A2	B	MB	MB	B
R3	MB	B	B	B
A3	MB	MB	MB	MB
R4	MB	MB	MB	MB
O	B	MB	MB	B
C	B	MB	MB	B
E	MB	MB	Mod	B

Tabla 5. 24. Evaluación del Estado Ecológico de las masas de agua costeras de Cantabria, para el año 2006.

Según estos resultados, únicamente las masas de agua A3 y R4 obtendrían un Muy buen estado ecológico, lo que puede ser excesivamente restrictivo considerando, por una parte, el bajo grado de antropización que presenta la costa de Cantabria en comparación con otras regiones europeas y, por otra, la elevada capacidad de autodepuración del mar

Cantábrico, asociada al elevado hidrodinamismo y a la gran capacidad de dilución de sus aguas costeras (Valencia *et al.*, 2004; Castanedo *et al.*, 2006). No obstante, los resultados obtenidos son comprensibles debido, por una parte, al número de datos utilizados en los análisis, y por otra, a que parte de las estaciones de muestreo se han localizado frente a las desembocaduras de los estuarios (estaciones fisicoquímicas) y a fuentes de vertidos antrópicos (caso de macroalgas intermareales), aspecto que enfatiza y magnifica en gran medida la posible influencia del medio continental. Por otra parte, se observa la dominancia de los elementos biológicos en la clasificación final de las masas de agua, aspecto que, siendo uno de los fundamentos de la propia Directiva, justifica, tal y como se ha indicado anteriormente, la necesidad de llevar a cabo valoraciones precisas de la calidad de los indicadores biológicos, así como aplicar medidas para reducir las importantes fuentes de variabilidad referidas en los niveles de integración de la calidad a nivel de estación y masa de agua (NI-0 y NI-1).

Por todo ello, considerando que los criterios de agregación adoptados en los niveles de integración NI-2 (calidad crítica) y NI-3 (criterio DMA) representan aproximaciones que se sitúan del lado de la seguridad, en cuanto a que se basan en la aplicación del “principio de precaución”, es necesario incrementar los esfuerzos en la mejora de los sistemas de valoración de los elementos de calidad en los primeros niveles de integración (NI-0 y NI-1), con el fin de evitar una penalización excesiva que no se ajuste a la realidad del medio evaluado.

En definitiva, podría decirse que el procedimiento aplicado en este capítulo de tesis constituye una buena aproximación a la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras de Cantabria, no obstante, deberá ir actualizándose a medida que vayan definiéndose las métricas de valoración definitivas y los procedimientos de integración a aplicar.

