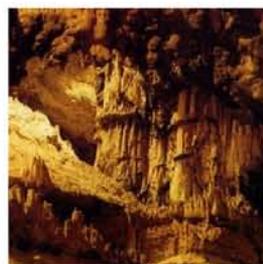


# I Jornada científicotècnica Directiva Marc de l'Aigua

## Estat ecològic de les masses d'aigua a les Illes Balears

Palma, 26 de novembre de 2009



## [ponències]



**Govern de les Illes Balears**

Conselleria de Medi Ambient  
Direcció General de Recursos Hídrics



**ESTAT ECOLÒGIC DE LES MASSES D'AIGUA A LES ILLES BALEARS  
IMPLEMENTACIÓ DE LA DIRECTIVA MARC DE L'AIGUA**

**I JORNADA CIENTIFICOTÈCNICA DE LA DMA**

Palma, 26 de novembre de 2009

TEXTOS DE LES PONÈNCIES



## ÍNDIX DELS TEXTOS DE LES PONÈNCIES

### **DIRECTIVA MARCO 2000/60/CE LA APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA EN LAS ISLAS BALEARES. LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA**

Alfredo BARÓN PÉRIZ

### **MOSTREIG I ANÀLISIS DE SUBSTÀNCIES CONTAMINANTS PRIORITÀRIES DE LA DEMARCACIÓ HIDROGRÀFICA DE LES ILLES BALEARS**

Gabriel MARTORELL CRESPI, Maribel CABRA JAUME, Josep PAU CANAVÉS, Joan Miquel CARDONA PADILLA, Joan CIFRE BAUZÀ, Teresa DE FRANCISCO CASADO, Trinidad GARCIA BARCELÓ, José Francisco GONZÁLEZ MOREY i Sebastià ALBERTÍ SERRANO

### **EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA EPICONTINENTALES (TORRENTES Y AGUAS DE TRANSICIÓN) DE LAS ISLAS BALEARES, UTILIZANDO INDICADORES E ÍNDICES BIOLÓGICOS**

Isabel PARDO, Ruth ABRAÍN, Cristina DELGADO, Liliانا GARCÍA y Paloma LUCENA-MOYA

### **LES ESPÈCIES CATALOGADES COM A INDICADORES AMBIENTALS DE L'ESTAT ECOLÒGIC DE LES MASSES D'AIGUA DE LES ILLES BALEARS**

Joan MAYOL SERRA, Eva MORAGUES BOTEY y Jorge MUNTANER YANGÜELA

### **AVALUACIÓ DE LA QUALITAT AMBIENTAL DE LES MASSES D'AIGUA COSTANERES UTILITZANT LES MACROALGUES I ELS MACROINVERTEBRATS BENTÒNICS COM A BIOINDICADORS**

Enric BALLESTEROS, Susana PINEDO, Begoña MARTÍNEZ-CREGO, M<sup>a</sup> Àngels VICH, Marta DÍAZ-VALDÉS, Marc TERRADAS, Edgar CASAS i Maria CEFALI

### **ESTUDI D'IMPLEMENTACIÓ DE LA DIRECTIVA MARC DE L'AIGUA A BALEARS: AVALUACIÓ DE LA QUALITAT AMBIENTAL DE LES MASSES D'AIGUA COSTANERES UTILITZANT INDICADORS I ÍNDIX BIOLÒGICS. ELEMENT BIOLÒGIC DE QUALITAT: *Posidonia oceanica***

Núria MARBÀ, Carlos M. DUARTE, Antonio TOVAR, Laura ROYO

### **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LAS ISLAS BALEARES UTILIZANDO LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS, LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA *a* Y LAS COMUNIDADES DE FITOPLANCTON**

Gabriel MOYÀ, Sebastià ALBERTÍ, Nuria MONERRIS, Josep PABLO, Margalida PUIGSERVER, Esperanza TOUS y Marc VIDAL

### **CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LAS MASAS DE AGUA DE LA PLATAFORMA INSULAR BALEAR UTILIZANDO PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS: CONDICIONES HIDROGRÁFICAS**

Jose Luis LÓPEZ-JURADO MARQUÉS

### **VARIABILIDAD DE LA CLOROFILA *a* FITOPLANCTÓNICA Y DE LOS NUTRIENTES INORGÁNICOS EN AGUAS DE LA PLATAFORMA INSULAR DE LAS ISLAS BALEARES**

Javier JANSÁ, Alberto APARICIO y Bartolomé AMENGUAL



**DIRECTIVA MARCO 2000/60/CE  
LA APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA EN LAS ISLAS BALEARES.  
LA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA**

**Alfredo BARÓN PÉRIZ \***

(\*) Direcció General de Recursos Hídrics. Conselleria de Medi Ambient.  
Gremi de Sabaters nº 7, 2ª planta. 07009 Palma de Mallorca.  
baron.a@telefonica.net

## **ANTECEDENTES**

La Directiva Marco del Agua fue aprobada por el Parlamento Europeo el 7 de Septiembre de 2000 en Estrasburgo y publicada en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas de 22/12/2000 como DIRECTIVA 2000/60/CE del PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de Octubre de 2000.

Establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas y es de obligado cumplimiento para todos los estados miembros.

La DMA se traspuso a la legislación española en diciembre de 2003. A partir de esta fecha es exigible su cumplimiento.

La DMA introduce nuevos conceptos de gestión:

- Demarcación Hidrográfica conjunto de aguas continentales + aguas costeras.
- Masa de agua: volumen de agua diferenciable por sus características hidrogeológicas, geomorfológicas y fisiográficas y que representa la unidad básica de gestión.
  - Estado ecológico (valora la calidad de las aguas) = EQR
  - Categoría de aguas: subterráneas y superficiales (éstas últimas incluyen: aguas *continentales*, de *transición* y *costeras*).
  - Recuperación integral de costes: aplicación de política tarifaria, como instrumento para una gestión sostenible.

## **OBJETIVOS DE LA DMA**

- Prevenir todo deterioro adicional al estado actual; proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos.
  - Promover un uso sostenible del agua, basándose en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles.
  - Tener por objeto una mayor protección y mejora del medio acuático, mediante medidas específicas de reducción progresiva de vertidos.
  - Garantizar la reducción progresiva de la contaminación del agua subterránea y evitar nuevas contaminaciones.
  - Garantizar el suministro suficiente de agua superficial o subterránea en buen estado.
  - Lograr los objetivos de los acuerdos internacionales pertinentes.

Todo ello se resume en:

- Alcanzar el buen estado ecológico de las masas de agua superficiales y el buen estado químico y cuantitativo de las aguas subterráneas.
- Conseguir la recuperación integral de costes en los usos del agua, siempre que ello no implique costes sociales inasumibles.

Estos objetivos deben ser alcanzados en el año 2015, salvo justificación de prórrogas y excepciones.

## **CALENDARIO DE IMPLANTACIÓN**

- 2004: DOCUMENTO DICIEMBRE 2004
- Caracterización de la Demarcación Hidrográfica, límites, climatología, hidrografía, población, economía, etc.

- Caracterización de las masas de agua.
- Estudio inicial de presiones e impactos.
- Análisis económico inicial.
- Registro de zonas protegidas.

Se establecen “**condiciones de referencia**” para cada tipo de masa de agua y en función de estas, definir su “**estado ecológico**”, de forma que se encuadre en una de las siguientes categorías: muy buen estado, buen estado, estado moderado, mediocre y malo.

- 2005-2006: Programa de control y vigilancia. Definición de las redes de referencia, intercalibración y monitoreo.
- 2007-2008: Evaluación ambiental estratégica.
- 2008: Borrador del Plan Hidrológico de cuenca. Disponible para “consulta pública”.
- 2009: Programa de Medidas y P. H. de cuenca (Revisión cada 6 años).
- 2010: Operatividad del sistema de precios de agua
- 2012: Operatividad del programa de medidas
- 2013: Primera revisión del estado de las masas de agua y de la ejecución del P. H. de cuenca
- 2015: Cumplimiento de los objetivos de la DMA:
  - “Alcanzar el buen estado ecológico y químico de las masas de agua”
  - Revisión del Plan Hidrológico

## CARACTERIZACIÓN DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA

La Demarcación Hidrográfica de Baleares dada su condición insular, coincide con el ámbito territorial del archipiélago y administrativamente con la totalidad de la Comunidad Autónoma de Baleares.

Los elementos esenciales que configuran, describen y condicionan, desde el punto de vista hidrológico, las Islas Baleares son:

Ámbito territorial	
Superficie archipiélago km <sup>2</sup>	4.968
Longitud de costa km	1.428
Población (habitantes)	955.045
Población equivalente por turismo (habitantes)	309.082
Demanda de agua (hm <sup>3</sup> /año) 2004	230,3
Recurso hídricos (hm <sup>3</sup> /año)	303,2
Origen de los recursos hídricos (hm <sup>3</sup> ) Superficiales + desalación + reutilización Subterráneas	7,2+ 22,2 + 19,8 254

tabla 1. Ámbito territorial

## MASAS DE AGUAS SUPERFICIALES

### Cursos fluviales

La definición de ecotipos se ha realizado según la tipología B, considerándose un tamaño mínimo de cuenca de 5 km<sup>2</sup>. **tabla 2.** Ecotipos de torrentes en las Islas Baleares

Ecotipo de Torrentes	Características	Presencia
Torrente de llano	Baja pendiente Bajos niveles de precipitación Tamaños de pequeño a mediano.	El tipo dominante en las 4 islas
Torrente tipo cañón	Elevadas pendientes y precipitación	Sierra Tramuntana en Mallorca
Torrente sobre suelos impermeables	Diferentes características, sólo en función del suelo	Mallorca, Menorca e Ibiza
Torrente grande del llano	Mayores cuencas	Final torrente Na Borges. Bahía de Alcudia y Palma
Torrente de montaña	Tamaño pequeño-mediano Pendiente media Precipitación media-alta	

### Humedales Interiores

Se han considerado aquellas zonas húmedas cuya superficie es superior a 0,5 hectáreas, criterio que amplía los requisitos fijados por la DMA.

Ecotipo Humedal Interior	Características	Hectáreas
Lagunas endorreicas	Estany de Ses Gambes Estany de Tamarells	54,97 55,29
Prados interiores	Prat de la Font de la Vila	1,73

**tabla 3.** Ecotipos de humedal interior en las Islas Baleares

Actualmente se está finalizando la revisión del inventario de delimitación, clasificación y caracterización de las zonas húmedas de las Islas Baleares, en cumplimiento del Art. 277 del Reglamento del DPH.

### Humedales Costeros

Se han considerado aquellas aguas superficiales próxima a la desembocadura de los torrentes, que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras.

### Aguas Costeras

La delimitación de las masas de aguas costeras, se ha basado en función de la pendiente y del tipo de sustrato, diferenciándose 4 ecotipos y localizándose un total de 31 tramos o masas de agua, en las 4 islas.

## MASAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

La delimitación de las masas de aguas subterráneas realizada, obedece fundamentalmente a criterios de gestión. Considerando los criterios que se utilizaron inicialmente en la delimitación de unidades hidrogeológicas y adaptándolos a los criterios establecidos por la DMA. La definición y delimitación de las masas de agua subterránea se ha hecho fundamentalmente atendiendo a aspectos geológicos e hidrogeológicos.

Se han identificado 90 masas de agua subterránea en las Islas Baleares: 65 masas de agua en Mallorca, 6 en Menorca, 16 en Eivissa y 3 en Formentera.

En el Art. 5, ya se había realizado un análisis de riesgo de cumplimiento y su caracterización adicional. Actualmente, se hace una revisión exhaustiva de presiones/impactos, para redefinir las redes de control, integrando a su vez el análisis de sustancias prioritarias efectuado.

### Categorías de riesgo de las masas de agua subterráneas

En base a la identificación de las presiones significativas y el análisis de impacto, se han asignado las siguientes categorías de riesgos:

- Riesgo seguro: MAS en riesgo de incumplir alguno de los objetivos medioambientales de la DMA.
- Riesgo en estudio: No se puede caracterizar el riesgo por falta de datos. Es preciso una caracterización adicional.
- Riesgo nulo: MAS sin riesgo de incumplir alguno de los objetivos medioambientales de la DMA.

### Masas de agua subterráneas en riesgo

El 47% de las masas de agua subterráneas presentan riesgo seguro, el 39% riesgo en estudio y sólo el 14% riesgo nulo. Cuatro masas de las 42 que han sido consideradas en riesgo seguro, están en riesgo de no cumplir los objetivos de la DMA, para las que se solicitarán objetivos ambientales menos rigurosos: 18.11-M1 Sa Pobla, 18.14-M2 Sant Jordi, 20.06-M2 Jesús y 18.21 Pla de Campos, para los que se solicita prórroga.

Isla	Número de MAS	% MAS Riesgo seguro	% MAS Riesgo en estudio	% MAS Riesgo nulo
Mallorca	65	46	39	15
Menorca	6	83	17	0
Eivissa	16	37	44	19
Formentera	3	33	67	0

Tabla 4. Masas de aguas subterráneas en riesgo

### Presiones e impactos

Actualmente se introducen los análisis pormenorizados de presiones e impactos tanto en las aguas superficiales como subterráneas.

### MONITOREO PARA LA DEFINICIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA

Tareas en proceso o a punto de finalizar:

- Análisis de sustancias prioritarias contaminantes. Finalizado
- Análisis de presiones en aguas epicontinentales. En proceso
- Análisis de presiones en aguas costeras. Finalizado
- Análisis económico del uso del agua. Finalizado 1ª Fase
- Proceso de Participación Pública. Finalizado 1ª Fase; 2ª y 3ª Fase
- Definición Red de seguimiento y Red operativa. Finalizado

- Valoración del estado ecológico de las masas de agua. Finalizado 1ª Fase; 2ª Fase en curso1ª y 2ª Fase de Planificación futuro Plan Hidrológico. Finalizado. 3ª Fase en curso

Año	Descripción	Adjudicatario	
2005/ 1T- 2007	Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales (torrentes y humedales) utilizando indicadores e índices biológicos.	Universidad de Vigo	Convenios
2005/ 1T- 2007	Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados bentónicos como bioindicadores.	Centre d'Estudis Ambientals de Blanes (CEAB)-CSIC	
2005/1T-2007	Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando los parámetros físico-químicos, el fitoplancton y la Posidonia oceanica como bioindicadores.	Universitat de les Illes Balears (UIB)	
2005/2006	Caracterización ambiental de las masas de aguas costeras profundas utilizando los parámetros físico-químicos.	Instituto Español de Oceanografía (IEO) - Centro de Baleares	
2006/1T-2007	Muestreo y análisis de sustancias contaminantes prioritarias en la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares	Universitat de les Illes Balears (UIB) Servicio Científico-Técnico (Laboratorio)	Asistencia Técnica ABAQUA
2006/2007	Diseño y ejecución del Plan de Participación Pública sobre el proceso de implementación y cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE en la D.H. de las Islas Baleares. (1ª FASE)	SAB	Asistencia técnica DGRH
2006/2007	Desarrollo de los trabajos para la definición del futuro Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares, en relación a la implementación de la Directiva 2000/60/CE. (1ª FASE)	EPTYSA	
2005/1T-2007	Coordinación y supervisión de los trabajos y las actividades a desarrollar en relación a la implementación de la Directiva 2000/60/CE en la D.H. de las Islas Baleares.	FOA AMBIENTAL	Asistencia Técnica ABAQUA
TOTAL presupuesto			2.803.023,00 €

Tabla 5. Tareas para la implementación de la DMA

## **RESULTADOS 1ª FASE MONITOREO, PRESIONES Y ANÁLISIS ECONÓMICO PERÍODO 2005 - 2007 TORRENTES Y HUMEDALES**

El Desarrollo de sistemas de evaluación del estado ecológico de Torrentes (ríos temporales) y Humedales (aguas de transición) en la Demarcación Balear, lo realiza la Universidad de Vigo, mediante métodos multimétricos (indicadores e índices biológicos), invertebrados y algas.

El diseño de la Red de puntos de muestreo en torrentes y humedales se ha establecido siguiendo los siguientes objetivos:

- Identificación de las masas de agua (torrentes) que pueden soportar una comunidad biológica (> 100 días de agua al año).
- Comprobación de las tipologías con las comunidades biológicas.
- Desarrollo de sistemas de clasificación del estado ecológico: puntos de referencia y puntos afectados por presiones.

### **Elementos biológicos**

#### **HUMEDALES**

- Fitoplancton
- Invertebrados bentónicos litorales

#### **TORRENTES**

- Diatomeas bentónicas
- Invertebrados litorales

#### **Sistemas de clasificación con multimétricos**

- Elaboración de métricos.
- Selección de métricos en función de su respuesta significativa a los gradientes de presión humana.
- Combinación de métricos, atendiendo a las definiciones normativas, significado ecológico y eliminando redundancias.
- Establecimiento de los cortes entre clases: de forma generalizada se ha normalizado el multimétrico entre 0 y 1, y posteriormente se ha dividido en 5 clases equidistantes (cortes 0.8, 0.6, 0.4, 0.2).

### **Tipología de humedales**

#### **Descriptor sistema B:**

- Tamaño > 0,5 ha
- Micromareal
- Masas leníticas (lagunas)
- Gradiente de salinidad (0,5-70 ‰)

#### **33 zonas húmedas estudiadas, con:**

- 56 puntos de muestreo
- 4 campañas: primavera 2005, otoño 2005, invierno 2006, primavera 2006

Dentro del Sistema B de clasificación, la DMA propone hasta cinco tipos de salinidad, con sus correspondientes niveles de salinidad: agua dulce (0 - 0.5‰), oligohalina (0.5 - 5‰), mesohalino (5 - 18‰), polihalino (18 - 30‰) y euhalino ( $\geq$  30‰).

Tras los análisis realizados, en BALEARES se ha propuesto la siguiente tipología y cortes de salinidad asociados:

- OLIGOHALINO (< 5 ‰),
- MESOHALINO (5- 26‰) y
- EUHALINO ( $\geq$  26 ‰).

## Resultados de la Calidad Ambiental de los Humedales

Tipo OLIGOHALINO: La valoración es buena, ya que el 65% de sus masas de aguas superan los requisitos de la DMA. De los 20 puntos estudiados, el 10% son referencias, 55% presenta calidad buena, 10% moderadas y 25% deficientes.

Tipo MESOHALINO: La valoración es buena, ya que más del 50% de sus masas de aguas superan los requisitos de la DMA. De los 22 puntos estudiados, el 10% son referencias, 48% buenas, 24% moderadas y 19% deficientes.

Tipo EUHALINO: La valoración es buena, ya que el 66.5% de sus masas de agua superan los requisitos de la DMA. De los 9 puntos estudiados, el 33% son referencias, 33% buenas, 22% moderadas y 11% deficientes.

## Tipología de torrentes

53 torrentes estudiados, con:

- 53 puntos de muestreo
- 4 campañas: primavera 2005, otoño 2005, invierno 2006, primavera 2006

Inicialmente se establecieron 5 tipologías, en función de la altitud máxima, el tamaño de la cuenca, la pendiente, la precipitación media, el porcentaje de suelo impermeable, etc.

Código	Tipo de torrente
1	Torrente del llano
2	Torrente tipo cañón
3	Torrente sobre suelos impermeables
4	Torrente grande del llano
5	Torrente de montaña

Tabla 6. Códigos por tipolog

Sin embargo, la mayor parte de la red hidrológica está representada por los torrentes pequeños del llano (59,54%), mientras que el tipo de torrentes grandes del llano (tipo 4) está escasamente representado en el territorio balear (3,68%).

Por tanto, a raíz de los muestreos y análisis realizados en las campañas del 2005-2006, se ha ajustado a **3 tipologías** para las Islas Baleares (torrentes del llano, tipo cañón y de montaña).

## Resultados de la Calidad Ambiental de los Torrentes

Torrentes del llano (tipo 1): De las 30 localidades muestreadas, el 60% se encuentra en estado deficiente o malo, por lo que no cumple los objetivos de calidad impuestos por la Directiva.

Torrentes tipo cañón (tipo 2): Todos los puntos muestreados en este tipo de torrentes presentan un estado ecológico bueno y muy bueno.

Torrentes de montaña (tipo 5): El 30% de las localidades muestreadas no cumplen los objetivos de calidad y se corresponden en la mayoría de los casos con localidades impactadas por efluentes de depuradoras.

## AGUAS COSTERAS

Definición del estado ecológico de las masas de agua: Para la definición del estado ecológico, se han realizado los trabajos de prospección, identificación y establecimiento de los siguientes indicadores:

### Indicadores biológicos

- Fitoplancton
- Macroalgas y angiospermas
- Invertebrados bentónicos

### Indicadores hidromorfológicos

- Morfológicas e hidrodinámicas

### Indicadores químicos y fisicoquímicos

- Transparencia
- Condiciones térmicas
- Condiciones de oxigenación
- Salinidad
- Condiciones relativas a los nutrientes
- Contaminantes específicos

## MONITOREO PARA LA DEFINICIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS

Diseño del Programa de seguimiento: Se *midieron los parámetros* representativos del estado de cada indicador de calidad con un nivel de fiabilidad y precisión que permiten cumplimentar los programas de control y ser comparables con los de otros estados miembros. Se ha realizado un reconocimiento inicial y un programa de seguimiento de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas y la evaluación de sus impactos. Se ha establecido una red de vigilancia y una red operativa (Art 8 - WISE).

Con los resultados obtenidos en las campañas de monitoreo de todos los tipos de masas de agua, se está efectuando el “**ejercicio de intercalibración**” (ICS) entre todos los estados miembro (MS) de la CE. El objetivo es validar la correcta tipificación de las masas de agua, de las zonas de referencia y de las metodologías de valoración del estado ecológico de las masas (EQR= ecological quality ratio), de modo que puedan ser utilizadas indistintamente en cualquier estado para cada tipo de masa de agua.

La Comunidad Autónoma de las Islas Baleares, participa activamente del proceso de intercalibración desde el año 2004, formando parte de:

- MED-GIG Rivers
  - Bentic macroinvertebrates and macrophytes Subgroup
- MED-GIG Coastal waters:
  - Phytoplankton and physico - chemical Subgroup
  - Bentic macroinvertebrates and macroalgae Subgroup
  - Transitional waters Subgroup
- Participamos también de las reuniones ECOSTAT convocadas a nivel de MS por la CE, a las reuniones del Coastal Group Europeo y a diversos proyectos de investigación de la CE: REBBECA, STAR, EUTRO, etc.
- Reuniones de planificación y coordinación de la DMA del Ministerio de Medio Ambiente.

### Fitoplancton

El estudio de fitoplancton, para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras, ha sido realizado por la Universidad de les Illes Balears (UIB), en el transcurso de cuatro campañas (verano 2005, primavera, invierno y verano 2006). Se han analizado todas las masas de aguas costeras, con un total de 64 puntos de muestreos, repartidos en: 33 en Mallorca y Cabrera, 20 en Ibiza y Formentera y 11 en Menorca.

## Indicadores FO

Se han realizado 4 campañas de recogida de muestras: Verano 2005, Invierno 2006, Primavera 2006, Verano 2006.

Parámetros analizados:

- Transparencia
- Salinidad
- Temperatura
- Oxígeno disuelto
- Clorofila
- Nitratos y nitritos
- Ortofosfatos
- Silicatos
- Amonio

## Macroalgas

La metodología CARLIT (Ballesteros et al. 2007, *Marine Pollution Bulletin*), se basa en la cartografía litoral de las comunidades bentónicas y presenta los resultados en base a un índice EQR del estado ambiental del litoral, según las comunidades bentónicas del infralitoral superior.

Consiste en:

- Muestreo en la primavera, mediante prospección visual.
- Sectorización del litoral en partes pequeñas en función de la presencia y estado de las comunidades litorales. Traslado de la información obtenida a un mapa o fotografía aérea.
- Los puertos y zonas arenosas no son calificadas

Durante el año 2006, se ha muestreado el 32,79 % del litoral Balear, con el objeto de conocer la distribución de las comunidades a lo largo de los tramos de la costa rocosa e interpretar en términos de calidad ecológica (mediante el cálculo del índice EQR) del litoral, que se deriva de la comparación con las comunidades potenciales presentes en las zonas de referencia.

	Mallorca	Ibiza y Formentera	Menorca	Total
Nº Kilómetros	789,495 km	403,878 km	353,198 km	1.546,571 km
% evaluado	29,89 %	39,50 %	29 %	32,79 %
Días de Campaña	17	11	11	39

Tabla 7. Muestreo macroalgas

Comunidades presentes en el litoral Balear:

- CMA: *Cystoseira* muy abundante
- CA: *Cystoseira* abundante
- CPA: *Cystoseira* poco abundante
- Ccom: *Cystoseira compressa*
- Cmix: *C. compressa* i *C. stricta*
- Co-Hal: *Corallina* o *Haliptilon*
- Otras

La obtención del índice EQR, es un proceso relativamente complejo y que requiere una serie de cálculos, en base a la EQV (calidad ambiental del sector de costa), la longitud de la línea de costa ocupada por el tipo de comunidad (I) y la valoración de la calidad ambiental de la comunidad.

## Macroinvertebrados

### Metodología, muestreo y procesado

El muestreo de Macroinvertebrados se realiza con una draga van Veen de una superficie de 600 cm<sup>2</sup>, extrayéndose las muestras en un rango entre 7 y 12 m de profundidad.

Estas muestras son filtradas con una red de 500 µm y se fija en formol. La identificación de los grupos faunísticos se intenta realizar a nivel de especie. La cuantificación de la abundancia, se realiza midiendo el número total de individuos encontrados por especie y la biomasa, midiendo el peso seco de cada una de las especies después de 24 horas a 70 °C.

Puntos de muestreo: Para cada Masa de Agua, se han seleccionado dos estaciones con dos réplicas por estación. 36 Estaciones en Mallorca, 22 en Ibiza y Formentera y 18 en Menorca.

La metodología aplicada para determinar la Calidad Ambiental de las Aguas Litorales han sido:

- Análisis multivariante - DCA
- Índice MEDOCC

El análisis multivariante no permite distinguir comunidades / muestras en función de la Calidad Ambiental, como consecuencia de la falta de gradientes. El análisis multivariante permite discriminar la calidad de las estaciones, pero es difícil la obtención del índice EQR. Por lo tanto, es necesario el desarrollo de una metodología que permita asignar la Calidad Ambiental a un índice independiente de la existencia de un gradiente.

### Cálculo del índice medocc

Asignación de las especies a un grupo ecológico:

- GE I: especies sensibles
- GE II: especies indiferentes
- GE III: especies tolerantes
- GE IV: especies oportunistas

Aplicación de la fórmula: (MEDOCC= 0-6)

$$\text{MEDOCC} = ((0\% \text{GEI} + 2\% \text{GEII} + 4\% \text{GEIII} + 6\% \text{GEIV})) / 100$$

Condiciones de Referencia: "Condiciones virtuales" = Mejor situación de las observadas.

Teoría ecológica:

- Estado ecológico MUY BUENO: >40% GEI
- Estado ecológico BUENO: 10-40% GEI  
<10% GEIV  
20-40% GEIII
- Estado ecológico MEDIOCRE: 50% GEIII  
20-45% GEIV  
<10% GE
- Estado ecológico DEFICIENTE: >45% GEIV
- Estado ecológico MALO: >80% GEIV

### Conclusiones de los resultados obtenidos Macroalgas y Macroinvertebrados

Las masas de agua presentan un estado ecológico generalmente Muy Bueno y Bueno. Se detectan problemas en la Bahía de Palma y Puerto de Mahón, aunque ambas masas obtienen una calificación Buena. Se detecta la necesidad de dividir masas de agua o sectores evaluados, dada la no detección de problemas en zonas donde pueden estar presentes.

## Posidonia oceànica

Durante el final de los veranos y otoños 2005 y 2006 se han muestreado las praderas de Posidonia oceanica de 58 localidades de Baleares, por parte del equipo del IMEDEA-UIB.

Los parámetros examinados en cada pradera han sido:

- Cobertura de la pradera
- Densidad de haces total
- Nivel de enterramiento de los haces
- Densidad de haces plagiotropos y ortotropos
- Superficie foliar de los haces
- Porcentaje de hojas necrosadas y longitud foliar necrosada por haz
- Biomasa de epífitos por haz
- Contenido de nitrógeno en hojas y rizomas
- Contenido de nitrógeno en epífitos
- Contenido de fósforo en hojas y rizomas
- Contenido de carbohidratos no estructurales en rizomas (sacarosa y almidón)
- Abundancia relativa del isótopo  $^{15}\text{N}$  en hojas y rizomas
- Abundancia relativa de S total e isótopo  $^{34}\text{S}$  en hojas y rizomas
- Contenido de metales (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en rizomas

Se han realizado un total de 9.142 análisis.

Para la clasificación del estado de las masas de agua costeras de Baleares, se ha seguido la metodología descrita por Romero et al (2007) y se ha utilizado el índice multivariante POMI, utilizando el Elemento Biológico de Calidad (BQE) Posidonia oceanica.

El análisis multivariante se ha realizado incluyendo los descriptores de:

- Cobertura
- Contenido en nitrógeno y fósforo en rizomas
- Abundancia relativa de  $^{15}\text{N}$  en rizomas y
- Abundancia relativa de  $^{34}\text{S}$  en rizomas.

En el análisis no se han incluido algunos descriptores, por las siguientes razones:

- Densidad: descriptor que en Baleares no contribuía a explicar la varianza reflejada en el Eje I del análisis PCA.
- Superficie foliar y porcentaje de hojas necrosadas: gran parte de la variabilidad observada entre localidades estaba influenciada por la fecha de muestreo.
- Metales, concentración de N en epífitos, concentración de sacarosa en rizomas: al incluir estos descriptores en el análisis, las puntuaciones en el Eje I de estaciones de referencia óptima y pésima eran inferiores a las de algunas estaciones muestreadas, impidiendo realizar la clasificación.

Se han estimado los estados de referencia óptimo y pésimo utilizando Posidonia oceanica según Romero et al 2007.

## Conclusiones aguas costeras

Se han evaluado 29 masas de agua costeras en las Islas Baleares, utilizando el elemento biológico de calidad *Posidonia oceanica*. Para ello se cuantificaron descriptores estructurales, químicos y fisiológicos en praderas de *Posidonia Oceanica* en 58 estaciones distribuidas en la costa Balear.

Se utilizó el índice multivariante POMI (Romero et al. 2007), mediante los descriptores cobertura de la pradera, concentración de nitrógeno y fósforo en rizomas, delta  $^{15}\text{N}$  y delta  $^{34}\text{S}$  en rizomas para clasificar el estado ambiental de las masas de agua.

Según los resultados obtenidos, 14 masas de agua costeras están en "muy buen estado", 14 en "buen estado", 1 en "estado aceptable" (MA 15 zona central-este Bahía de Palma) y NINGUNA en "estado deficiente" o en "mal estado".

No obstante, 3 masas de agua (Bahía de Palma, Alcúdia, Puerto de Mahón, etc.), clasificadas en la categoría de "buen estado", presentan un EQR inferior a 0.6.

**MOSTREIG I ANÀLISIS DE SUBSTÀNCIES CONTAMINANTS PRIORITÀRIES DE LA DEMARCACIÓ  
HIDROGRÀFICA DE LES ILLES BALEARS  
Palma, 26 de novembre de 2009**

**Gabriel MARTORELL CRESPI\*, Maribel CABRA JAUME\*, Josep PAU CANAVÉS\*, Joan Miquel CARDONA  
PADILLA\*, Joan CIFRE BAUZÀ\*, Teresa DE FRANCISCO CASADO\*, Trinidad GARCIA BARCELÓ\*, José  
Francisco GONZÁLEZ MOREY\* i Sebastià ALBERTÍ SERRANO\***

(\*) Serveis Científicotècnics. Edifici Científicotècnic. Universitat de les Illes Balears. Carretera de  
Valldemossa, km. 7,5. 07122. Palma de Mallorca.  
sebastian.alberti@uib.es

## RESUM

En compliment del que estableix la directiva 2000/60/CE s'han analitzat diferents tipus d'aigües (subterrànies, drenatges agrícoles, residuals de depuració) i biota per determinar la concentració d'una sèrie de substàncies contaminants que pertanyen a la llista de substàncies prioritàries aprovada pel Parlament Europeu (Decisió número 2455/2001/CE). Aquestes anàlisis s'han realitzat aplicant els criteris de qualitat que s'estableixen a les normes internacionals tipus UNE-EN-ISO i s'han utilitzat les tècniques instrumentals més sensibles i adients que existeixen en l'actualitat. Els resultats s'han comparat, sempre que fos possible, amb els valors de referència establerts a la legislació espanyola o europea. Aquest estudi s'ha d'entendre com la primera aproximació a conèixer l'estat d'aquests diferents tipus d'aigua estudiats i de la biota de les Illes Balears respecte al seu grau de contaminació per substàncies prioritàries, de forma general es pot concloure que la majoria de mostres analitzades presenten valors inferiors als de referència abans esmentats.

**Paraules clau:** *Substàncies prioritàries, aigües subterrànies, drenatges agrícoles, aigües residuals de depuració, biota.*

## INTRODUCCIÓ

La directiva 2000/60/CE estableix que s'ha de realitzar un estudi de les repercussions de l'activitat humana sobre la qualitat de les aigües superficials i de les subterrànies per tal d'establir el seu estat i aplicar les mesures necessàries per evitar el seu deteriorament. Per aconseguir-ho s'han de fixar plans de seguiment de l'estat d'aquestes aigües. Com a part d'aquests plans els Serveis Científicotècnics (SCT) de la UIB ha desenvolupat una campanya per determinar els nivells de concentració de les substàncies prioritàries a diferents tipus d'aigua i biota.

Les substàncies prioritàries analitzades són aquelles que varen ser aprovades pel Parlament Europeu el passat 2001 (Decisió número 2455/2001/CE). En funció del tipus de mostra a estudiar s'han analitzat diferents grups d'aquests contaminants. A continuació es detallen els diferents tipus d'aigua i biota i el tipus de substàncies prioritàries analitzades:

- Aigües subterrànies: metalls pesats.
- Aigües residuals de depuració: hidrocarburs aromàtics policíclics (PAHs), Composts orgànics volàtils i semivolàtils, Nonilfenols i metalls pesats.
- Aigües de drenatges agrícoles: herbicides tipus triazines, herbicides tipus urees substituïdes, insecticides organofosforats, pesticides organoclorats i metalls pesats.
- Biota: hidrocarburs aromàtics policíclics (PAHs), pesticides organoclorats, éters de polibromodifenils i nonilfenols.

Tant el mostreig com les anàlisis es varen realitzar aplicant les metodologies i els criteris de qualitat que estableixen les normes internacionals tipus UNE-EN-ISO per tal de garantir la certesa dels resultats.

Degut a l'extensió limitada d'aquesta presentació no es poden incloure tots els resultats obtinguts<sup>1</sup>, el que es presenta en els següents apartats és un resum de la metodologia utilitzada, els punts de mostreig i les conclusions.

En els casos que això va resultar possible, es varen comparar els resultats obtinguts amb els valors de referència que estableix la legislació nacional o internacional. D'aquesta manera es va concloure l'estat de les aigües (i biota) en comparació amb aquests valors de referència. Respecte a les conclusions presentades en aquest treball cal significar dos aspectes, el primer és que no existeixen a la legislació valors de referència per a totes les substàncies prioritàries, per tant, per algunes d'elles (tal com s'indica a cada apartat) no es presenten conclusions, i el segon és que en algunes ocasions el tipus de mostra analitzat no correspon exactament amb el tipus de mostra per la qual aplica la legislació, però per la seva similitud resulta interessant aplicar-los.

Aquest estudi s'ha d'entendre com la primera aproximació a conèixer l'estat d'aquests diferents tipus d'aigua estudiats i de la biota de les Illes Balears respecte al seu grau de contaminació per substàncies prioritàries.

## **AIGÜES SUBTERRÀNIES**

Per aquesta campanya es varen recollir 130 mostres d'aigua subterrània (90 a Mallorca, 20 a Menorca, 17 a Eivissa i 3 a Formentera) des de setembre de 2006 fins gener de 2007.

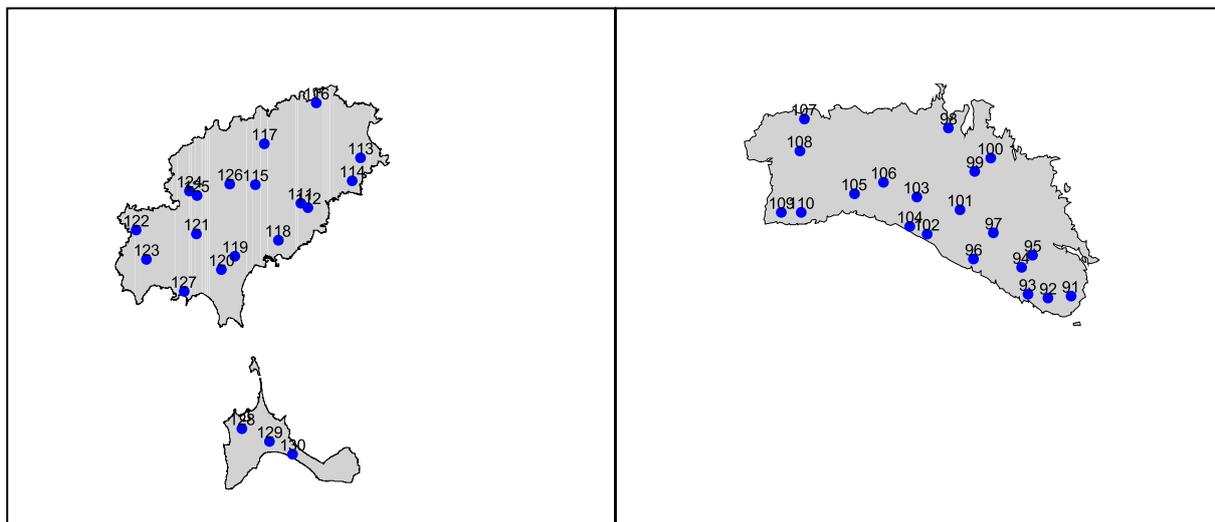
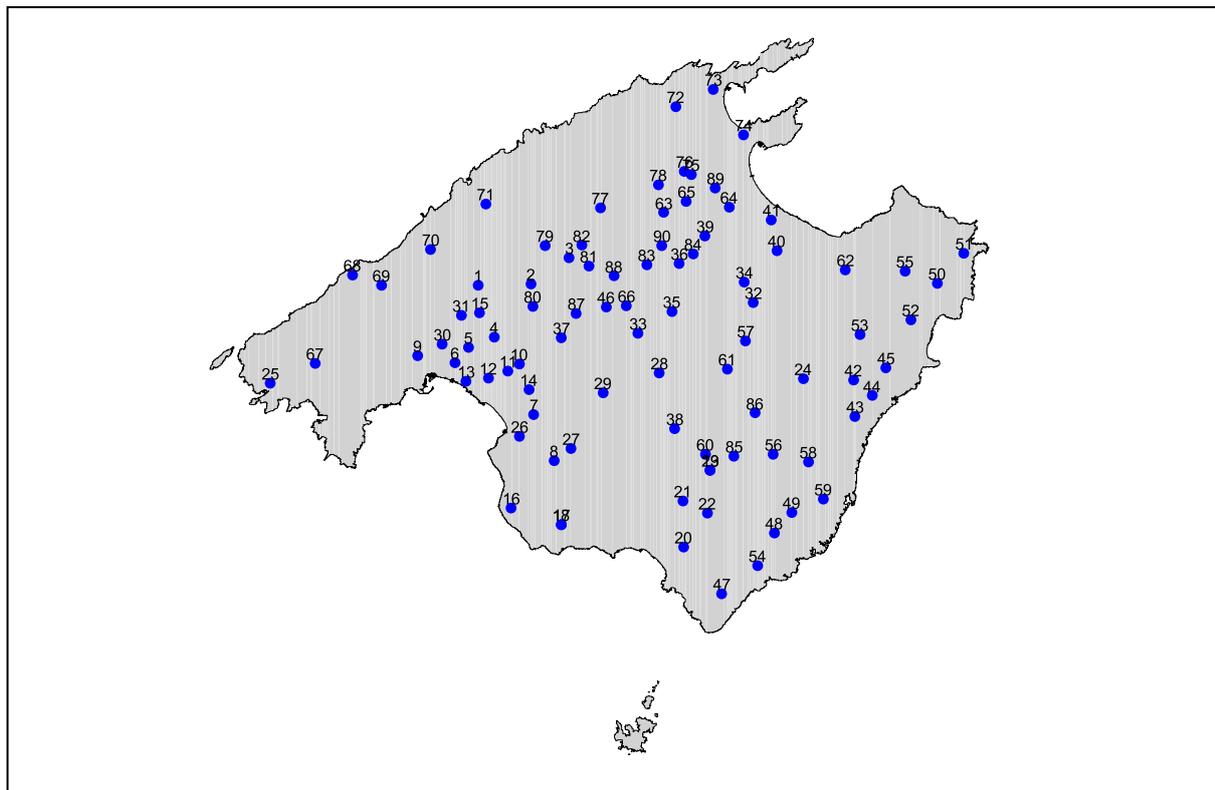
### **Paràmetres determinats i metodologia utilitzada**

- Alumini (Al), cadmi (Cd), coure (Cu), crom (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), plom (Pb), vanadi (V), zinc (Zn): UNE-EN ISO 11885:1998: espectrometria d'emissió atòmica mitjançant un plasma de radiofreqüència acoblat.
- Arsènic (As): UNE-EN ISO 11969:1997: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de generació d'hidrurs).
- Mercuri (Hg): UNE-EN 1483:1998: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de vapor fred). Les mostres es varen preservar amb una dissolució de  $K_2Cr_2O_7$ .

---

<sup>1</sup> Tots els resultats es poden consultar en els informes d'anàlisis lliurats pels SCT a la Direcció General de Recursos Hídrics de la Conselleria de Medi Ambient amb les següents referències: Q2609-111, BQ0803-30, BQ1203-31 i BQ1511-146.

## Punts de mostreig<sup>2</sup>



<sup>2</sup> Per conèixer les coordenades de cada punt veure referència 1.

## Conclusions

Els resultats obtinguts s'han comparat amb els valors de referència bibliogràfics<sup>3,4</sup> i d'aquesta comparació es pot concloure que la majoria de mostres presenten valors inferiors als de referència abans esmentats, excepte en els següents casos:

Pou	Paràm.	Referència ( g/L)	Resultat ( g/L)
ACA-77 (Pou 15)	Fe	200	1.871 ± 16
697-7-35 (Pou 25)	Fe	200	971 ± 15
Can Gayà 1 (Pou 59)	Fe	200	685 ± 4
Pla des Murterar (Pou 69)	Fe	200	259 ± 3
671-7-177 (Pou 90)	Fe	200	465 ± 53
Torralba den Salor (Pou 97)	Fe	200	397 ± 28
Can Xico Sala (Pou 113)	As	10,0	13,9 ± 0,5
Pou Casa Ingles (Pou 114)	As	10,0	25,3 ± 0,8
Cala Xucla (Pou 116)	Fe	200	253 ± 6
Can Pep Paeyet (Pou 118)	Fe	200	3.219 ± 95
Cala Tarida (Can Pujol) (Pou 122)	Hg	1,00	1,26 ± 0,04

## AIGÜES RESIDUALS DE DEPURACIÓ

Per aquesta campanya es varen recollir 70 mostres d'aigua depurada en EDARs (48 a Mallorca, 11 a Menorca, 10 a Eivissa i 1 a Formentera) des de març fins maig de 2007.

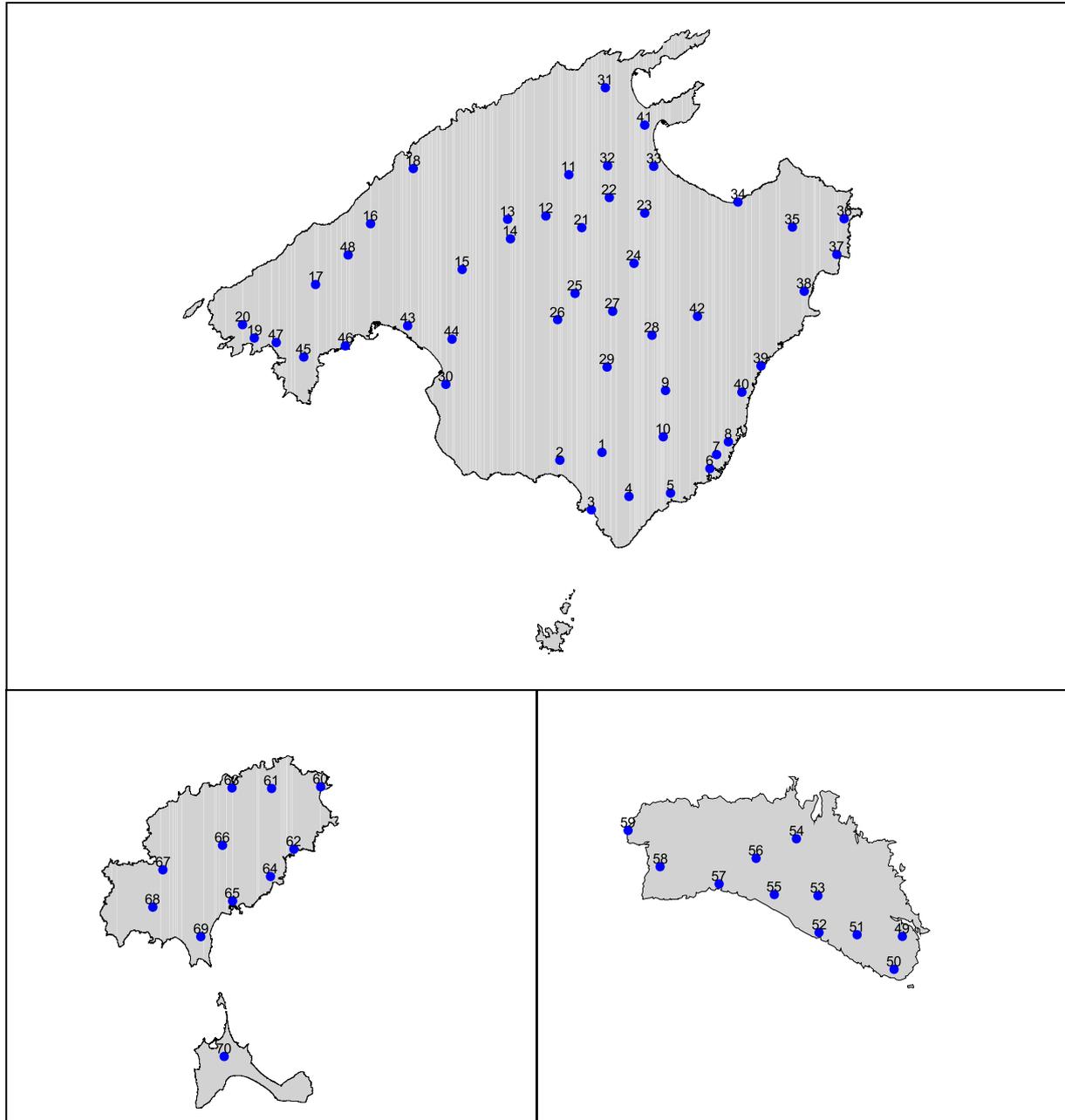
### Paràmetres determinats i metodologia utilitzada

- Nonilfenols: mètode basat en la norma ISO 18857-1: extracció líquid-líquid dels alquilfenols amb toluè, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant cromatografia de gasos acoblada a un espectròmetre de masses (GC-EM).
- Composts orgànics volàtils i semivolàtils (cloroform, 1,2-dicloroetà, benzè, tetraclorur de carboni, tricloroetilè, toluè, tetracloroetilè, clorobenzè, etilbenzè, p- i m-xilè, o-xilè, 1,3-diclorobenzè, 1,4-diclorobenzè, 1,2-diclorobenzè, 1,3,5-triclorobenzè, 1,2,4-triclorobenzè, 1,2,3-triclorobenzè): mètode basat en la norma UNE EN ISO 15680: un volum fix de mostra es purga amb un gas inert per tal d'expulsar els composts volàtils que són capturats en una trampa amb adsorbent, a continuació s'escalfa aquesta trampa per desorbir-los i posterior anàlisi mitjançant CG-EM.
- Hidrocarburs policíclics aromàtics (PAH) (naftalè, acenaftilè, acenaftè, fluorè, fenantrè, antracè, fluorantè, pirè, benzo (a) antracè, crisè, benzo (b) fluorantè, benzo (k) fluorantè, benzo (a) pirè, dibenzo (a,h) antracè, benzo (ghi) pirè, indè (1,2,3-cd) pirè): mètode basat en la norma UNE-EN ISO 17993: extracció líquid-líquid dels hidrocarburs amb hexà, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant HPLC acoblada a un fluorímetre i a un detector tipus PDA.
- Alumini (Al), cadmi (Cd), coure (Cu), crom (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), plom (Pb), vanadi (V), zinc (Zn): UNE-EN ISO 11885:1998: espectrometria d'emissió atòmica mitjançant un plasma de radiofreqüència acoblat inductivament (ICP). El mètode utilitzat és el de la determinació d'elements totals. Prèviament es va digerir la mostra segons la norma EPA 3015.
- Arsènic (As): UNE-EN ISO 11969:1997: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de generació d'hidrurs). Prèviament es va digerir la mostra segons la norma EPA 3015.
- Mercuri (Hg): UNE-EN 1483:1998: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de vapor fred). Les mostres es varen preservar amb una dissolució de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>. Prèviament es va digerir la mostra segons la norma EPA 3015.

<sup>3</sup> Reial Decret 140/2003.

<sup>4</sup> Per als següents paràmetres no s'han localitzat valors de referència aplicables a aquests tipus de mostra, per tant, no s'ha pogut realitzar la comparació tal com s'ha fet per als altres: vanadi (V) i zinc (Zn).

## Punts de mostreig<sup>2</sup>



## Conclusions

Els resultats obtinguts s'han comparat amb els valors de referència bibliogràfics<sup>5,6</sup> i d'aquesta comparació es pot concloure que la majoria de mostres presenten valors inferiors als de referència abans esmentats, excepte en els següents casos:

<sup>5</sup> -Reial Decret 995/2000. Reial Decret 849/1986. Directiva 83/513/CEE. Directiva 82/176/CEE. Directiva 86/280/CEE. Directiva 88/347/CEE. Directiva 90/415/CEE.

- Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria – Nonylphenols – Final. EPA-822-R-05-005.

<sup>6</sup> Per als següents paràmetres no s'han localitzat valors de referència aplicables a aquests tipus de mostra, per tant, no s'ha pogut realitzar la comparació tal com s'ha fet per als altres: acenaftè, fluorè, fenantrè, antracè, fluorantè, pirè, benzo (a) antracè, crisè, benzo (b) fluorantè, benzo (k) fluorantè, benzo (a) pirè, dibenzo (a,h) antracè, benzo (ghi) pirilè, indè (1,2,3-cd) pirè, vanadi (V) i zinc (Zn).

Pou	Paràmetre	Ref. ( g/L)	Resultat ( g/L)
EDAR Sa Ràpita (EDAR 02)	Toluè	50,0	153 ± 38
EDAR Santanyi (EDAR 05)	Toluè	50,0	202 ± 38
EDAR Camp de Mar (EDAR 19)	Toluè	50,0	248 ± 30
EDAR Andratx (EDAR 20)	Toluè	50,0	449 ± 31
EDAR Llubí (EDAR 21)	Toluè	50,0	76,1 ± 12,9
EDAR Muro (EDAR 22)	Toluè	50,0	112 ± 16
EDAR Alcúdia (EDAR 41)	Toluè	50,0	639 ± 104
EDAR Maó-Es Castell (EDAR 49)	Ni	200	247 ± 11
EDAR Ferreries (EDAR 56)	Nonilfenols	6,60	8,84 ± 1,70
EDAR Cala Sant Vicent (EDAR 60)	Nonilfenols	6,60	6,75 ± 0,10
EDAR Sant Joan de Labritja (EDAR 61)	Nonilfenols	6,60	6,88 ± 0,11
EDAR Santa Eulària (EDAR 62)	Nonilfenols	6,60	7,86 ± 0,10
EDAR Eivissa (EDAR 65)	Nonilfenols	6,60	20,7 ± 0,10
EDAR Eivissa (EDAR 65)	Tetracloroetilè	10,0	19,4 ± 4,50
EDAR Eivissa (EDAR 65)	Al	1.000	3.383 ± 82
EDAR Sant Josep (EDAR 68)	Nonilfenols	6,60	14,6 ± 0,10
EDAR Can Bossa (EDAR 69)	Nonilfenols	6,60	22,1 ± 0,10
EDAR Formentera (EDAR 70)	Nonilfenols	6,60	19,5 ± 0,10
EDAR Formentera (EDAR 70)	Al	1.000	2.235 ± 84

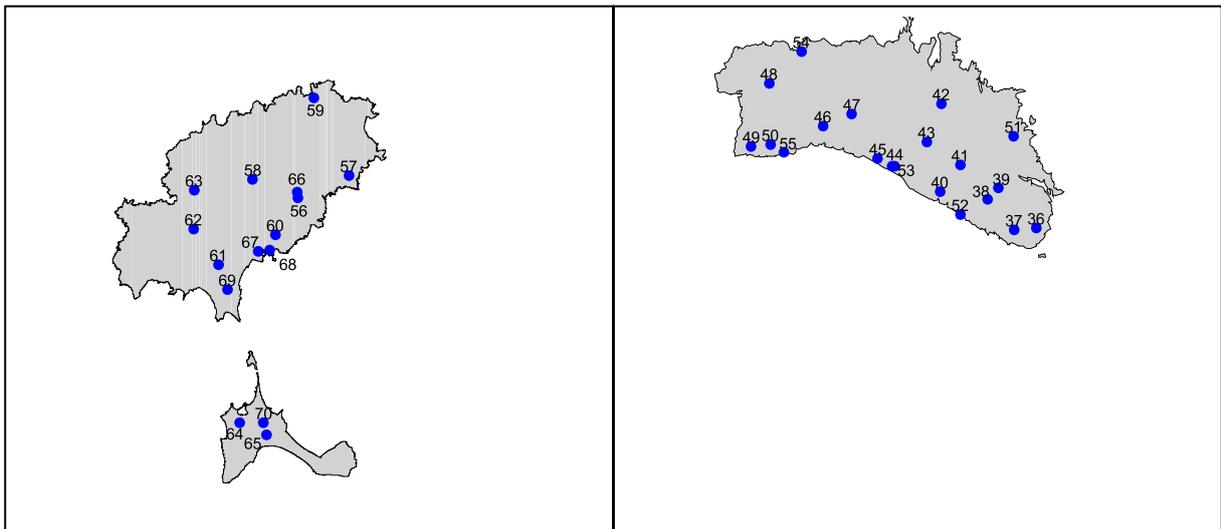
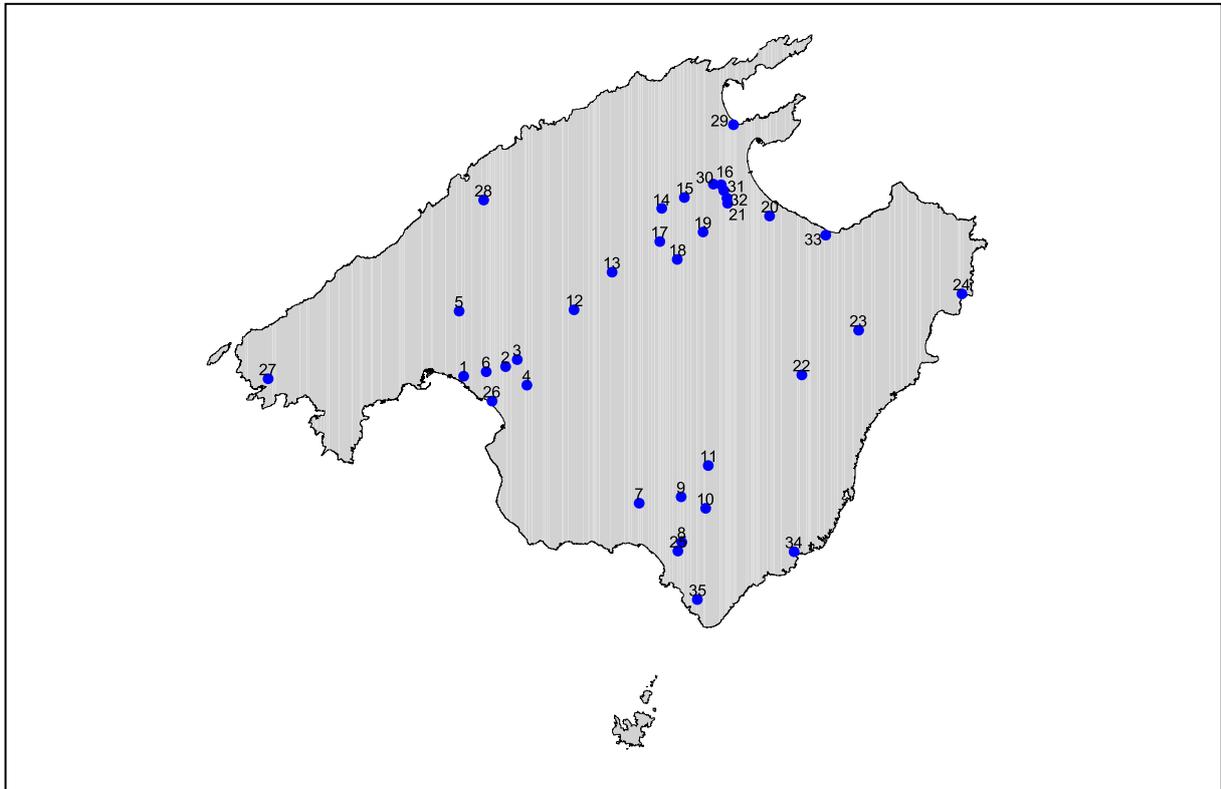
## AIGÜES DE DRENATGES AGRÍCOLES

Per aquesta campanya es varen recollir 70 mostres d'aigua subterrània o de zona humida (35 a Mallorca, 20 a Menorca, 12 a Eivissa i 3 a Formentera) des de març fins maig de 2007.

### Paràmetres determinats i metodologia utilitzada

- Herbicides tipus triazines (Trifluralina, Propazina, Atrazina, Simazina, Prometrina, Ametrina i Terbutrina): mètode basat en la norma UNE-EN ISO 10695: extracció líquid-líquid dels herbicides amb Cl<sub>2</sub>CH<sub>2</sub>, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-NPD.
- Herbicides tipus urees substituïdes (Fluometuron, Isoproturon, Diuron i Linuron): mètode basat en la norma UNE EN ISO 11369: extracció sòlid-líquid dels herbicides sobre una fase inversa C18, elució i concentració dels extractes i posterior anàlisi mitjançant HPLC.
- Insecticides organofosforats (Metadimofos, Fonofos, Fention, Paration, Cloropirifos, Clorofenvinfos, Fenamifos i Fensulfotion): mètode basat en la norma UNE-EN 12918: extracció líquid-líquid dels insecticides amb Cl<sub>2</sub>CH<sub>2</sub>, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-NPD.
- Insecticides organoclorats (Hexaclorobutadiè, Hexaclorobenzè, Lindà, Alaclor, Aldrin, Isodrin, 2,4'-DDE, 4,4'-DDE, Dieldrin, 2,4'-DDD, 4,4'-DDD, 2,4'-DDT i 4,4'-DDT): mètode basat en la norma UNE-EN ISO 6468: extracció líquid-líquid dels insecticides amb hexà, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-ECD.
- Alumini (Al), cadmi (Cd), coure (Cu), crom (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni), plom (Pb), vanadi (V), zinc (Zn): UNE-EN ISO 11885:1998: espectrometria d'emissió atòmica mitjançant un ICP. El mètode utilitzat és el de la determinació d'elements totals.
- Arsènic (As): UNE-EN ISO 11969:1997: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de generació d'hidrurs).
- Mercuri (Hg): UNE-EN 1483:1998: espectrometria d'absorció atòmica (tècnica de vapor fred). Les mostres es varen preservar amb una dissolució de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>.

Punts de mostreig<sup>2</sup>



## Conclusions

Els resultats obtinguts s'han comparat amb els valors de referència bibliogràfics<sup>7,8</sup> i d'aquesta comparació es pot concloure que la majoria de mostres presenten valors inferiors als de referència abans esmentats, excepte en els següents casos:

Pou	Paràmetre	Referèn. ( g/L)	Resultat ( g/L)
698-7-659 (Pou 01)	Diuron	0,05	0,16 ± 0,01
698-8-1653 (Pou 03)	Fluometuron	0,05	0,31 ± 0,02
Son Frau_95 (Pou 05)	Isoproturon	0,05	0,64 ± 0,04
Son Frau_95 (Pou 05)	Linuron	0,05	0,07 ± 0,00
671-7-177 (Pou 17)	Simazina	0,10	0,18 ± 0,02
671-7-177 (Pou 17)	Diuron	0,05	0,08 ± 0,01
Zona humida de Canyamel (Zona 24)	Fe	200	217 ± 5
Zona humida Ses Fontanelles de Palma (Zona 26)	Diuron	0,05	0,07 ± 0,00
Zona humida Ses Fontanelles de Palma (Zona 26)	Al	200	727 ± 6
Zona humida Ses Fontanelles de Palma (Zona 26)	Fe	200	1.109 ± 10
Zona humida S'Albufereta (Zona 29)	Fe	200	227 ± 3
Zona humida Na Borges (Zona 33)	Simazina	0,10	0,14 ± 0,01
Zona Humida Es Grau (Zona 51)	Al	200	336 ± 2
Zona Humida Es Grau (Zona 51)	Fe	200	325 ± 3
Zona Humida Es Canutells (Zona 52)	Al	200	203 ± 2
Zona Humida Es Canutells (Zona 52)	Fe	200	2.905 ± 16
Can Turetó (Pou 63)	Isoproturon	0,05	0,09 ± 0,01
Zona Humida Ses Feixes (de Talamaca) (Zona 68)	Fe	200	411 ± 3
Zona Humida Ses Salines d'Eivissa (Zona 69)	Linuron	0,05	0,09 ± 0,01

## BIOTA ASSOCIADA A AIGÜES DE DRENATGE AGRÍCOLA I D'AIGÜES MARINES

Per aquesta campanya es varen recollir 11 mostres de biota (7 a Mallorca i 4 a Menorca) des de març a agost de 2007.

### Paràmetres determinats i metodologia utilitzada

- Nonilfenols: mètode basat en la norma ISO 18857-1: extracció sòlid-líquid dels alquilfenols amb hexà:acetona (1:1) mitjançant un extractor de microones, purificació a través d'una columna de 5g de florisil, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-EM.
- Insecticides organoclorats (Hexaclorobutadiè, Hexaclorobenzè, Lindà, Alaclor, Aldrin, Isodrin, 2,4'-DDE, 4,4'-DDE, Dieldrin, 2,4'-DDD, 4,4'-DDD, 2,4'-DDT i 4,4'-DDT): mètode basat en la norma UNE-EN ISO 6468: extracció sòlid-líquid dels alquilfenols amb hexà:acetona (1:1) mitjançant un extractor de microones, purificació a través d'una columna de 5g de florisil, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-ECD.
- Hidrocarburs policíclics aromàtics (PAH) (naftalè, acenaftilè, acenaftè, fluorè, fenantrè, antracè, fluorantè, pirè, benzo (a) antracè, crisè, benzo (b) fluorantè, benzo (k) fluorantè, benzo (a) pirè, dibenzo (a,h) antracè, benzo (ghi) perilè, indè (1,2,3-cd) pirè): mètode basat en la norma UNE-EN ISO 17993: extracció sòlid-líquid dels alquilfenols amb hexà:acetona (1:1) mitjançant un extractor de microones, purificació a través d'una columna de 5g de florisil, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant HPLC acoblada a un fluorímetre i a un detector tipus PDA.
- Polibromo difenil èters (PBDE) (PBDE): mètode basat en la norma ISO/DIS 22032: extracció sòlid-líquid dels alquilfenols amb hexà:acetona (1:1) mitjançant un extractor de microones, purificació a través d'una columna de 5g de florisil, concentració dels extractes i anàlisi mitjançant CG-EM).

<sup>7</sup> - Reial Decret 140/2003. Directiva 84/491/CEE. Directiva 86/280/CEE. Directiva 88/347/CEE.

<sup>8</sup> Per als següents paràmetres no s'han localitzat valors de referència aplicables a aquests tipus de mostra, per tant, no s'ha pogut realitzar la comparació tal com s'ha fet per als altres: alaclor, vanadi (V) i zinc (Zn).

## Identificació de les mostres i zona de mostreig

Identificació mostres	Lloc
BQ3001: 2 peixos (anguiles)	Zona humida de S'Albufereta
BQ3002: 5 peixos (llisses)	Zona humida de S'Albufereta
BQ3003: 1 peix (rabo o cabot)	Zona humida de S'Albufereta
BQ3004: 1 peix (anguila especial)	Zona humida de S'Albufereta
BQ3005: 2 peixos (carpes)	Zona humida de S'Albufera de Muro
BQ3006: 1 tortuga aquàtica	Zona humida de S'Albufera de Muro
BQ3007: 1 peix (anguila)	Zona humida de S'Albufera de Muro
BQ3021: 2 peixos (anguiles)	Zona humida d'Es Grau (Menorca)
BQ3022: 3 peixos (llisses)	Zona humida d'Es Grau (Menorca)
BQ3023: 1 peix (mújol)	Zona humida d'Es Grau (Menorca)
BQ3024: musclos (1kg aproximadament)	Port de Maó

## Conclusions

Els resultats obtinguts s'han comparat amb els valors de referència bibliogràfics<sup>9,10</sup> i d'aquesta comparació es pot concloure que la totalitat de mostres presenten valors inferiors als de referència abans esmentats.

---

<sup>9</sup> - Reglament (CE) n° 1881/2006.

- *Commission Regulation (EC) n° 208/2005.*

- *Commission Directive 2005/10/EC.*

- *Fish and fisheries products hazards and controls guidance, 3rd edition. 2001. Center for food Safety & Applied Nutrition de la U.S. Food & Drug Administration.*

- *Scientific Criteria to Ensure Safe Food.* ISBN 0-309-08928-X.

<sup>10</sup> Per als següents paràmetres no s'han localitzat valors de referència aplicables a aquests tipus de mostra, per tant, no s'ha pogut realitzar la comparació tal com s'ha fet per als altres: nonilfenols i polibromo difenil èters.

# EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE AGUA EPICONTINENTALES (TORRENTES Y AGUAS DE TRANSICIÓN) DE LAS ISLAS BALEARES, UTILIZANDO INDICADORES E ÍNDICES BIOLÓGICOS

Isabel PARDO\*, Ruth ABRAÍN\*, Cristina DELGADO\*, Liliana GARCÍA\* y Paloma LUCENA-MOYA\*

(\*) Departamento de Ecología y Biología Animal, Facultad de Ciencias.  
Universidad de Vigo, 36310 Vigo.  
ipardo@uvigo.es

## RESUMEN

En este estudio se describen brevemente los diversos aspectos científico-técnicos realizados y relacionados con la aplicación de la Directiva Marco del Agua en los torrentes y aguas de transición de las Islas Baleares. El objetivo principal de este trabajo ha sido desarrollar los sistemas de clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales de las Islas Baleares. Para ello se han analizado las características hidromorfológicas, la calidad físico-química del agua, y las comunidades de organismos acuáticos: invertebrados y diatomeas bentónicas en torrentes, y fitoplancton e invertebrados bentónicos en las aguas de transición.

**Palabras clave:** Directiva Marco del Agua, torrentes, aguas de transición, condiciones de referencia, tipología, indicadores hidromorfológicos - físico-químicos y biológicos, estado ecológico.

## INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) es la nueva legislación europea para la protección de las aguas superficiales, subterráneas, de transición y costeras. Esta directiva precisa la necesidad de desarrollar estudios científico-técnicos para la clasificación del estado ecológico (EE) de los ecosistemas acuáticos europeos. El proceso se basa en la caracterización inicial de las distintas categorías de masas de aguas (ríos, lagos, etc.), y en definir una tipología de ecosistemas con características ecológicas similares (por ejemplo, ríos temporales de montaña o de llano) con unos descriptores obligatorios y optativos. Para cada tipo, así definido, se deben establecer las comunidades biológicas de referencia, en una red espacial de puntos que cumplan unos criterios aceptados de ausencia de presiones (Wallin et al., 2003; van de Bund, 2009). Mediante comparación con estas referencias se establecen las distintas clases de EE que representan el deterioro ambiental de los ecosistemas. Las clases de EE se corresponden con la escala indicada por las definiciones normativas de la DMA. Así el "Buen" estado significa una "ligera" desviación de las condiciones de referencia, estado "Moderado", una "moderada" desviación y así sucesivamente. Estas definiciones se desarrollan en el anexo V de la DMA.

## ÁREA DE ESTUDIO

Aunque las aguas subterráneas constituyen la casi totalidad de los recursos hídricos de las Islas Baleares, éstas también se encuentran surcadas por pequeños ríos temporales, comúnmente llamados torrentes. Muchos de estos torrentes originan en su desembocadura pequeñas balsas de inundación (denominadas localmente "golas"), que junto con las albuferas y lagunas costeras, conforman las aguas de transición. Así, en las Islas Baleares los torrentes (ecosistemas lóticos) junto con los ecosistemas leníticos (aguas de transición) conforman la diversidad de ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales.

Respecto a los sistemas lóticos (torrentes), se estudiaron un total de 61 tramos fluviales, distribuidos en 31 cuencas. La isla con un mayor número de tramos fluviales estudiados fue Mallorca (45 tramos, distribuidos en 23 cuencas), seguida de Menorca (12 tramos, distribuidos en 8 cuencas) e Ibiza (4 tramos, distribuidos en 4 cuencas). No se incluyó ningún punto en la isla de Formentera, debido a la

elevada temporalidad de los cursos de agua que en ella existen. Con respecto a las aguas de transición se estudiaron 34 masas de agua, algunas de las cuales fueron muestreadas en varias estaciones de muestreo, debido a la heterogeneidad de las mismas. El cómputo por isla en orden decreciente es Mallorca (16 aguas de transición, 31 estaciones de muestreo), Menorca (11 aguas de transición, 17 estaciones de muestreo), Formentera (5 aguas de transición, 8 estaciones de muestreo) e Ibiza (2 aguas de transición, 5 estaciones de muestreo).

Los muestreos se llevaron a cabo durante 6 campañas con una periodicidad estacional: mayo-junio '05, noviembre-diciembre '05, febrero-marzo '06, mayo-junio '06, febrero-marzo '08 y mayo-junio '08.

## MÉTODOS

Los elementos de calidad o indicadores que, atendiendo al anexo V de la DMA, se han considerado para la clasificación del EE son:

### Indicadores Hidromorfológicos

En los torrentes se estimaron diversas características hidromorfológicas en base al método del River Habitat Survey (RHS) (Raven *et al.*, 1998; Environment Agency, 1997; 2003), en su versión sur-europea (método CARAVAGGIO). El CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VALue and hydro-morpholoGical cONdition, Buffagni & Kemp, 2002) es un método de evaluación de la diversidad de hábitat y su modificación y de las características hidromorfológicas de los ecosistemas fluviales específicas para ríos Mediterráneos. En el caso de las aguas de transición, al no existir un protocolo estandarizado para la toma de datos hidromorfológicos, se registraron de forma cualitativa y/o cuantitativamente, bien *in situ* o mediante herramientas como fotografías digitales, datos generales relacionados con la profundidad, área, distancia al mar, cobertura vegetal, distancia a la masa de aguas más cercana, entre otros.

### Indicadores Biológicos

El sistema de clasificación utilizado en torrentes se ha basado en dos elementos de calidad biológica, las diatomeas bentónicas (microalgas), que se encuentran en la superficie de los sustratos naturales formando parte del perifiton, y los invertebrados bentónicos. En el caso del perifiton, se tomaron dos tipos de muestras: biomasa perifítica y composición de la comunidad de diatomeas bentónicas. Las muestras para el estudio de la composición de diatomeas bentónicas fueron recogidas y tratadas siguiendo las normas europeas (Kelly *et al.*, 1998; CEN, 2004), preservadas con formaldehído (4%) y tratadas en laboratorio para eliminar toda la materia orgánica (Renberg, 1990). Finalmente fueron montadas con una resina de alto índice de refracción para su identificación de acuerdo con los autores Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991). Los invertebrados bentónicos se recogieron con una red de mano (500  $\mu\text{m}$  de luz de malla) denominada "kick". Se cogieron un total de 20 kicks (i.e., 20 barridos con la red de mano) por tramo, distribuidos en número proporcional a los hábitats más representativos identificados previamente según el método de la Agencia ambiental Americana (EPA; Barbour *et al.*, 1999). Las muestras fueron preservadas en alcohol (90%) hasta su identificación en el laboratorio, al nivel taxonómico más bajo posible.

En el caso de las aguas de transición, el sistema de clasificación aplicado también se basó en el uso de dos elementos de calidad biológicos: fitoplancton e invertebrados bentónicos. Para el estudio de las comunidades de fitoplancton durante las campañas de '05 y '06 se hicieron dos tipos de muestreo, uno cualitativo y otro cuantitativo. En el primer caso, se filtraron *in situ*, un volumen conocido de agua a través de una malla de 20  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro y se conservaron añadiendo formaldehído al 40%. Para las muestras cuantitativas se recogieron 3 muestras de agua en botellas de cristal opacas (250 mL) a 20 cm de profundidad y se les añadió lugol al 1%. Las muestras cualitativas se identificaron con microscopio mediante contraste interferencial Nomarski. Las muestras cuantitativas se dejaron sedimentar en matraces durante dos días, al cabo de los cuales se eliminó el sobrenadante y el sedimento (unos 20 mL) se pasó a cámaras, donde se dejaba sedimentar un día más antes de proceder al conteo. El cálculo de la abundancia se realizó contando los individuos presentes en 20-50 campos mediante microscopía invertida. Para las muestras de '08 se aplicó otra metodología, las muestras de fitoplancton fueron cogidas en botellas de cristal de 125 mL y fijadas *in situ* con glutaraldehído 2% (Sournia, 1978). En el laboratorio, un volumen conocido de esta muestra fue filtrado con membranas de policarbonato de tamaño de poro 0.2  $\mu\text{m}$  y observado con microscopio según método de recuentos microscópicos por epifluorescencia (Vargo, 1978). La toma de muestras de

invertebrados fue similar a torrentes, a diferencia de que la luz de malla de la red de mano fueron 250  $\mu\text{m}$  y el número de "kicks" varió entre 10 durante los muestreos de '05 y '06, y 20 en el año '08 (el cambio de metodología tanto en fitoplancton, como en el número de kicks en invertebrados, se hizo con objeto de estandarizar la metodología a nivel nacional, de cara al ejercicio de intercalibración).

En todas las masas de agua, los datos de abundancias de cada uno de los indicadores biológicos fueron analizados mediante programas estadísticos rutinarios y actuales: software OMNIDIA (Lecointe et al. 1993), ASTERICS 3.1.1, and PRIMER-E v.6 (Clarke & Warwick, 1994) con el fin de estimar diversos índices y métricos que posteriormente serán utilizados en el cálculo del multimétrico de las Islas Baleares, el cual permite la evaluación del EE de las diferentes masas de agua.

### Indicadores Físico-químicos

En cada punto de muestreo, tanto para torrentes, como para las aguas de transición, se determinaron *in situ* variables físico-químicas generales del agua: temperatura, pH, conductividad eléctrica, salinidad (aguas de transición) y oxígeno disuelto. Otras variables físico-químicas del agua (i.e., nutrientes, aniones, cationes, alcalinidad, demanda biológica de oxígeno-DBO<sub>5</sub>-, etc.) fueron analizadas en laboratorio (APHA, American Public Health Association, 1989), por lo que las muestras de aguas fueron debidamente conservadas hasta su análisis.

## RESULTADOS

### Modelo de evaluación del estado ecológico en Baleares

El diseño de la red de puntos estudiados en las Islas Baleares obedeció a las especificaciones de la DMA, que permite desarrollar un sistema de clasificación del estado ecológico (EE) de las masas de aguas. Dicho diseño permitió: a) clasificar las masas de agua en diferentes tipos -tipología-, b) identificar las condiciones de referencia, c) seleccionar estaciones de muestreo tanto en zonas de referencia como en zonas sometidas a presiones antrópicas, lo cual fue posible tanto para los torrentes como para las aguas de transición, y d) definir el estado ecológico de cada masa de agua en base a los datos de las comunidades de referencia.

### Tipología

En ambas categorías de aguas (torrentes y aguas de transición), la tipología se basó en algunos descriptores del sistema B de la DMA como: altitud máxima, tamaño de cuenca, pendiente del tramo, precipitación media, porcentaje de sustrato impermeable y tipo morfológico en cañón, en el caso de los torrentes y tamaño, amplitud de las mareas y salinidad en el caso de las aguas de transición.

Teniendo en cuenta estos descriptores, los torrentes de las Baleares quedan representados en 5 tipos (Tipo 1: Torrentes pequeños del llano, Tipo 2: Torrentes de tipo cañón, Tipo 3: Torrentes que discurren sobre lechos impermeables, Tipo 4: Torrentes grandes del llano y Tipo 5: Torrentes de montaña) (Pardo et al., 2007a). La mayor parte de la red hidrológica de las Islas Baleares está representada por los torrentes del tipo 1 (59,54%), mientras que el tipo 4 está escasamente representado en el territorio balear (3,68%) y los que se visitaron durante la ejecución de este proyecto estaban secos, por lo que este tipo no ha sido considerado en este trabajo. Además, debido a la gran similitud en la composición de invertebrados entre las muestras de los tipos 1 y 3, las muestras del tipo 3 se adjudicaron a los otros tipos en función de las otras variables de la tipología.

Las aguas de transición de las Islas Baleares quedaron clasificadas en 3 tipos en base a la salinidad media (Oligohalino:  $\leq 5$  ‰, Mesohalino: 5-30 ‰ y Euhalino  $\geq 30$  ‰) (Pardo et al., 2007b; Lucena-Moya et al., 2009). Las masas de aguas mesohalinas son las más representadas en las Islas Baleares (42,11%), seguidas de las oligohalinas (31,58%) y por último las euhalinas (26,32%).

### Referencias

En el caso de torrentes las localidades de referencia tuvieron que satisfacer, *a priori*, una serie de criterios de selección basados en la ausencia de presiones significantes. Información espacial de diversas presiones (presas, depuradoras, piscifactorias) y usos del suelo (% uso natural, forestal, urbano, agricultura, etc) mediante el CORINE 1990 (CoORdination of INformation of the Environmental) fue utilizada para esta selección. Los criterios usados para seleccionar las localidades de referencia

concuerdan con el documento guía REFCOND (Wallin et al., 2003) y C/B GIG (Central/Baltic Geographica Intercalibration Group, Van de Bund, 2009; Kelly et al., 2009).

La validación de las referencias se llevó a cabo mediante análisis de ordenación multivariante (MDS), los cuales confirmaron la distinción entre las comunidades biológicas por tipo de torrente (Pardo et al., 2007a), así como la diferencia de comunidades entre las referencias y no referencias (por tipo). En el caso de las diatomeas, debido al grado de solapamiento encontrado entre tipos, se procedió al análisis de las muestras en conjunto (Pardo et al., *en preparación*).

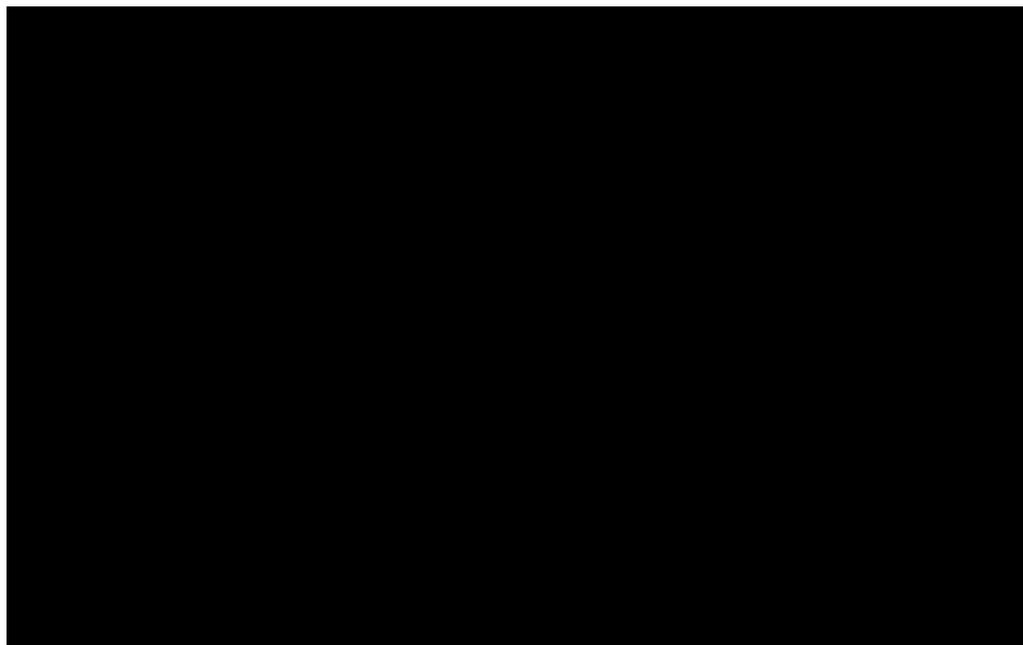
En el caso de las aguas de transición, al no existir un protocolo estandarizado para definir las condiciones de referencia, nos basamos en el documento guía del grupo REFCOND (Wallin et al., 2003), otros estudios publicados (i.e., U.S. EPA, 2002; Vincent et al., 2003; Butcher, 2003; Fenessy, 2004; Sala et al., 2004) y en la actual elaboración del documento de condiciones de referencia para aguas de transición (Pardo et al., *en preparación*). En base a estos documentos, una red de puntos fueron seleccionados como aguas de transición potenciales a cumplir las condiciones de referencia. La validación de las mismas se llevó a cabo siguiendo la misma metodología que en el caso de los torrentes (análisis de ordenación multivariante, MDS).

### **Clasificación del estado ecológico (EE)**

Una vez establecida la tipología para cada una de las categorías de aguas, y definidas las condiciones de referencia para cada tipo, se realizó un modelo de clasificación del EE, tanto para torrentes (Pardo et al., 2007a) como aguas de transición (Pardo et al., 2007b).

El modelo de clasificación consiste en un multimétrico (i.e., varios métricos individuales sumados), para cada uno de los elementos biológicos de calidad estudiados (i.e. invertebrados y diatomeas bentónicas en el caso de torrentes e invertebrados y fitoplancton en el caso de aguas de transición). Los multimétricos se han denominado con el acrónimo de MIB (Multimétricos de Islas Baleares) especificando en cada caso si es de invertebrados, añadiendo INV, o de diatomeas añadiendo DIA, o de fitoplancton añadiendo FITO, y a su vez una T si es de torrentes, o una H si es de aguas de transición (H de humedal), siendo el acrónimo completo INVTMIB, DIATMIB, INVHMIB y FITOHMIB, respectivamente.

El tratamiento de la comunidad de invertebrados se ha realizado a nivel de género siempre que fue posible (aunque también se estimaron métricos a nivel de orden y familia, en el caso de las aguas de transición), y el de las diatomeas y fitoplancton a nivel de especie (o variedad en algunos casos; en las campañas de '08 debido a la metodología de fluorescencia utilizada para el fitoplancton se llegó a nivel de clase). Con el objeto de cubrir las definiciones normativas de la DMA (abundancia, composición, diversidad y relación entre taxones sensibles y tolerantes), se seleccionaron aquellos métricos individuales que mejor respondieron a los gradientes de presión analizados (derivados de análisis de componentes principales, PCAs) (Tabla 1, Pardo et al., 2007a para torrentes y Tabla 2.9, Pardo et al., 2007b, para aguas de transición). De esta manera se obtuvo para ambos elementos biológicos un sistema de clasificación por componente, que posteriormente se integrarán junto con los elementos físico-químicos e hidromorfológicos, tal como se indica en la DMA, para determinar el EE final. La integración de los elementos biológicos se realizó con el valor promedio de cada componente.



**Tabla 1.** Tabla resumen de los métricos utilizados en la elaboración del multimétrico de diatomeas e invertebrados en el caso de torrentes, y de fitoplancton e invertebrados, en el caso de las aguas de transición (MIB, multimétrico de las Islas Baleares).

### Multimétricos y relaciones de calidad ecológica (EQR)

Con objeto de que distintos sistemas de clasificación ecológicos puedan ser comparados (de cara al ejercicio de intercalibración), el valor de los multimétricos deben ser expresados en forma de EQR (del inglés, Ecological Quality Ratio), que es una forma de estandarizar los valores, haciéndolos comparables. El EQR se obtiene dividiendo el valor observado del multimétrico por el valor esperado (i.e., valor de la mediana de las referencias) y se expresa entre 0 y 1 o valor superior a 1.

#### Torrentes

En el caso de los torrentes, los valores de los EQR del sistema de invertebrados han sido intercalibrados, según los límites suministrados en el ejercicio de intercalibración europeo del GIG (Geographic Intercalibration Group) de ríos mediterráneos temporales (tipo de intercalibración RM5). Siguiendo la metodología aplicada a la derivación de límites en el Norte de España idéntica a la del presente estudio (Pardo et al., 2007a), se ha comprobado la posibilidad de un ajuste único de los límites a los tres tipos de torrentes (viendo que la media de los límites calculados por tipos y elemento biológico es muy similar, debido al uso de la misma metodología de cálculo). Así, el límite entre la clase de estado "Muy bueno" y el "Bueno" se fija en 0.93, el límite entre el bueno/moderado es 0.7, y 0.5 y 0.25 suministran los restantes límites, respectivamente (Tabla 2).

Corte	Grado de alteración	Clase de calidad	Color
		Referencia	Blue
>0.93	Mínimo	Muy Bueno	Cyan
0.93-0.73	Leve	Bueno	Green
0.73-0.5	Importante	Moderado	Yellow
0.5-0.25	Grave	Deficiente	Orange
<0.25	Muy grave	Malo	Red

**Tabla 2.** Asignación de niveles de estado ecológico a los distintos límites de divergencia del EQR respecto a sus condiciones de referencia en los torrentes de Baleares.

En la integración final de los elementos biológicos realizada en este proyecto se ha asumido un error en la clasificación del 5% (% asumido en los ejercicios de intercalibración europea). Por ello, el actual límite del 0.73 se reemplazó por el de 0.68, en la evaluación e integración final del EE, a la espera de una futura validación con más datos, y resultante de la aplicación de los límites europeos.

## Aguas de Transición

Para las aguas de transición, los umbrales entre los valores de EQR que definen las clases de estado ecológico, se han obtenido dividiendo equitativamente el rango 0-1 en cinco clases. Este sistema de clasificación, basado en las condiciones de referencia, clasifica a las aguas de transición según clases de estado, disminuyendo desde el muy buen estado hasta el malo, en función de los valores de EQR obtenidos (Tabla 3). Así, el corte entre la clase de estado "Muy bueno" y el "Buen" estado es 0.8, habiéndose definido cortes sucesivos entre las clases restantes (Tabla 3). Debido a que el ejercicio de intercalibración europeo y nacional para las aguas de transición, se encuentra en un estado mucho menos desarrollado que para los torrentes, este sistema de derivación de las clases de estado ecológico está sujeto a una futura validación con más datos y con los límites resultantes de dicho ejercicio de intercalibración.

Corte	Grado de alteración	Clase de calidad	Color
		Referencia	
>0.8	Mínimo	Muy Bueno	
0.6-0.8	Leve	Bueno	
0.6-0.4	Importante	Moderado	
0.4-0.2	Grave	Deficiente	
<0.2	Muy grave	Malo	

**Tabla 3.** Asignación de niveles de calidad a los distintos cortes de divergencia del EQR respecto a sus condiciones de referencia para las aguas de transición de las Islas Baleares.

Los valores de EQR para el INVTMIB y DIATMIB, de forma generalizada responden de manera similar a los impactos, resultando prácticamente en todos los casos en la misma clase de EE. En el caso de las aguas de transición, en general, INVHMIB penalizó más el EE que el FITOHMIB, de modo que al integrarlos mediante el promedio, supuso una clase de EE intermedia entre ambos elementos biológicos de calidad.

## CONCLUSIONES

### Estado ecológico final de las masas de agua epicontinentales de las Islas Baleares, identificación de presiones dominantes y propuesta de acciones

El resultado final de este estudio tanto para torrentes como aguas de transición, han sido recogidos en los informes Pardo et al., 2007a, 2007b, fruto del convenio con la Dirección General de Recursos Hídricos y la Universidad de Vigo ("Implementación de la DMA en Baleares: evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales utilizando indicadores e índices biológicos"). En sendos informes, se suministra el Estado Ecológico final de las masas de aguas, obtenido tras la integración de los indicadores hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos (diatomeas e invertebrados en el caso de torrentes, y fitoplancton e invertebrados en el caso de las aguas de transición), tal como indica la DMA. Además se suministra un análisis de las principales presiones, responsables de que algunas masas de aguas no hayan alcanzado el objetivo ambiental que propone la DMA (alcanzar el buen estado ecológico) y una propuesta de acciones y medidas correctoras para evitar el continuo deterioro de dichas masas de agua, con el fin de mejorar su estado ecológico para el 2015.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Agència Balear de l'Aigua i de la Qualitat Ambiental del Govern Balear dentro del proceso de elaboración del plan hidrológico de las Islas Baleares de la aplicación de la directiva Marco del Agua.

## REFERENCIAS

- APHA (American Public Health Association). 1989. Standard methods for the examination of the water and wastewater 17th ed. Washington, D.C.
- ASTERICS. A project under the 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Development Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water Contract No: EVK1-CT1999-00027 Calculation methods developed by the AQEM consortium. Developed by: Wageningen Software Labs. The Netherlands. <http://www.wisl.nl>
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B99-002. US. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D. C.
- BUFFAGNI, A. & J.L. KEMP. 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European Rivers. J. Limnol. 61 (2): 199-214.
- BUTCHER, R., 2003. Options for the assessment and monitoring of wetland condition in Victoria. Report to Victoria Catchment Management Council. ENVIRONMENT AGENCY. 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland – Field Survey Guidance Manual: 2003 Version. Warrington, Cheshire WA4 1HG.
- CEN, 2004. Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters, EN14407: 2004, Final draft.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory UK 144 pp.
- FENNESSY, M.S., A.D. JACOBS & M.E. KENTULA. 2004. Review of Rapid Methods for Assessing Wetland Condition. EPA/620/R-04/009 U.S. Environmental Protection Agency: Washington D.C. KELLY, M.G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECKA B., KWANDRANS J., LAUGASTE R., LINDSTROM E.A., LEITAO M., MARVAN P., PADISAK J., PIPP E., PRYGIEL E., ROTT E., SABATER S., VAN DAM H. & VIZINET J.. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. J. Appl. Phycol., 10: 215-224.
- KELLY, M. G. & B.A. WHITTON. 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. Hydrobiologia 384: 55-67.
- KELLY M, C. BENNETT, M. COSTE, C. DELGADO, F. DELMAS, L. DENYS, L. ECTOR, C. FAUVILLE, M. FERREOL, M. GOLUB, A. JARLMAN, A. KAHLERT, J. LUCEY, B. NI CHATHAIN, I. PARDO, P. PFISTER, J. PICINSKA-FALTYNOWICZ, C. SCHRANZ, J. SCHAUMBURG, TISON, H. VAN DAM & S. VILBASTE. 2009. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. Hydrobiologia 621: 169-182.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1986 – 1991. Bacillariophyceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, vol. 1-5. Fischer-Verlag, Stuttgart.
- LECOINTE, C., M. COSTE & J. PRYGIEL. 1993. "«OMNIDIA» software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management". Hydrobiologia, 269: 509-513.
- LUCENA-MOYA P., I. PARDO & M. ÁLVAREZ. 2009. Development of a typology for transitional waters in the Mediterranean ecoregion: the case of the islands. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 82 (61-72).
- PARDO, I., M. ÁLVAREZ, C. DELGADO, L. GARCÍA & P. LUCENA. 2007a. Implementación de la DMA en Baleares: evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales utilizando indicadores e índices biológicos. Tomo I: Torrentes (Informe Técnico). Universidad de Vigo. 302pp.
- PARDO, I., M. ÁLVAREZ, C. DELGADO, L. GARCÍA & P. LUCENA. 2007b. Implementación de la DMA en Baleares: evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua epicontinentales utilizando indicadores e índices biológicos. Tomo II: Zonas Húmedas (Informe Técnico). Universidad de Vigo. 295pp.
- PARDO, I., J. GONZÁLEZ, P. LUCENA-MOYA, F. OROZCO, M. PACHÉS, A. PÉREZ-RUZAFÁ, X.D. QUINTANA & I. ROMERO. *En preparación*. Reference criteria developed for the Mediterranean Spanish coastal lagoons (Transitional Water bodies, TW).
- RAVEN P.J., T.H. HOLMES, F.J.H. DAWSON, P.J.A. FOX, M. EVERAD, I.R. FOZZARD & K.J. ROUEN. 1998. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. River Habitat Survey No. 2, May 1998. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.

- RENBERG, I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *J. Paleolimnol.*, 4: 87-90.
- SALA, J., S. GASCÓN, D. BOIX, D. GESTI & X.D. QUINTANA. 2004. Proposal of a rapid methodology to assess the conservation status of Mediterranean wetlands and its application in Catalunya. *Archives des Sciences* 57, 141-152.
- SOURNIA, A., 1978. *Phytoplankton Manual*. Monographs on oceanographic methodology. UNESCO. Paris.
- U.S. EPA, 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-016.
- VAN DE BUND, W.J.. 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report - Part 1: Rivers*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- VARGO, G.A. 1978. Using a fluorescence microscope. En Sournia, A, (ed) *Phytoplankton manual*. Monographs on Oceanography Metodology. UNESCO: 108-112.
- VINCENT, C., H. HEINRICH, A. EDWARDS, K. NYGAARD & J. HAYTHORNTHWAITE. 2003. *Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters*. Produced by: CIS Working Group 2.4 (Coast), Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive, European Commission.
- WALLIN, M., T. WIEDERHOLM & R.K. JOHNSON. 2003. *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters*. Produced by CIS Working Group 2.3\_REFCOND. Available via the internet at [http://www-nciws.slu.se/REFCOND/7th\\_REFCOND\\_final.pdf](http://www-nciws.slu.se/REFCOND/7th_REFCOND_final.pdf)

## LES ESPÈCIES CATALOGADES COM A INDICADORES AMBIENTALS DE L'ESTAT ECOLÒGIC DE LES MASSES D'AIGUA DE LES ILLES BALEARS

Joan MAYOL SERRA\*, Eva MORAGUES BOTEY\* y Jorge MUNTANER YANGÜELA\*

(\*) Servei de Protecció d'Espècies, CMA. C/Manuel Guasp, 10, Palma.  
especies@dgcapea.caib.es

### RESUM

Diverses espècies catalogades de la fauna i la flora silvestres de les Illes Balears estan lligades als ecosistemes aquàtics: zones humides, cursos d'aigua, basses, etc. Altres tenen hàbitats exclusivament litorals. En aquesta comunicació es presenten les llistes de fauna i flora emparades per la normativa internacional, estatal i balear que depenen per a la seva recuperació o conservació del bon estat d'ecosistemes pal·lustres o relacionats amb l'aigua, amb un resum de la informació rellevant de caràcter ecològic que relaciona hidrologia i conservació.

S'exposen també alguns casos representatius dels èxits aconseguits amb la col·laboració entre les administracions hidràtica i de conservació, i alguns temes pendents de solventar, amb indicacions de possibles millores a introduir a les practiques de gestió en benefici de les espècies, les masses d'aigua i els interessos públics i una proposta de mecanisme de coordinació interna que podria ser extensible a altres casos i situacions anàlogues.

**Paraules clau:** Espècies protegides. Masses d'aigua. Col·laboració administrativa.

### INTRODUCCIÓ

Avui dia, es considera que un dels grans reptes ambientals és la conservació de la biodiversitat, i en concret, evitar l'extinció d'espècies, afectades al nivell mundial per un ritme d'extinció mil vegades més elevat del que ha estat normal a la història de la vida al nostre planeta. La ONU ha decidit per al 2010 *celebrar la diversitat de la vida a la Terra i combatre la pèrdua de biodiversitat al món*. El lema de la campanya, "*La biodiversitat és la vida. La biodiversitat és la nostra vida*",

La major part d'extincions que s'han produït al Planeta en els darrers segles han tengut lloc a illes, i és per tant aquí on la tasca ha de ser més intensa per invertir la pèrdua de biodiversitat. Per a conservar les espècies, resulta fonamental mantenir i restaurar els hàbitats naturals.

#### Espècies silvestres i aigua

Totes les espècies biològiques depenen de l'aigua per a mantenir la vida, un procés molt lligat a aquest element, metabòlicament imprescindible i majoritari en els cicles biològics. Per a moltes espècies terrestres de latituds temperades, la disponibilitat d'aigua és el factor limitant. Certament, moltes plantes i animals han evolucionat adquirint mecanismes de captació i conservació de l'aigua.

En el context d'aquesta jornada, és especialment rellevant analitzar els casos d'espècies lligades al que podríem denominar ecosistemes amb "anomalies hídriques positives", o sigui, abundància – temporal o permanent- anormalment elevada. Aquests ecosistemes són excepcionals a la nostra latitud, per motius físics i climàtics, i es corresponen al que físicament es denominen "masses d'aigua". Tenim, en altres mots, espècies pròpies o adaptades a les masses d'aigua, la conservació de les quals ens correspon examinar.

#### El Catàleg d'espècies amenaçades i d'especial protecció lligades a l'aigua

El mecanisme administratiu fonamental per assegurar la conservació d'espècies és la seva inclusió als Catàlegs prevists a la Llei, sigui al nivell estatal, sigui al nivell autonòmic. A la pràctica, són instruments administratius complementaris, amb categories similars i efectes legals idèntics.

La inclusió d'una espècie al catàleg com a amenaçada té efectes diversos: suposa una protecció estricta de les seves poblacions i individus; implica la redacció d'un pla oficial de recuperació o conservació segons les categories, que pot preveure la protecció, per diversos mecanismes, dels seus hàbitats. També implica que la destrucció de l'espècie o el seu hàbitat pot tenir categoria de delictes penal (i no sols de simple infracció administrativa).

Els Catàlegs Estatal i Balear d'espècies amenaçades inclouen moltes desenes d'espècies. A continuació, oferim una selecció d'aquelles lligades a masses d'aigua, siguin marines, litorals, continentals més o menys permanents (zones humides, basses) o temporals (torrents).

## FAUNA

<i>Nom científic</i>	Zones Humides	Cursos d'aigua	Infralitoral	costa	basses temp.
<b>En Perill d'Extinció</b>					
amfibis					
<i>Alytes muletensis</i>		X			
aus					
<i>Ardeola ralloides</i>	x				
<i>Botaurus stellaris</i>	x				
<i>Fulica cristata</i>	X				
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	X				
<i>Oxyura leucocephala</i>	X				
<i>Puffinus mauretanicus</i>				X	
mamífers				X	
<i>Monachus monachus</i>					
<b>Sensibles a l'alteració de l'Hàbitat</b>					
<b>Fauna</b>					
<i>Nom científic</i>					
<i>Asterina pancerii</i>			X		
<b>Vulnerables</b>					
<b>Fauna</b>					
<i>Nom científic</i>					
invertebrats					
<i>Charonia lampas lampas</i>			X		
<i>Pinna nobilis</i>			X		
aus					
<i>Emberiza schoeniclus witherbyi</i>	X				
<i>Pandion haliaetus</i>	X			X	
mamífers					
<i>Delphinus delphis</i>				X	
<i>Tursiops truncatus</i>				X	
<b>D'interès especial</b>					
<b>Fauna</b>					
<i>Nom científic</i>					
invertebrats					
<i>Centrostephanus longispinus</i>			X		
amfibis					
<i>Bufo viridis balearica</i>	X	X			X
<i>Hyla meridionalis</i>	X	X			X
reptils					
<i>Caretta caretta</i>				X	

<i>Podarcis lilfordi</i>				X	
<i>Podarcis pityusensis</i>				X	
Aus (selecció)					
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	X				
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	X				
<i>Ardea purpurea</i>	X				
<i>Bubulcus ibis</i>	X				
<i>Calonectris diomedea</i>				X	
<i>Cettia cetti</i>	X	X			
<i>Circus aeruginosus</i>	X				
<i>Charadrius alexandrinus</i>	X			X	
<i>Charadrius dubius</i>	X			X	
<i>Egretta garzetta</i>	X				
<i>Himantopus himantopus</i>	X				
<i>Ixobrychus minutus</i>	X				
<i>Larus audouinii</i>				X	
<i>Motacilla flava</i>	X				
<i>Nycticorax nycticorax</i>	X				
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>				X	
<i>Phoenicopterus ruber</i>	X				
<i>Phorphyrio porphyrio</i>	X				
<i>Podiceps nigricolis</i>	X				
<i>Sterna sandvicensis</i>				X	
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	X				
<i>Tadorna tadorna</i>	X				
mamífers					
<i>Stenella coerulealba</i>				X	
D'especial protecció					
Fauna					
Nom científic					
<i>Emys orbicularis</i>	X	X			X
<i>Rallus aquaticus</i>	X				

## FLORA

	zones humides	torrent	infralitoral	litoral	basses temporals
En Perill d'Extinció		X			
<i>Apium bermejoi</i>				X	
<i>Euphorbia margalidiana</i>				X	
<i>Helianthemum marifolium</i> subsp. <i>organifolium</i>				X	
<i>Limonium barceloi</i>				X	
<i>Limonium boirae</i>				X	
<i>Limonium carvalhoi</i>				X	
<i>Limonium ejulabilis</i>				X	
<i>Limonium inexpectans</i>				X	
<i>Limonium magallufianum</i>				X	
<i>Limonium majoricum</i>				X	
<i>Limonium pseudodyctyocladum</i>				X	

<b>Sensibles a l'alteració de l'Hàbitat</b>					
<i>Brimeura duvigneaudii</i>		x			
<i>Limonium antoni-llorensii</i>				x	
<i>Limonium fontqueri</i>				x	
<i>Otanthus maritimus</i>				x	
<i>Pilularia minuta</i>					x
<i>Silene cambessedessi</i>				x	
<b>Vulnerables</b>					
<i>Dorycnium fulgurans</i> (població mallorquina)				x	
<i>Isoetes histrix</i> (Població menorquina)					x
<i>Orchis palustris</i>	x				
<b>D'interès especial</b>					
<i>Diplotaxis ibicensis</i>				x	
<i>Helianthemum caput-felis</i>				x	
<i>Isoetes histrix</i> (Població menorquina)					x
<i>Marsilea strigosa</i>					x
<b>D'especial protecció</b>					
<i>Pancratium maritimum</i>				x	
<i>Thymus richardii</i> subsp. <i>ebusitanus</i>				x	
<i>Vitex agnus-castus</i>		x			
Totes les espècies del gènere <i>Tamarix</i>	x				
<b>Convenio de Berna</b>					
<i>Cymodocea nodosa</i>			x		
<i>Posidonia oceanica</i>			x		
<i>Zoostera marina</i>			x		

Com es pot veure, la quantitat d'espècies amenaçades lligades a les masses d'aigua és molt important, i en conseqüència, és imprescindible tenir-les en compte a l'hora de dissenyar i aplicar polítiques sobre els recursos hídrics (que no són sols recursos per a les persones, sinó també per als ecosistemes).

Hi ha una utilitat directa i d'alt interès relativa a les espècies silvestres i l'aigua: la presència i conservació d'espècies és **indicadora** d'una situació correcta, en qualitat i quantitat, dels recursos hídrics. Si una espècie amenaçada lligada a l'aigua es recupera, és que el seu hàbitat està en una bona situació de conservació. En els casos negatius, caldrà verificar si el motiu de mala situació de conservació està lligat a l'hàbitat o a un altre factor. En aquest sentit, les espècies ens serveixen d'indicador, del més alt interès ja que integren l'evolució de les variables (nivells, contingut en sals, contaminants...) al llarg del seu període vital, i per tant resulten molt més útils i fiables que mesures aïllades i puntuals de les variables hídriques que les afecten.

#### ALGUNS CASOS: LLIÇONS DE L'EXPERIÈNCIA

A les Illes Balears no falten exemples dels bons resultats en projectes de conservació de la cooperació entre els departaments responsables dels recursos hídrics i els de conservació d'espècies. El cas del Ferreret pot ser paradigmàtic: la sensibilitat i agilitat de les autoritats hídriques contribuïren, en el seu moment, a descartar iniciatives de captació o ús de recursos a determinats torrents i conques de muntanya per empreses d'abastiment d'aigua que amenaçaren els hàbitats de l'espècie. No han faltat tampoc casos de solució de problemes: en una de les prospeccions per l'obra de Sa Costera, un curs d'aigua va resultar contaminat per argiles, inerts però físicament no inòcues, usades com a lubricant de la prospecció. Una ràpida reacció dels responsables de l'obra va estalviar mals majors.

Cal destacar també les possibilitats que s'obrin per utilitzar hàbitats hídrics artificials, i en concret, basses de llacunatge, com a localitats favorables a espècies protegides, molt especialment aus.

Un altre exemple ha estat la sensibilitat demostrada per responsables d'aigües residuals per evitar l'ús d'espècies exòtiques (especialment el lliri d'aigua) per seu possible caràcter invassor (veure annex).

## LES SINÈRGIES HIDROLOGIA/CONSERVACIÓ D'ESPÈCIES

Els comentaris anteriors demostren la utilitat d'una coordinació àgil i efectiva en les pràctiques relacionades amb masses d'aigua i conservació d'espècies. Tot i alguns casos ben resoltos, hi ha encara aspectes millorables, com són notòriament el manteniment de cursos d'aigua (torrents), que poden afectar espècies catalogades i comunitats biològiques d'interès; la necessària depuració terciària en punts d'especial valor i vulnerabilitat (torrent de Sant Miquel) i possibles millores a introduir en basses artificials, el valor de les quals per a conservació d'espècies es pot incrementar sense un volum d'inversió excessiu.

## ANNEX

### Espècies introduïdes i invassores lligades a les masses d'aigua

Es reproduïx a continuació un text de caràcter general sobre el tema de referència, preparat per una col·laboradora del servei de protecció d'espècies.

Un 20% de las especies de peces de agua dulce de todo el mundo se han extinguido o bien se encuentran en peligro por especies invasoras, existiendo casos bien documentados como la introducción en 1959 de la perca del Nilo, *Lates niloticus*, en el lago Victoria. Actualmente, a las Baleares hay 7 especies de peces de agua dulce, de las cuales tan sólo una, el espinoso, (*Gasterosteus aculeatus*), no es una introducción reciente. El resto, carpa roja (*Carassius auratus*), carpa, (*Cyprinus carpio*), lucio, (*Esox lucius*), trucha americana, (*Oncorhynchus mykiss*), gambusia, (*Gambusia holbrooki*), y perca americana, (*Micropterus salmoides*), han sido introducidas voluntariamente durante el siglo XX. Todas ellas causan problemas potenciales o constatados, por polifagia, depredación, etc.

Podemos encontrarnos otros vertebrados con un impacto destacable como la serpiente de agua (*Natrix maura*) de introducción antigua y la tortuga de florida (*Trachemys scripta*) de introducción reciente y ampliamente distribuida también por otros lugares del mundo. En este caso intervienen en la reducción de biodiversidad, por depredación la primera (ataca al ferreret, *Alytes muletensis*) y la segunda además por competencia (afecta al galápagos europeo, *Emys orbicularis*).

También hay diversos invertebrados que han llegado de forma voluntaria o accidental a las masas acuáticas, como el cangrejo americano, (*Procambarus clarkii*), que es un excelente modificador del hábitat. Además actúa como depredador y competidor y en grandes densidades, aumenta la presión de forrajeo que afecta a la productividad del ecosistema provocando cambios importantes en la masa acuática. Podemos encontrar otros ejemplos en los moluscos acuáticos, como la especie americana *Planorbella sp.* ampliamente distribuida por Mallorca, que presenta una dispersión y capacidad de colonización muy rápidos.

Los vegetales también pueden actuar como especies perjudiciales, en este caso, las plantas acuáticas. Actualmente hemos detectado dos especies cuya peligrosidad se ha comprobado en diversos lugares donde han sido introducidas, el Jacinto de agua (*Eichornia crassipens*) y la redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*). Ambas especies, aparte de ser unas competidoras muy efectivas de la flora nativa, provoca una fuerte eutrofización, con la consiguiente desoxigenación del agua, que provoca la muerte de peces e invertebrados. Producen un denso tapizado, puede ocupar de manera masiva las masas de agua y canales.

## AVALUACIÓ DE LA QUALITAT AMBIENTAL DE LES MASSES D'AIGUA COSTANERES UTILITZANT LES MACROALGUES I ELS MACROINVERTEBRATS BENTÒNICS COM A BIOINDICADORS

Enric BALLESTEROS\*, Susana PINEDO\*, Begoña MARTÍNEZ-CREGO\*, M<sup>a</sup> Àngels VICH\*, Marta DÍAZ-VALDÉS\*, Marc TERRADAS\*, Edgar CASAS\* i Maria CEFALI\*

(\*) Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). C/ Accés a la Cala St. Francesc, 14 17300 Blanes, Girona, Spain.

kike@ceab.csic.es; pinedo@ceab.csic.es

### RESUM

L'objectiu d'aquest projecte és avaluar l'estat ecològic de les aigües costaneres de les Illes Balears en base a les comunitats de macroinvertebrats de fons tous infralitorals i de les comunitats de macroalgues litorals (xarxes de vigilància, operativa i investigació).

Referent als macroinvertebrats i aplicant la metodologia MEDOCC es presenten les dades de 2005, ja que les de 2007 encara estan essent processades. Totes les masses presenten un estat ecològic *Bo* o *Molt bo* excepte la ME-3 (port de Maó) que té un estat *Mediocre*. Tot i així, el 25% de les masses presenten risc d'incompliment de la DMA en relació a la seva qualitat físico-química segons les mostres de 2007.

El projecte es completa amb dos estudis dintre de la xarxa d'investigació: la importància del detritus d'origen natural mitjançant l'anàlisi de traces isotòpiques, i els canvis en les comunitats dels fons sorrencs en un gradient de contaminació orgànica.

Pel que fa a les comunitats de macroalgues, el CARLIT valora en un estat ecològic *Bo* o *Molt bo* totes les masses d'aigua, les quals han mantingut la seva categoria en els dos anys d'estudi, excepte la massa MA-4 (port de Sóller) que ha passat d'un estat *Molt bo* a *Bo*.

**Paraules clau:** Directiva Marc de l'Aigua, bioindicadors, Balears, macroalgues, macroinvertebrats, xarxes de seguiment.

### INTRODUCCIÓ

El principal objectiu de la Directiva Marc de l'Aigua (DMA 2000/60/CEE) és assolir (o mantenir) un estat ecològic bo a les aigües europees per a l'any 2015. La DMA estableix que per avaluar l'estat ecològic s'utilitzen determinats grups d'organismes com a bioindicadors ("Biological Quality Elements", BQE).

El present treball té la finalitat de caracteritzar l'estat ecològic de les aigües costaneres de les Illes Balears utilitzant com a bioindicadors (i) els macroinvertebrats dels fons tous infralitorals, i (ii) les macroalgues de la zona litoral. Seguint les directrius del programa d'implementació de la DMA, per a cada bioindicador s'han desenvolupat tres tipus de xarxes de seguiment: vigilància, operativa i investigació. Els treballs es van a iniciar al 2005 (Conveni 2005-2007) i es continuen durant el present any (Conveni 2008-2009). A continuació s'exposen els resultats obtinguts per a aquestes xarxes de seguiment.

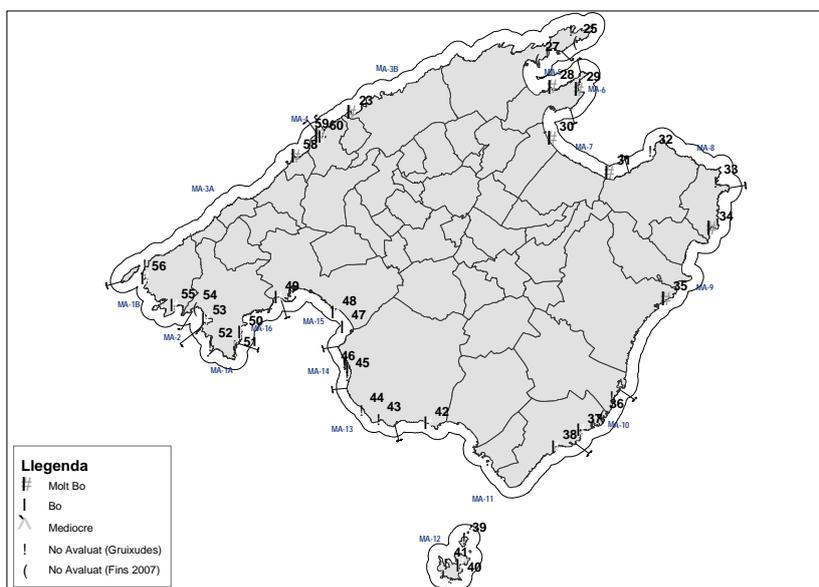
### XARXES DE VIGILÀNCIA I OPERATIVA BASEDES EN ELS MACROINVERTEBRATS DE FONS TONS

L'estat ecològic de les masses d'aigua es va avaluar mitjançant l'aplicació de l'índex MEDOCC (Pinedo & Jordana 2008), que és una adaptació de l'índex AMBI a la Mediterrània Occidental. L'índex es calcula a partir de l'abundància (en %) de cadascun dels quatre grups ecològics (sensibles, indiferents, tolerants i oportunistes), dins dels quals prèviament es van classificar les espècies segons la seva sensibilitat o tolerància a l'enriquiment orgànic.

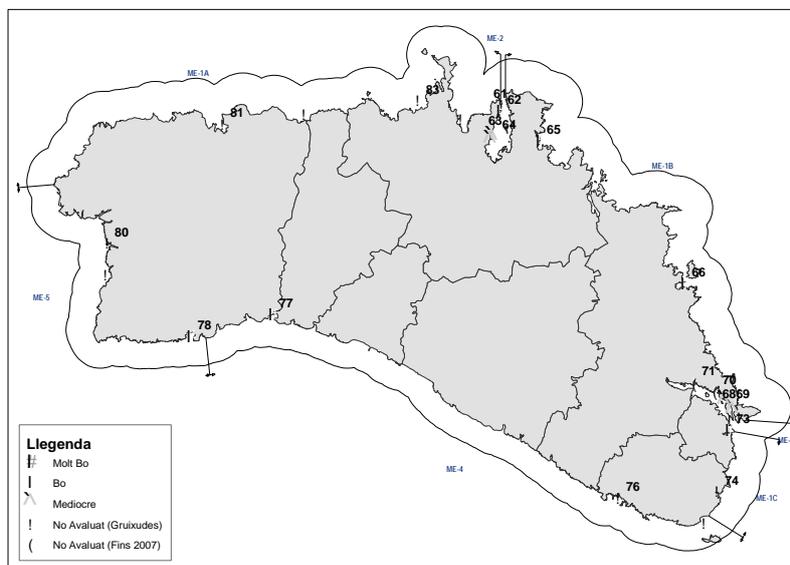
Dintre de la Xarxa de Vigilància durant l'any 2005 es van mostrejar dues estacions per a cadascuna de les 31 masses d'aigua definides a les Illes Balears, amb algunes estacions addicionals, fent un total de 76 estacions. L'estat ecològic només es va obtenir per a les 45 estacions amb sediments fins, ja que els ambients amb sediments gruixuts estan associats a un elevat hidrodinamisme i

les comunitats que s'hi troben no reflecteixen la qualitat de l'aigua. Això suposa un total de 29 masses d'aigua avaluades, de les quals 27 van presentar un estat ecològic *Bo* o *Molt bo* (Figura 1, 2 i 3). Només la massa d'aigua del port de Maó (ME-3) va presentar un estat *Mediocre*, mentre que la de la badia de Fornells (ME-2) tot i presentar un estat *Bo*, va incloure estacions en estat *Mediocre* (Figura 2). A les masses d'aigua MA-1B, MA-4, MA-10 i MA-11 es va trobar risc d'incompliment de la DMA degut a que, tot i presentar un estat *Bo*, incloïen les estacions de cala Llombards (37), cala Mondragó (38), Sant Elm (56) i Sóller (60), properes al llindar *Bo – Mediocre* (Figura 1). A les Illes Pitiüses (Figura 3) també es va trobar un risc d'incompliment a l'estació de Ses Roquetes a Santa Eulària (6), ja que tot i presentar un estat ecològic *Molt bo* es van trobar concentracions de plom i mercuri al sediment per sobre del valor d'ERL (amb possibles efectes adversos sobre el medi).

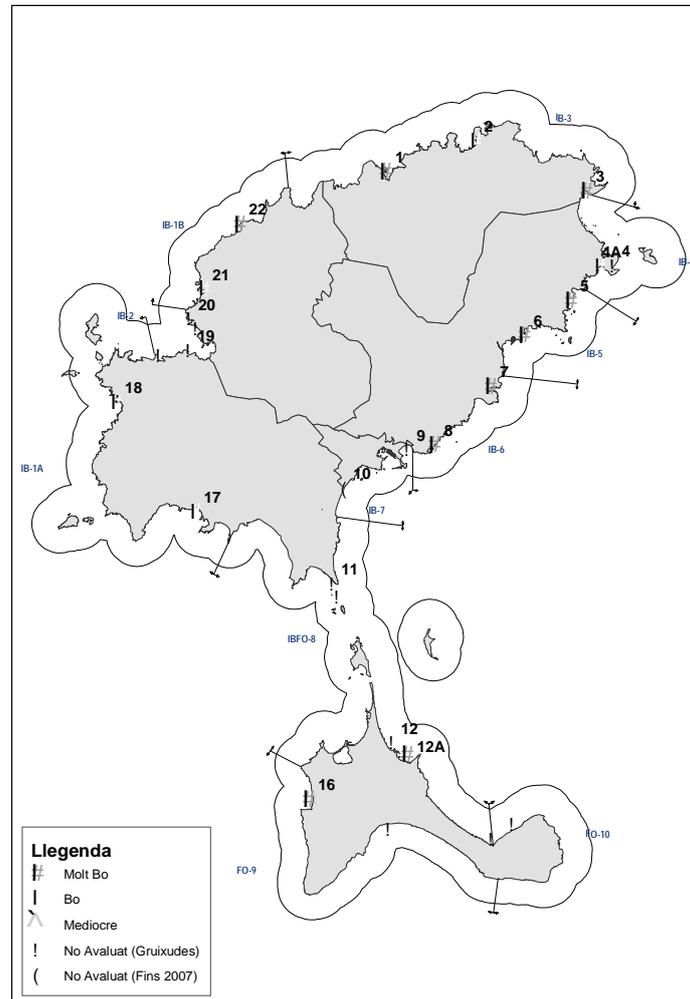
A la vista d'aquests resultats, dins de la Xarxa Operativa de 2007 es van incloure les estacions mencionades que incomplien o presentaven risc d'incompliment de la DMA, i les estacions sotmeses a una major pressió antròpica: Santa Eulària (5 i 6), Talamanca (9) i cala Tarida (18) a Eivissa, i les badies d'Alcúdia (30 i 31) i Palma (47, 48, 49 i 50), i el port de Sóller (59) a Mallorca; en total es van mostrejar 24 estacions dins d'aquesta xarxa.



**Figura 1.** Situació de les estacions mostrejades a Mallorca, indicant el seu estat ecològic en base a l'aplicació de l'índex MEDOCC per a les estacions de sorres fines (Conveni 2005-2007).



**Figura 2.** Situació de les estacions mostrejades a Menorca, indicant el seu estat ecològic en base a l'aplicació de l'índex MEDOCC per a les estacions de sorres fines (Conveni 2005-2007).

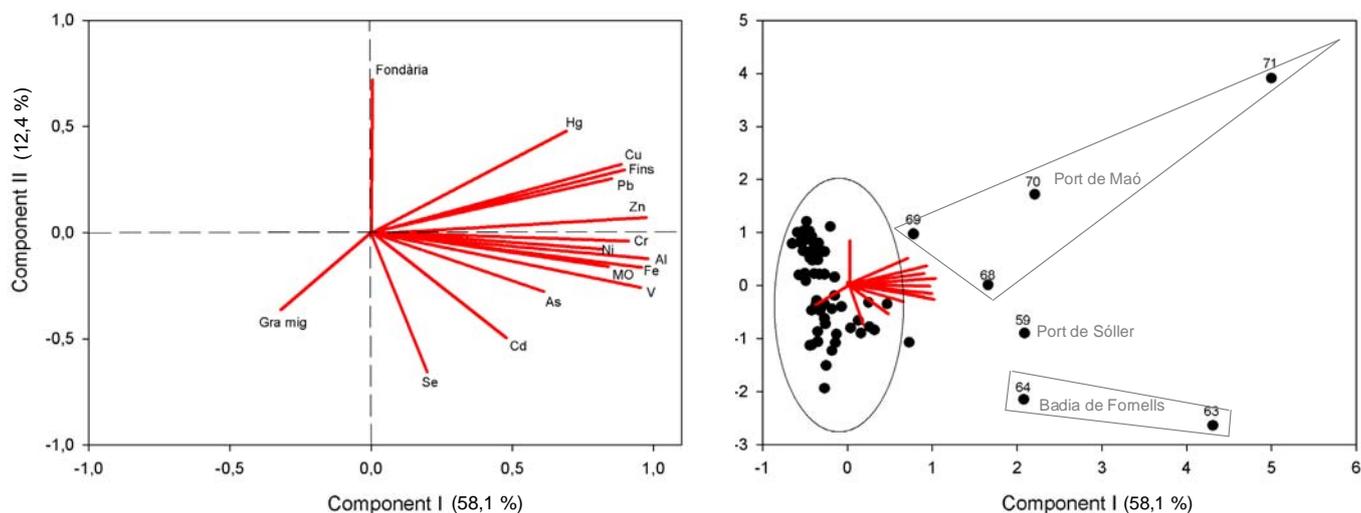


**Figura 3.** Situació de les estacions mostrejades a les Illes Pitiüses, indicant el seu estat ecològic en base a l'aplicació de l'índex MEDOCC per a les estacions de sorres fines (Conveni 2005-2007).

Degut a que l'estat ecològic només es pot obtenir per a les estacions amb sediments fins, per intentar mostrejar en un substrat apropiat, durant l'any 2007 es va modificar la posició d'algunes estacions, eliminant-ne 21 i escollint-ne 17 de noves, mostrejant-se un total de 72 estacions (Figures 1, 2 i 3). No obstant això, l'èxit no va ser gaire notable, ja que només 5 de les estacions noves van presentar sediments fins, 11 estacions que presentaven sediments fins el 2005 van tenir sediments gruixuts el 2007, i 9 estacions modificades van continuar essent sorres gruixudes. Per tant, de les 72 estacions mostrejades, només 40 presenten una mida de gra adequat per a la determinació del MEDOCC. Els resultats de l'aplicació de l'índex no s'inclouen en aquest treball ja que encara s'està realitzant la identificació dels organismes.

En 71 de les estacions mostrejades dins de les Xarxes de Vigilància i Operativa es van mesurar les principals variables físico-químiques que potencialment afecten a les comunitats de macroinvertebrats (matèria orgànica, mida de gra mig, percentatge de fins i concentració de metalls: Fe, Al, Ni, Zn, Cu, Pb, V, Cd, Hg, Se, As i Cr) i la fondària. Es va realitzar una anàlisi de components principals (PCA), on s'observa que respecte al component I es van separar les estacions amb altes concentracions de metalls al sediment, associats a un alt contingut de fins i matèria orgànica (Figura 4). Això pot indicar un confinament dels sediments o una aportació excessiva de matèria orgànica a la zona costanera. Aquestes estacions són les del port de Maó i la badia de Fornells a Menorca, i del port de Sóller a

Mallorca, ambients molt tancats amb un creixement urbà notable i una activitat nàutica intensa. És important tenir en compte que tan la badia de Fornells com el port de Sóller haurien de ser considerades com a zones costaneres de tipus "indret tancat amb escassa renovació", donat que tan les seves característiques geomorfològiques com les comunitats que hi viuen són diferents als de les aigües costaneres obertes. Per altra banda, el port de Maó se inclou actualment dins de les masses d'aigua molt modificades.



**Figura 4.** Resultats de la PCA presentant el pes de les 15 variables fisico-químiques considerades i la fondària (esquerra), i l'ordenació de les 71 estacions en l'espai definit pels dos primers components (dreta).

A la resta d'estacions (encerclades a la Figura 4) els alts continguts de matèria orgànica (superiors al 2-3 %) no es correlacionen amb alts percentatges de fins, i sembla que podrien estar relacionats amb restes naturals de detritus vegetal com podria ser *Posidonia oceanica*. Aquesta hipòtesis ha estat estudiada dins de la Xarxa d'Investigació.

Podem concloure que de les 31 de masses d'aigua definides a les Illes Balears, el 75 % estan exemptes de problemes si ens fixem en la seva qualitat fisico-química. A part de en aquestes zones tancades, es van trobar concentracions de certs metalls (Cu, Ni, Pb, Hg i As) que sobrepassaven els valors d'ERL a les estacions de port de Sant Miquel (1), cala Negra (4), Santa Eulària (6), Sa Caixota (17), Sa Taleca (23), Cap Enderrocat (46), Es Grau (66), i cala Cavalleria (83). D'aquestes, només les estacions de Santa Eulària, port de Sant Miquel i Sa Caixota tenen sediments fins. Per tant, es proposa el manteniment de la primera i la inclusió de les altres dues estacions dins de la Xarxa Operativa, especialment si l'aplicació de l'índex MEDOCC confirma els problemes observats des del punt de vista fisico-químic.

#### XARXA D'INVESTIGACIÓ BASADA EN ELS MACROINVERTEBRATS DELS FONS TOUS

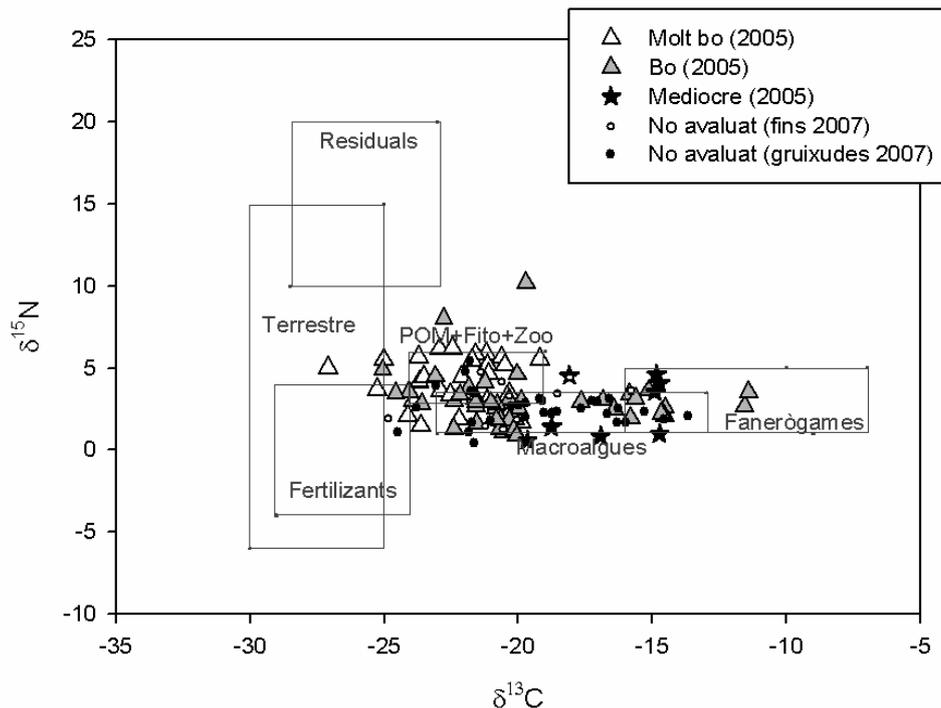
Aquesta xarxa consta de dos estudis: (1) l'estudi de l'origen de la matèria orgànica del sediment a les Illes Balears; i (2) l'estudi dels canvis directes en les comunitats de macroinvertebrats bentònics al llarg d'un gradient fisico-químic degut a contaminació antròpica (enriquiment orgànic).

##### Estudi de l'origen de la matèria orgànica al sediment

Els valors de matèria orgànica al sediment a les Illes Balears són molt elevats, fins i tot a zones on no existeixen pressions antròpiques. Per tant, l'explicació més probable és el seu origen natural degut a l'acumulació de detritus vegetals (restes de macroalgues i/o de *P. oceanica*). Aquesta matèria orgànica autòctona pot induir canvis en la comunitat de macroinvertebrats cap a espècies més tolerants de forma similar als canvis induïts pels aportos antròpics de matèria orgànica; no obstant això, aquests canvis no tenen relació amb una baixa qualitat ambiental del sistema. De fet, l'elevada

matèria orgànica no es tradueix en comunitats realment alterades com caldria esperar en un gradient de pertorbació antròpic (dominància d'espècies oportunistes).

Per tal d'estimar la relació de matèria orgànica d'origen autòcton respecte l'al·lòcton es van analitzar les traces isotòpiques  $\delta^{13}\text{C}$  i  $\delta^{15}\text{N}$  a les mostres de sediment agafades al juny – juliol del 2007, i es van comparar amb les senyals isotòpiques de les principals fonts de matèria orgànica obtingudes a partir de la bibliografia. Els resultats mostren una elevada variabilitat de les senyals isotòpiques entre estacions i en ocasions entre rèpliques, amb una tendència cap a la senyal de la matèria orgànica autòctona (material orgànic particulat, macroalgues i fanerògames marines), i amb escassa influència de les senyals de la matèria orgànica d'origen terrestre o antròpic (aigües residuals i fertilitzants; Figura 5).



**Figura 5.** Representació de les dues rèpliques per estació en base a les seves senyals isotòpiques de  $\delta^{13}\text{C}$  i  $\delta^{15}\text{N}$  (símbols) i posició relativa a les senyals de les fonts (quadrats). Es representen les valoracions de la qualitat ambiental obtinguda amb l'aplicació de l'índex MEDOCC a les dades del 2005.

Les mostres classificades per l'índex MEDOCC en estat *Mediocre* i d'algunes estacions en estat *Bo* tenen una matèria orgànica amb una alta proporció autòctona (macroalgues i fanerògames). D'aquestes, només les estacions *Mediocre*s presenten continguts de matèria orgànica que superen el 5% (la resta prenen valors al voltant del 3%). Per tant, sembla que a les Balears, les comunitats de macroinvertebrats canvien cap a comunitats alterades (dominància d'espècies tolerants) quan els continguts de matèria orgànica superen el llindar del 3%. Això succeeix a les estacions de la badia de Fornells (63 i 64) i del port de Maó (68 i 69), que tal com s'ha esmentat anteriorment, s'han de considerar com a zona molt tancada amb poca renovació de l'aigua la primera i massa d'aigua molt modificada la segona. Però, quan els continguts de matèria orgànica són propers al 3% (quantitat que en general, a les costes obertes, potencien les comunitats amb dominància d'espècies tolerants i sobretot d'oportunistes), no s'observa aquest tipus d'alteració (les espècies oportunistes són gairebé ausents). Això es degut a que a les Illes, gran part d'aquesta matèria orgànica està formada principalment per restes de *P. oceanica*, material molt refractari i que no pot ser utilitzat com a recurs tròfic pels macroinvertebrats detritívors.

A la vista dels resultats es confirma que a les estacions de aquestes zones molt tancades i/o molt modificades els continguts en matèria orgànica superiors al 5% són deguts en part als aportes naturals.

Per tant, en aquests tipus d'ambients l'índex MEDOCC haurà de ser corregit mitjançant la utilització de condicions de referència diferents a les utilitzades a les aigües obertes.

Tot i això, la interpretació dels resultats s'ha de fer amb cura degut a certes limitacions conceptuals (l'anàlisi de  $\delta^{13}\text{C}$  i  $\delta^{15}\text{N}$  ens dona un valor mig, al que poden contribuir les senyals de diferents fonts en diferent proporció), i metodològiques (complexitat de les mostres i del mètode de descalcificació de les mateixes).

### Estudi dels canvis al llarg d'un gradient de contaminació antròpica

Amb l'objectiu de definir la successió real de les comunitats de macroinvertebrats quan la pertorbació al sediment és d'origen antròpic, durant el mes de juny del 2009, es van agafar mostres de sediment al llarg d'un gradient de contaminació al Club Nàutic de S'Arenal (Mallorca). Les mostres es van obtenir tan per a l'estudi de les comunitats (aplicació de l'índex MEDOCC) com per a l'anàlisi físico-químic. El focus de contaminació es va situar, per una banda, a la bocana del port, mostrejant-se tres transectes cap a l'exterior del mateix (Figura 6) i per l'altra banda, es va considerar la desembocadura del Torrent de Son Verí (dins el port) com un altre focus de contaminació, mostrejant-se un altre transecte al davant de la desembocadura, sense sortir del port. Actualment encara es treballa al laboratori per obtenir els resultats d'aquest estudi.



Figura 6. Situació dels punts de mostreig al Club Nàutic de S'Arenal (Mallorca).

### XARXA DE VIGILÀNCIA BASADA EN LES MACROALGUES DE LA ZONA LITORAL

L'estat ecològic de les masses d'aigua basant-se en les comunitats bentòniques litorals que es desenvolupen a l'infralitoral superior rocós es va avaluar aplicant la metodologia CARLIT (Ballesteros et al., 2007). El valor obtingut (EQR) és el resultat de la relació entre l'estat ecològic de la zona d'estudi i l'obtingut a les zones de referència. Es presenta com un quocient amb valors entre 0 i 1, on els valors pròxims a 0 indiquen un estat ecològic molt deficient mentre els pròxims a 1 indiquen un bon estat ecològic (Taula 1).

<b>Categoria</b>	<b>Valor EQR</b>
Molt bo	$0,75 < \text{EQR} \leq 1$
Bo	$0,60 < \text{EQR} \leq 0,75$
Mediocre	$0,40 < \text{EQR} \leq 0,60$
Deficient	$0,25 < \text{EQR} \leq 0,40$
Dolent	$0 \leq \text{EQR} \leq 0,25$

**Taula 1.** Categories en funció dels valors de l'EQR.

Es comparen els resultats obtinguts l'any 2006 amb els d'aquest any (2009). Al fer la comparació cal tenir en compte que als mostrejos del 2009 s'ha analitzat la totalitat de la costa de cadascuna de les masses d'aigua, mentre que el 2006 només es va realitzar un mostreig parcial de cada massa d'aigua. A la Taula 2 es recullen els resultats per als dos anys de mostreig. Es pot observar que els resultats obtinguts en els dos anys són molt similars malgrat que en alguns casos s'augmenta del 10-15% al 100% la superfície mostrejada (masses d'aigua ME-1B i IBFO-8).

Totes les masses d'aigua es mantenen a la mateixa categoria, amb l'excepció de la massa d'aigua de Sóller (MA-4) que passa de *Molt bo* el 2006, a *Bo* aquest any. Aquest canvi no es justifica per l'augment de l'esforç de mostreig ja que al 2006 es va mostrejar el 91% de l'àrea inclosa a la massa d'aigua, si no que és degut a un augment de *Corallina elongata* i a una disminució de *Cystoseira amentacea*, observant-se una baixada en la qualitat de la comunitat present. Seria convenient fer un seguiment més exhaustiu en els pròxims anys d'aquesta massa d'aigua, per detectar quines són les possibles causes d'aquests canvis.

Massa d'aigua	% mostrejat 2006	EQR 2006	EQR 2009
MA-1A	41	1	0,98
MA-1B	33	1	0,99
MA-2	51	0,82	0,76
MA-3A	26,5	1	1
MA-3B	27	0,99	0,96
MA-4	91	0,86	0,71
MA-5	31	0,97	0,94
MA-6	62	0,99	1
MA-7	36	0,92	0,88
MA-8	21	1	0,95
MA-9	23	0,91	0,87
MA-10	50	0,87	0,81
MA-11	12	0,91	0,98
MA-12	13	1	0,92
MA-13	52	1	0,99
MA-14	100	1	1
MA-15	24	0,69	0,75
MA-16	45	0,96	0,91
ME-1A	30	0,97	0,97
ME-1B	10	1	0,99
ME-1C	62	0,99	1
ME-2	28,9	1	1
ME-3	97	0,7	0,72
ME-4	30	0,93	0,95
ME-5	24	0,91	0,86
IB-1A	40	0,96	0,98
IB-1B	48	0,93	0,85
IB-2	91	1	0,98
IB-3	17	0,99	0,96
IB-4	42	0,98	1
IB-5	80	1	1
IB-6	68	1	1
IB-7	71	0,93	0,95
IBFO-8	15	1	1
FO-9	60	0,98	0,99
FO-10	31	1	1

Taula 2. Valors EQR 2006 i 2009, indicant el percentatge mostrejat al 2006 a cada massa d'aigua.

## XARXA OPERATIVA BASADA EN LES MACROALGUES DE LA ZONA LITORAL

Dins la Xarxa Operativa l'estat ecològic de les masses d'aigua es va avaluar mitjançant la metodologia BENTHOS (Pinedo *et al.* 2007). Aquesta tècnica consisteix en avaluar l'estat de les comunitats litorals i las masses d'aigua mitjançant el mostreig d'estacions a la zona de rompent. L'estudi es realitza a zones a les quals interessa fer un estudi més detallat, per determinar el grau d'alteració al que estan sotmeses. Té l'avantatge que es fa un estudi precís de la comunitat bentònica (espècies, recobriment i biomassa), el que proporciona una major informació sobre l'àrea d'estudi.

L'any 2006 es van mostrejar nou punts del litoral balear, de zones considerades molt bones, sense cap tipus de pressió, per a incloure-les en el gradient de qualitat ambiental trobat amb les estacions mostrejades a la costa catalana. D'aquesta manera es va reafirmar l'ús de les comunitats de macroalgues de fons rocós com a bioindicadors de possibles alteracions en el medi.

No obstant, al 2009 s'ha establert una Xarxa Operativa de 24 estacions, on s'inclouen aquelles amb risc d'incompliment de la DMA per trobar-se sotmeses a una major pressió antròpica d'acord amb els resultats obtinguts a l'estudi anterior (Conveni 2005-2007). A la Taula 3 es recullen les estacions mostrejades al 2009. Actualment s'està treballant al laboratori en la separació, identificació i quantificació de les diferents espècies.

<b>Illa</b>	<b>Codi</b>	<b>Estació</b>
Eivissa	I01	Santa Eulària (Cala Pada)
Eivissa	I02	Santa Eulària (Cala Gat)
Eivissa	I03	Port d'Eivissa (Punta Taberner)
Eivissa	I04	Port d'Eivissa (es Botafoc)
Eivissa	I05	Port d'Eivissa (Punta Ratjada)
Eivissa	I06	Cala Vedella
Eivissa	I07	Caló d'en Real
Mallorca	MA08	Badia de Palma (S'Arenal)
Mallorca	MA09	Badia de Palma (Can Pastilla)
Mallorca	MA10	Badia de Palma (Beningut)
Mallorca	MA11	Badia de Palma (Cala Major)
Mallorca	MA12	Badia d'Alcúdia (Alcanada)
Mallorca	MA13	Badia d'Alcúdia (Es Pinaret)
Mallorca	MA14	Port de Sóller (Far)
Mallorca	MA15	Port de Sóller (Far base naval)
Mallorca	MA16	Port de Sóller
Mallorca	MA17	Badia d'Alcúdia (Betlem)
Mallorca	MA18	Badia de Palma (Marivent)
Mallorca	MA19	Badia d'Alcúdia (Son Real)
Menorca	ME20	Badia de Fornells (Tramuntana)
Menorca	ME21	Badia de Fornells (Illa Tirant)
Menorca	ME22	Port de Maó (Illa Plana)
Menorca	ME23	Port de Maó (Illa de Llatzeret)
Menorca	ME24	Port de Maó (Cala Sant Esteve)

**Taula 3.** Estacions mostrejades al 2009.

## CONCLUSIONS

Gairebé totes les masses d'aigua de les Illes Balears tenen un estat ecològic *Bo* i *Molt bo* si ens guiem pels dos *BQE* utilitzats. Fins ara, respecte als macroinvertebrats i aplicant la metodologia MEDOCC s'ha trobat que s'incomplia la DMA a les estacions del port de Maó (68 i 69), i a la badia de Fornells (63 i 64), mentre que les estacions de cala Llobards (37), cala Mondragó (38), Sant Elm (56) i Sóller (60) presenten risc d'incompliment degut a que tot i tenir un estat *Bo* estan properes al llindar *Bo – Mediocre*. Des d'un punt de vista físico-químic també s'ha trobat risc d'incompliment a les estacions de Sant Miquel (1), Santa Eulària (6), Sa Caixota (17), port de Sóller (59) i a les noves estacions del port de Maó (70 i 71), on es van trobar concentracions de certs metalls al sediment que sobrepassaven els valors d'ERL.

Malgrat tot, l'anàlisi de les senyals isotòpiques mostra que les concentracions de matèria orgànica superiors al 3 % (i al voltant del 5%) trobades a les estacions classificades en estat *Mediocre* per l'índex MEDOCC, tenen una influència important de fonts naturals (fanerògames i macroalgues). A l'hora d'avaluar en el futur aquests tipus d'ambients molt tancats, l'índex haurà de ser corregit mitjançant la utilització de condicions de referència diferents a les utilitzades a les aigües obertes. D'altra banda, per tal de poder corregir l'índex MEDOCC tenint en compte aquests aportats naturals es proposa mesurar les traces isotòpiques al sediment a les estacions que incompleixen o presenten risc d'incompliment de la DMA i que estan incloses dins de la Xarxa Operativa. Aquestes dades ens podran ajudar a interpretar de manera més precisa els resultats de l'avaluació ambiental amb l'índex.

Pel que fa a les comunitats de macroalgues, el CARLIT valora en un estat ecològic *Bo* o *Molt Bo* totes les masses d'aigua, les quals han mantingut la seva categoria en els dos anys d'estudi, excepte la massa MA-4 que ha passat d'un estat *Molt bo* a *Bo*.

## REFERÈNCIES

- BALLESTEROS E, TORRAS X, PINEDO S, GARCÍA M, MANGIALAJO L, DE TORRES M (2007) A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 172-180.
- PINEDO S, GARCIA M, SATTI MP, DE TORRES M, BALLESTEROS E (2007) Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 55, 126-135.
- PINEDO S & JORDANA E 2008. Spain (Catalonia and Balearic Islands). In Carletti A. & A-S. Heiskanen (eds), *Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Part 3: Coastal and Transitional waters*. JRC Scientific and technical reports: 62-70. JRC & ies.

**ESTUDI D'IMPLEMENTACIÓ DE LA DIRECTIVA MARC DE L'AIGUA A BALEARS: AVALUACIÓ DE LA QUALITAT AMBIENTAL DE LES MASSES D'AIGUA COSTANERES UTILITZANT INDICADORS I ÍNDEX BIOLÒGICS. ELEMENT BIOLÒGIC DE QUALITAT: *Posidonia oceanica***

**Núria MARBÀ\*, Carlos M. DUARTE\*, Antonio TOVAR\*, Laura ROYO\***

(\*)Departament d'Investigació del Canvi Global, IMEDEA (UIB-CSIC), Miquel Marquès 21,  
07190 Esporles, Mallorca.  
nmarba@imedea.uib-csic.es

## RESUMEN

En 2005-2006 se evaluó el estado medioambiental de las 29 masas de agua costeras de las Islas Baleares utilizando el elemento biológico de calidad *Posidonia oceanica*. Se cuantificaron descriptores estructurales, químicos y fisiológicos en praderas de *P. oceanica* y se utilizó el índice multivariante POMI para clasificar las masas de agua según su estado medioambiental. Durante los años 2005 y 2006, 14 masas de agua costeras estaban en "muy buen estado", 14 en "buen estado", 1 en "estado aceptable" (MA15, zona central-este de la Bahía de Palma), ninguna en "estado deficiente" y ninguna en "mal estado". Cabe destacar que 3 masas de agua (MA 7, Bahía de Alcudia; MA 14, Hotel Delta-Bahía de Palma; ME 3, Port de Maó) presentaban un EQR inferior a 0.6. En el bienio 2008-2009 se volvió a evaluar el estado ecológico de las masas de agua de Baleares para comprobar que si su estado había cambiado. En 2008-2009, además de utilizar los mismos parámetros se incorporó el recuento de abundancia de haces en parcelas permanentes por ser un muy buen indicador del estado de la pradera y que permite detectar cambios a escala anual.

**Palabras clave:** *Posidonia oceanica*, cobertura, densidad, rizomas plagiotropos, superficie foliar, hojas necrosadas, nitrógeno, fósforo, azufre, delta <sup>15</sup>N y delta <sup>34</sup>S, carbohidratos

## INTRODUCCIÓN

En el año 2000 se inició la implementación de la Directiva Marco del Agua (DIRECTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO, de 23 de octubre de 2000) en todos los países que conforman la Unión Europea. Esta directiva tiene como objetivos medioambientales mejorar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas europeas de forma que transcurridos 15 años desde el inicio de la implementación de la Directiva todas las masas de agua europeas estén en buen estado, así como mantener el buen estado de las mismas. El estado medioambiental de las masas de agua se evalúa utilizando indicadores biológicos, indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos e indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos. El estado medioambiental de las masas de agua debe clasificarse según 5 categorías de estado (DIRECTIVA 2000/60/CE): muy buen estado, buen estado, estado aceptable, estado deficiente y mal estado.

En el año 2005 el litoral de Baleares se dividió en 31 masas de agua costeras, de las que 16 estaban en Mallorca, 5 en Menorca y 10 en Ibiza y Formentera. En el año 2008 algunas masas de agua se subdividieron y el número de masas de agua costeras aumentó a 38. Uno de los indicadores biológicos de calidad utilizado para evaluar el estado ecológico de las masas de agua costeras de Baleares, igual que la del resto del Mediterráneo europeo, es la angiosperma marina *Posidonia oceanica*, planta endémica del Mediterráneo, que constituye el ecosistema dominante de la franja litoral de Baleares entre los 0 y los 35 m de profundidad. *P. oceanica* es un organismo altamente sensible al deterioro medioambiental (e.g. disminución de la transparencia del agua, eutrofización, contaminación, erosión) y por tanto es un buen indicador de la calidad de las masas de agua costeras. La calidad ambiental de las masas de agua de Baleares se evaluó en el bienio 2005-2006 y actualmente se están acabando de procesar las muestras para evaluar su estado durante el bienio 2008-2009.

El objetivo de este estudio es evaluar la calidad ambiental del litoral balear en función del indicador de calidad establecido por la Directiva Marco del Agua 2000/60/EC *Posidonia oceanica*, clasificar las masas de agua en función de su estado ecológico y comprobar si el estado ecológico ha variado entre el bienio 2005-2006 y el bienio 2008-2009. En el bienio 2005-2006 se empleó el índice multivariante POMI (Romero et al, 2005) para clasificar las masas de agua costeras de Baleares según

su calidad.

## METODOLOGÍA

Entre agosto y noviembre (bienio 2005-2006) y entre agosto y septiembre (bienio 2008-2009) se muestrearon 58 (bienio 2005-2006) y 73 (bienio 2008-2009) estaciones en praderas de *Posidonia oceanica* distribuidas en las masas de agua de Baleares definidas.

En cada estación se midió *in situ*:

- Cobertura de la pradera
- Densidad de haces total (recuentos aleatorios y recuentos en parcelas permanentes para algunas estaciones)
- Densidad de haces plagiotropos y ortotropos

Además en cada estación se recolectaron muestras para analizar los siguientes parámetros en el laboratorio:

- Superficie foliar de los haces
- Porcentaje de hojas necrosadas y longitud foliar necrosada por haz (\*)
- Contenido de nitrógeno en hojas y rizomas
- Contenido de nitrógeno en epifitos
- Contenido de fósforo en hojas y rizomas
- Contenido de carbohidratos no estructurales en rizomas (sacarosa y almidón)
- Abundancia relativa del isótopo  $^{15}\text{N}$  en hojas y rizomas
- Abundancia relativa de S total e isótopo  $^{34}\text{S}$  en hojas y rizomas
- Contenido de metales (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en rizomas (\*)

Algunos parámetros (\*) no se midieron en el bienio 2008-2009.

En el bienio 2005-2007 se utilizó el índice multivariante POMI para clasificar el estado de las masas de agua costeras de Baleares utilizando el Elemento Biológico de Calidad (BOE) *Posidonia oceanica* (Romero et al, 2007). El análisis multivariante se realizó incluyendo los descriptores de cobertura, contenido en nitrógeno y fósforo en rizomas, abundancia relativa de  $^{15}\text{N}$  en rizomas, abundancia relativa de  $^{34}\text{S}$  en rizomas. Debido a que todavía no disponemos de los resultados analíticos de todas las muestras recolectadas durante del bienio 2008-2009 no podemos clasificar el estado de las masas de agua de Baleares durante este periodo utilizando el mismo índice. Es por este motivo que de momento sólo se compara la evolución temporal de los distintos parámetros medidos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 compila la clasificación del estado ambiental de las masas de agua costeras durante el bienio 2005-2006 utilizando *P. oceanica* como indicador biológico y el análisis multivariante POMI. Según estos resultados, 14 masas de agua costeras de Baleares están en "muy buen estado", 14 en "buen estado", 1 en "estado aceptable", ninguna en "estado deficiente" y ninguna en "mal estado". La masa de agua costera de Baleares en "estado aceptable" es MA 15 (zona central-este de la Bahía de Palma). Cabe destacar que 3 masas de agua clasificadas en la categoría "buen estado" presentan un EQR inferior a 0.6. Estas estaciones son MA 7 (Bahía de Alcúdia), MA 14 (Hotel Delta-Bahía de Palma) y ME 3 (Port de Maó). A pesar que según este análisis la masa de agua de la Bahía de Pollença está en "buen estado" la densidad de haces de *P. oceanica* en esta zona está disminuyendo rápidamente, lo que indica que la calidad ambiental no es buena.

El análisis de los resultados obtenidos durante 2008-2009 permitirán evaluar si el buen estado ambiental de las masas de agua costeras de Baleares observado en el pasado se mantiene.

código masa de agua	EQR	estado medioambiental
IB1	0.735	bueno
IB2	0.807	muy bueno
IB3	0.711	bueno
IB4	0.811	muy bueno
IB5	0.645	bueno
IB6	0.764	bueno
IB7	0.797	muy bueno
IBFO8	0.901	muy bueno
FO9	0.789	muy bueno
MA1	0.797	muy bueno
MA2	0.643	bueno
MA3	0.838	muy bueno
MA5	0.838	muy bueno
MA6	0.744	bueno
MA7	0.586	bueno*
MA8	0.834	muy bueno
MA9	0.818	muy bueno
MA10	0.669	bueno
MA11	0.812	muy bueno
MA12	0.930	muy bueno
MA13	0.725	bueno
MA14	0.567	bueno*
MA15	0.545	aceptable
MA16	0.763	bueno
ME1	0.784	muy bueno
ME2	0.805	muy bueno
ME3	0.579	bueno*
ME4	0.618	bueno
ME5	0.733	bueno

**Tabla 1.** Clasificación de las masas de agua de Baleares según el indicador biológico de calidad *Posidonia oceanica* utilizando el índice multivariante POMI. Análisis PCA realizado con las variables cobertura, concentración de nitrógeno y fósforo en rizomas, abundancia relativa de <sup>15</sup>N en rizomas, abundancia relativa de <sup>34</sup>S en rizomas. Las masas de agua costeras de Baleares clasificadas en la categoría "bueno" con EQR < 0.6 se indican como "bueno\*".

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Comisión Europea 2007. Introducción directiva marco del agua.

[http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm)

ROMERO J., B. MARTÍNEZ-CREGO, T. ALCOVERRO, M. PÉREZ. (2007). A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55:196–204

# EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LAS MASAS DE AGUA COSTERAS DE LAS ISLAS BALEARES UTILIZANDO LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS, LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA *a* Y LAS COMUNIDADES DE FITOPLANCTON

Gabriel MOYÀ\*, Sebastià ALBERTÍ\*\*, Nuria MONERRIS\*, Josep PABLO\*\*, Margalida PUIGSERVER\*, Esperanza TOUS\*\* y Marc VIDAL\*\*

(\*) Grup d'Ecologia Interdisciplinar; Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears, Carretera de Valldemossa km 7.5; 07122 Palma de Mallorca.

biel.moya@uib.cat

(\*\*) Serveis Científicotècnics; Universitat de les Illes Balears.

sebastian.alberti@uib.es

## RESUMEN

Se han estudiado las aguas costeras del archipiélago balear, delimitadas por una milla náutica, al objeto de determinar el estado ecológico de las 38 masas de agua establecidas en el litoral de las Islas, en el contexto de la implementación de la Directiva Marco del Agua (DMA), impulsada por la Agència Balear de l'Aigua de la Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear.

Se muestrearon 73 puntos, a uno y quince metros de profundidad, realizando un perfil vertical de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y transparencia del agua, y recogiendo muestras para el análisis de nutrientes inorgánicos, clorofila *a* y fitoplancton, variables fijadas por la DMA para definir el estado ecológico.

La concentración de clorofila *a*, como medida de la biomasa del fitoplancton, es un buen indicador del estado ecológico, mientras que el fitoplancton integra las variaciones de las masas de agua a lo largo del año. La mayoría de las aguas costeras de Baleares presentan un estado ecológico muy bueno o bueno, sólo unos pocos muestran condiciones inferiores, determinadas por las mayores presiones antrópicas desde el litoral. Para la determinación del estado ecológico se han tomado puntos de referencia no alterados, situados en el archipiélago de Cabrera.

**Palabras clave:** Directiva Marco del Agua, aguas costeras, nutrientes, clorofila *a*, comunidades fitoplanctónicas.

## INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (WFD 2000/60/EC) establece una política común a todos los países de la Unión Europea para gestionar y proteger las aguas epicontinentales y marinas; su objetivo final es conseguir que todos los ecosistemas acuáticos del espacio europeo presenten un "buen estado ecológico" el año 2015. La implementación de la directiva precisa como primer paso que los Estados de la Unión Europea determinen el estado ecológico en que se encuentran las masas de agua de su territorio; paralelamente es preciso analizar las presiones antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos (Devlin, 2007).

El estado ecológico es una medida de la desviación que presentan los valores obtenidos para un determinado indicador, con relación a los observados para unas estaciones de referencia, las cuales representan el estado ecológico óptimo, calificado según la terminología de la Directiva Marco como Muy Bueno, y simbolizado gráficamente por el color azul. La definición de estado de referencia lleva implícita la ausencia de presiones humanas, actuales e históricas, sobre dichos puntos. Los valores progresivamente menores del estado ecológico se designan como Bueno, Aceptable, Deficiente y Muy Deficiente, y están representados respectivamente por los colores verde, amarillo, naranja y rojo.

Para la aplicación de la Directiva Marco a los ecosistemas marinos costeros, éstos quedan delimitados por la distancia de una milla náutica desde la línea de costa; se trata de la zona marina que recibe los impactos directos del litoral terrestre, procedentes de las diferentes actividades

humanas, agrícolas, urbanas, industriales o turísticas, sus efectos de diferente naturaleza se traducen en alteraciones en la columna de agua y en las comunidades bentónicas (Borja, 2005).

En el caso de las Islas Baleares la mayoría de los aportes que llegan al mar proceden de vertidos de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos que tienen una acción fertilizante sobre el ecosistema marino (CBBA, 2008). La consecuencia inmediata puede ser el aumento de la concentración de nitrógeno y fósforo en el agua, no obstante si se trata de una contaminación difusa y con un alto contenido en materia orgánica esta se almacena en el sedimento, el efecto a medio y largo plazo es el incremento de la concentración de clorofila *a* como consecuencia del crecimiento del fitoplancton, que en situaciones extremas se traduce en una fuerte reducción de la transparencia del agua e incluso disminución de la concentración de oxígeno disuelto.

En el presente trabajo hemos estudiado los indicadores biológicos, concentración de clorofila *a* y análisis de la estructura y abundancia de las comunidades fitoplanctónicas, y los indicadores fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos, fundamentalmente concentración de nutrientes, de la columna de agua, que se hallan recogidos en el Anexo V de la Directiva Marco del Agua. Los mismos constituyen una parte del conjunto de indicadores utilizados para establecer el estado ecológico global de las masas de agua costeras, los otros están referidos a las comunidades de macroalgas y angiospermas, praderas de *Posidonia oceanica*, y a la fauna bentónica de invertebrados. Por tanto la información que con nuestros resultados podemos aportar es parcial y referida exclusivamente a la columna de agua, una parte del ecosistema costero.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Masas de agua y puntos de muestreo

La implementación de la Directiva Marco del Agua a la zona costera requiere una zonación de la misma en diferentes masas de agua, cuya separación se basa en criterios relativos al tipo de sustrato, a la topografía, y a otras características diferenciales, entre ellas los impactos o presiones de origen antrópico. Como paso previo al estudio que nos ocupa, la costa de las Baleares se dividió en 38 masas de agua (IMPRESS, 2005, modificado posteriormente en el 2007), identificables por las letras iniciales de cada una de las islas; MA por Mallorca y Cabrera, ME por Menorca, IB por Ibiza, y FO por Formentera, seguidas de un número.

En base a esta segregación en masas de agua, y teniendo en cuenta la posible heterogeneidad dentro de cada una de ellas, se establecieron 73 puntos de recogida de muestras, repartidos de tal forma que en cada masa de agua hubiera como mínimo dos puntos de muestreo, excepto en las de menor tamaño que tenían un solo punto. En la Tabla 1 se representa la distribución de masas de agua y puntos de muestreo distribuidos por islas.

Isla	Masas de agua	Puntos de muestreo
Mallorca y Cabrera	19	39
Menorca	8	13
Ibiza y Formentera	11	21

**Tabla 1.-** Distribución por Islas de las masas de agua y de los puntos de muestreo

El acceso a los puntos de muestreo, posicionados con un GPS, se hacía con una embarcación, en cada uno de ellos se realizaba un perfil vertical con un CTD de las variables: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación, se determinaba la transparencia del agua con un disco de Secchi, y se procedía a la extracción de muestras de agua de uno y quince metros de profundidad con una botella Niskin de cinco litros de capacidad, para la posterior determinación de los nutrientes inorgánicos, la concentración de clorofila *a* y el estudio de las comunidades fitoplanctónicas, ver Tabla 2.

El período de muestreo abarcó los años 2005 a 2009, en la Tabla 3 se indican los momentos en los que se obtuvieron las muestras.

Parámetro	Técnica	Referencia
Clorofila a	Extracción y fluorimetría	Arar, 1997
Amonio	Fluorimetría	Jones, 1991
Fósforo reactivo soluble	Espectrofotometría	Flow Injection Analysis
Nitrato	Espectrofotometría	Flow Injection Analysis
Nitrito	Espectrofotometría	Flow Injection Analysis
Silicato	Espectrofotometría	Flow Injection Analysis
Fitoplancton	Sedimentación y microscopio invertido	Utermöhl, 1931

**Tabla 2.-** Técnicas utilizadas para los análisis de la clorofila a, los nutrientes inorgánicos y el fitoplancton.

Estación/año	2005	2006	2008	2009
Invierno		•		•
Primavera		•	•	
Verano	•	•	•	•

**Tabla 3.-** Momentos de año en que recogieron las muestras para el estudio de las variables fisicoquímicas y biológicas de la columna de agua.

La definición del estado ecológico para una determinada masa de agua se basa en, la comparación de los resultados obtenidos en la misma con los correspondientes a otra que tenga "Muy buen estado ecológico", debido a que no se halla sometida a ningún tipo de presión y que por tanto se considera como "estación de referencia". En el presente estudio hemos tomamos como referencia tres puntos de muestreo situados en el Archipiélago de Cabrera.

## RESULTADOS

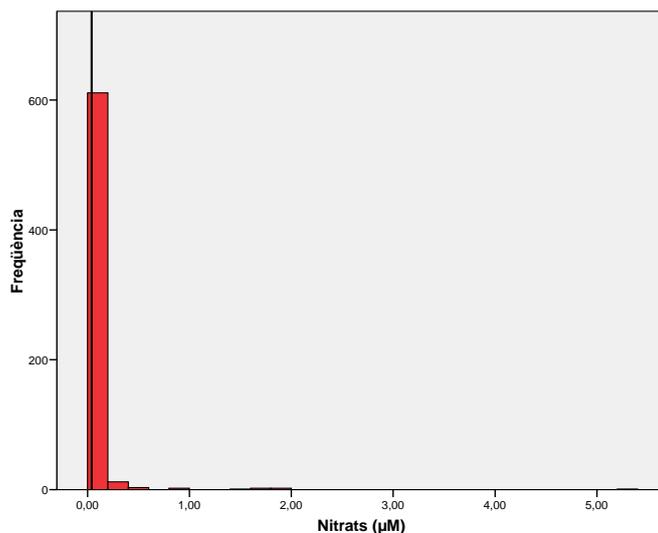
Los resultados que presentamos se dividen en tres bloques, nutrientes inorgánicos, concentraciones de clorofila *a*, y comunidades de fitoplancton; como veremos a continuación, cada uno de ellos aporta un tipo de información, y cuando intentamos contextualizarla en el conjunto de resultados obtenidos en ecosistemas diferentes del Archipiélago Balear nos encontramos que, por razones diferentes, únicamente los valores de clorofila *a*, nos permiten, por el momento, realizar una aproximación al estado ecológico de la columna de agua.

Para los nutrientes y para las concentraciones de clorofila *a*, no se presentan los valores correspondientes a los muestreos de invierno, por considerarse que durante esta época las presiones humanas sobre las aguas costeras son muy reducidas, y que los posibles valores altos de ambos tipos de variables se relacionan con la hidrodinámica propia de la época, y van ligados a aportes desde las aguas exteriores o al reciclado desde el sedimento y son aportados por turbulencia a la columna de agua

### Nutrientes

En general las aguas mediterráneas son pobres en los nutrientes nitrógeno y fósforo, considerados como limitantes para el crecimiento del fitoplancton, no obstante en determinadas zonas puede haber concentraciones más altas asociables a diferentes fenómenos hidrológicos o a aportes desde el litoral. Los valores obtenidos confirman la escasez general de nitrógeno y fósforo en las aguas costeras de Baleares, particularmente significativa en el caso del fósforo.

Las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato oscilaron entre los valores extremos de 0.04 y 5.21  $\mu\text{M}$ , este último se registró durante los meses de invierno, situándose la mayoría de ellos por debajo de 0.04  $\mu\text{M}$ , ver Figura 1, la media de todas las determinaciones fue de 0.06  $\mu\text{M}$ . En este contexto general de valores bajos en nitrato, solo en la bahía de Alcúdia se determinaron de forma continuada valores más altos que en el resto de masas de agua muestreadas.



**Figura 1.-** Frecuencia de las concentraciones de nitratos en  $\mu\text{M}$ , determinadas en las aguas costeras de Baleares, la línea vertical marca el valor de  $0.04 \mu\text{M}$  que es el límite de detección del método utilizado.

Las otras dos formas de nitrógeno analizadas, nitrito y amonio, presentaron valores muy inferiores a los nitratos; en el caso del primero la mayoría de registros se situaron por debajo de la capacidad de detección del método que es de  $0.03 \mu\text{M}$ . Para el amonio el valor medio fue de  $0.07 \mu\text{M}$ , muy cerca del límite de detección del método  $0.16 \mu\text{M}$ <sup>1</sup>, solo de forma muy puntual se superó la concentración de  $1 \mu\text{M}$ .

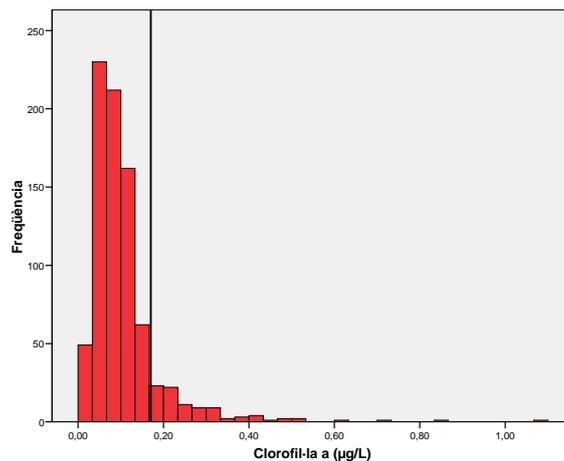
Las concentraciones de fósforo en forma de ortofosfato o fósforo reactivo soluble, fueron extremadamente bajas, la gran mayoría indetectables, el valor medio  $0.02 \mu\text{M}$  confirma la limitación del nutriente. El máximo registrado  $2.17 \mu\text{M}$ , indica, como en el caso del amonio, que, para determinados puntos de muestreo y momentos del año, es posible detectar picos de estos nutrientes que propician el crecimiento del fitoplancton.

Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por otros autores, en el sentido de que el fósforo es el principal limitante de la producción primaria en aguas oligotróficas, su escasez combinada con un reciclado muy rápido hacen que muchas de las determinaciones de fósforo den valores muy bajos o prácticamente cero, porque el escaso fósforo que hay en el medio está en el interior de las células del fitoplancton.

<sup>1</sup> Para la elaboración de las medias se utiliza la mitad del valor del límite de detección para aquellas medidas con valores indetectables, por esa razón el valor medio es inferior al límite de detección, lo que demuestra que la mayoría de los resultados estuvieron por debajo de dicho límite.

### Clorofila a

Los valores de este parámetro oscilaron entre  $0.01$  y  $1.09 \mu\text{g L}^{-1}$ , con un valor promedio de  $0.10 \mu\text{g L}^{-1}$ . En general se trata de concentraciones de clorofila bajas o incluso muy bajas, que confirman la situación general de oligotrofia, previsible en función de los valores obtenidos para los nutrientes, ver Figura 2.



**Figura 2.-** Frecuencias con las que se presentan las concentraciones de clorofila *a* en  $\mu\text{g L}^{-1}$ , determinadas en las aguas costeras de Baleares. La línea vertical señala el límite de de separación entre los estados ecológicos Muy Bueno y Bueno.

Las máximas concentraciones de clorofila *a* se determinaron en zonas muy concretas de las tres Islas mayores del Archipiélago y en particular en Eivissa y en Mallorca. En Mallorca los puntos con unos niveles más altos de clorofila se sitúan en las dos masas de agua adyacentes de la bahía de Palma, y en menor cantidad en la masa de agua central de la bahía de Alcúdia. En Eivissa las masas de agua con mayores concentraciones de clorofila están en Santa Eulària, y sobre todo en Sant Antoni de Portmany donde se ha observado en incremento en el tiempo del valor del parámetro.

## Fitoplancton

Se han identificado 251 taxones de algas a nivel de especie o género (141 dinoflagelados, 90 diatomeas i otros 20 flagelados), de los cuales 26 son reconocidos como tóxicos (Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC) i 4 son potenciales formadores de proliferaciones.

Las comunidades fitoplanctónicas han estado dominadas por algas ultraflageladas, entre las cuales abundan las haptófitas de los géneros *Phaeocystis* i *Chrysochromulina*. El género *Phaeocystis* puede formar grandes proliferaciones que son productoras de espumas (Green i Leadbeater, 1994) y se incluye en la lista de referencia de algas tóxicas de la IOC. En anteriores trabajos lo hemos asociado a aguas oligotróficas del litoral Balear con influencia oceánica (Puigserver, 2003), así interpretamos la dominancia de *Phaeocystis* en las comunidades de referencia de Cabrera, por tanto asociamos sus proliferaciones a factores naturales. El segundo grupo en importancia cuantitativa han sido las diatomeas, entre las cuales dominan los géneros *Pseudo-nitzschia* i *Chaetoceros*, que proliferaron de forma general durante el invierno i de forma puntual en otros momentos del ciclo anual.

Desde un punto de vista cuantitativo la mayoría de muestras presentaron concentraciones inferiores a 1000 cél/ml, que indican una biomasa del fitoplancton baja. Las aguas neríticas mediterráneas se caracterizan por concentraciones celulares inferiores a las 100 cél/ml hasta máximos que superan las 1000 cél/ml durante las proliferaciones (Zaghoul i Halim, 1992). Las máximas abundancias se observaron en Mallorca, i de forma recurrente en zonas con alta influencia antrópica como las bahías de Palma i Alcúdia.

Los valores más altos del índice resultante de la suma dinoflageladas, prasinófitas i criptófitas, va asociado a la especie de las criptófitas *Plagioselmis prolunga*. Esta especie y en general todo el grupo se ve favorecido cuando hay más nutrientes en el agua, en este sentido hemos de interpretar sus crecimientos en las bahías de Alcúdia y de Palma, en Santa Ponça, en Fornells i en Sant Antoni de Portmany.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos y la información bibliográfica disponible sobre la determinación del estado ecológico en aguas costeras de la Unión Europea, resulta que del conjunto de indicadores analizados en el presente estudio, únicamente la concentración de clorofila *a* nos da la posibilidad de realizar una clasificación del estado ecológico de las masas de agua costeras (EU, 2008). Los bajos valores de nutrientes imposibilitan cualquier intento de tipificación. Para el fitoplancton, del cual disponemos de una gran cantidad de información tanto cualitativa como cuantitativa, la falta de referencias y de acuerdos sobre criterios y límites a utilizar en las aguas costeras, nos impiden por el momento realizar la clasificación de tipo cuantitativo.

La clasificación del estado ecológico a partir de la concentración de clorofila que hemos utilizado en este trabajo, asume una relación lineal entre ésta y los diferentes estados definidos (Devlin *et al.*, 2007). El cálculo del límite inferior se ha realizado añadiendo el 50% al valor promedio de los tres puntos de referencia de la Isla de Cabrera, considerando que este aumento se puede dar en condiciones naturales sin que implique presiones de origen antrópico; la mitad de este valor se suma después a cada límite para obtener el siguiente. El resultado queda patente en la Tabla 4, en la que se definen cinco estados ecológicos de calidad para las aguas costeras de Baleares.

Estado ecológico	Valor límite de la [Chl <i>a</i> ] $\mu\text{g L}^{-1}$
Muy bueno	< 0.25
Bueno	< 0.31
Aceptable	< 0.36
Deficiente	< 0.42
Muy deficiente	> 0.42

**Tabla 4.-** Valores de los percentiles 90 de los límites que definen los estados ecológicos de las aguas costeras de Baleares.

En base a esta tipificación para la concentración de clorofila *a*, el estado ecológico de la mayoría de masas de aguas costeras de Baleares es Muy bueno o Bueno; estas condiciones son las generales para las Islas de Menorca, Formentera y Cabrera.

Sólo tres masas de agua del litoral balear escapan del buen estado global, dos de ellas están en Mallorca y son la MA15, ubicada entre Cap Enderrocats y Cala Major, que tiene un estado ecológico Aceptable, y la MA16, situada entre Cala Major y Cala Falco, que tiene un estado Deficiente. Se trata por tanto de las dos masas de agua de la bahía de Palma, una de las zonas litorales del Archipiélago con mayores presiones antrópicas (CBBA, 2008). La tercera masa de agua se halla en la Isla de Eivissa, es la IB2, corresponde a Sant Antoni de Portmany y se halla delimitada por Punta sa Pedrera y Cap Negret, su estado ecológico es Muy Deficiente.

Estas masas de agua que se apartan del modelo general merecen una atención especial, un monitoreo específico tanto en el espacio como en el tiempo, su estado ecológico no se basa en un valor puntual sino que viene avalado por muchas determinaciones realizadas en diferentes momentos del año y por tanto supone una situación persistente en el tiempo.

Aunque todavía no disponemos de los resultados de la superposición de las concentraciones de clorofila *a*, las densidades de fitoplancton, y la presencia de taxones formadoras de proliferaciones, entre ellas las especies tóxicas, sí que podemos adelantar que en general existe una buena correlación entre este conjunto de variables. Las masas de agua con mayores concentraciones de clorofila *a*, son las que también presentan de forma recurrente valores máximos de fitoplancton e incluso proliferaciones de las especies consideradas indicadoras; este hecho se observa sobre todo en las bahías de Palma y Alcúdia.

En relación al fitoplancton hay que hacer otro apunte que consideramos interesante, y es que algunos de los máximos más significativos se han determinado en los muestreos de invierno y principios de primavera, momentos en que las presiones antrópicas derivadas del incremento de la población y de las actividades turísticas no alcanzado aun el máximo, por tanto hay que asociar las altas densidades de fitoplancton a movimientos de masas de agua, debidos a las condiciones hidrográficas.

del momento, que aportan nutrientes desde mar abierto o los devuelven a la columna de agua desde el sedimento.

La conclusión global de nuestro estudio sería que desde la perspectiva de la columna de agua, las aguas costeras de la Baleares presentan una condiciones ecológicas buenas o muy buenas, que en las mismas la concentraciones de nutrientes son bajas o muy bajas, que la concentración de clorofila *a* es un buen indicador de calidad, y que la composición cualitativa y cuantitativa del fitoplancton aporta una excelente información sobre el estado ecológico y sobre la variabilidad de las masas de agua.

Para finalizar queremos señalar que el presente estudio significa un punto de partida en la investigación de las aguas costeras de Baleares. No hay referencias anteriores con la cantidad y calidad de información de la que disponemos ahora, gracias a los muestreos realizados durante más de cuatro años sobre un gran número de estaciones de toda la costa. Existe una base de datos potente que no debe dejarse en este punto, ya que significa el inicio de una serie temporal de los parámetros fundamentales para comprender la ecología de la columna de agua y su variabilidad en el tiempo. Se ha hecho la parte difícil, ahora tenemos una metodología contrastada y personal técnico especializado para seguir recopilando unos datos que adquirirán valor con el tiempo.

## REFERENCIAS

- ARAR, E. J. AND G. B. COLLINS, (1997). *Method 445.0 in vitro determination of Chlorophyll a and Pheophytin a in marine and freshwater algae by Fluorescence*. Revision 1.2. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development U.S., Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- BORJA, A. (2005) The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25 (2005) 1768-1783.
- CENTRE BALEAR DE BIOLOGIA APLICADA (2008) Análisis detallado de presiones en aguas costeras de las Islas Baleares. Publicado en: <http://dma.caib.es/sacmicrofront/>.
- DEVLIN M., BEST M., COATES D., BRESNAN E., O'BOYLE S., PARK R., SILKE J., CUSACK C. AND SKEATS J. (2007) Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (2007) 91-103.
- PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO(2000). Directiva 2000/ 60/ EC Directiva marco europea del agua del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22. 12. 2000, L 327/ 1- 72.
- EUROPEAN UNION. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Communities C, L 348 24/12/2008.
- GREEN, J.C. I LEADBEATER, B.S.C. (eds.) 1994. *The haptophyte algae*. The Systematics Association Special Volume nº 51. Clarendon Press. Oxford. 446 pp.
- JONES R. (1991), An improved fluorescence method for the determination of nanomolar concentrations of ammonium in natural waters. *Limnology Oceanography*, 36 (4) 1991, 814-819.
- PUIGSERVER, M. 2003. *Aspectes ecològics i taxonòmics del fitoplàncton a zones costaneres de la Mediterrània*. Tesis Doctoral Univ. Illes Balears. Palma de Mallorca. 235 pp.
- ZAGHLOUL, F.A. I HALIM, Y. 1992. Long-term eutrophication in a semi-closed bay: the Eastern Harbour of Alexandria. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R. i Viavini, R. (eds.). *Marine coastal eutrophication: 727-735*. Elsevier. Amsterdam.
- UTERMÖHL, H. (1931). Über das umgekehrte Mikroskop. *Arch. Hydrobiol.*, 22: 643-645.

# CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LAS MASAS DE AGUA DE LA PLATAFORMA INSULAR BALEAR UTILIZANDO PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS: CONDICIONES HIDROGRÁFICAS

Jose Luis LÓPEZ-JURADO MARQUÉS\*

(\*) Instituto Español de Oceanografía – Centro Oceanográfico de Baleares. Muelle de Poniente s/n  
CP 07015 Palma de Mallorca.  
lopez.jurado@ba.ieo.es

## RESUMEN

Durante el transcurso de los años 2008 y 2009 se muestrearon diferentes puntos de la plataforma insular de las Islas Baleares. Estudiándose la distribución espacial y temporal de las principales variables oceanográficas físicas y químicas, así, como su estacionalidad, para caracterizar ese medio ambiente marino. En este trabajo se presenta el estudio hidrográfico de esas aguas, a partir de los datos obtenidos mediante batisondas y de los sensores acoplados a ellas.

**Palabras clave:** hidrografía, plataforma, masas de agua, estacionalidad.

## INTRODUCCIÓN

La “Agencia Balear del Agua y la calidad Ambiental” y el “Instituto Español de Oceanografía” firmaron el 29 de abril de 2008 un convenio para la realización del control de variables químico-biológicas indicadoras del estado ambiental en zonas costeras de las Islas Baleares. A raíz del cual, durante el transcurso de los años 2008 y 2009 se estuvieron muestreando, con carácter trimestral y completando un ciclo anual, 14 puntos a lo largo del litoral de las islas. La toma de datos se llevo a cabo mediante 4 campañas oceanográficas, estudiándose en ellas la distribución espacial y temporal e esas variables y su comportamiento estacional, para establecer un conocimiento e información básica de referencia.

## CONDICIONES HIDROGRAFICAS GENERALES DE LA ZONA BALEAR

Las Islas Baleares son el límite natural entre dos sub-cuencas dentro del Mediterráneo Occidental (MEDOC). La Argelina al sur, receptora de aguas de origen atlántico (AA) cálidas y poco salinas, está sujeta principalmente a forzamientos debidos a gradientes de densidad y la Balear al norte, con esas mismas aguas más frías y más salinas debido a un mayor tiempo de permanencia en este mar, está afectada por un apreciable forzamiento atmosférico, fundamentalmente de viento. Los canales entre islas y de estas con la península juegan un papel importante en la circulación regional de la zona y condicionan los intercambios entre ambas sub-cuencas.

Las dos aguas superficiales presentes en la zona son de origen atlántico y pueden ocupar los 150 primeros metros de la columna de agua, las denominamos, el agua “ AA reciente” en el sur y el agua “AA residente” en el norte de las islas. Ambas aguas pueden cruzar los canales y su encuentro da lugar a la aparición de frentes oceánicos que pueden afectar toda esta zona. Las aguas intermedias que encontramos en las islas ocupan la capa entre 200 y 700 metros en la columna de agua. El Agua Levantina Intermedia (ALI), originaria del Mediterráneo Oriental (MEDOR), la encontramos justo encima del Agua Profunda (AP) y alcanza las islas después de recorrer la parte septentrional del MEDOC. Esta presente durante todo el año y se caracteriza por proporcionar el máximo absoluto de salinidad y un máximo relativo de temperatura. Existe otra masa de agua intermedia formada estacionalmente y denominada Agua de Invierno del MEDOC (AIMO). La encontramos por debajo de las aguas superficiales y encima del ALI, con espesores muy variables y se caracteriza por mostrar el mínimo absoluto de temperatura, con valores inferiores a los 13 °C, se forman en los procesos invernales de convección en mar abierto y sobre el talud continental. Las aguas profundas, se forman durante procesos similares invernales en el golfo de León y Mar Ligur, ocupando la parte más profunda de la columna hasta el fondo (Tabla 1).

MASAS DE AGUA	VALORES EN ORIGEN	VALORES LOCALES - IB
AA Recientes	15.0 < T < 18.0 36.15 < S < 36.50	15.0 < T < 28.0 36.50 < S < 37.50
AA Residentes	13.0 < T < 28.0 37.50 < S < 38.30	13.0 < T < 28.0 37.50 < S < 38.10
AIMO	12.5 < T < 13.0 37.90 < S < 38.30	12.5 < T < 13.0 37.90 < S < 38.30
ALI	14.0 < T < 15.0 38.70 < S < 38.80	13.0 < T < 13.4 38.45 < S < 38.60
APMO	12.7 < T < 12.9 38.40 < S < 38.48	12.7 < T < 12.9 38.40 < S < 38.48

Tabla 1

La variabilidad estacional, está controlada por procesos que se desarrollan en toda la cuenca del MEDOC. Así, el forzamiento atmosférico invernal intensifica la Corriente Septentrional (CS) que con origen en el Mar Ligur fluye hacia el canal de Ibiza a lo largo del talud continental, pasando de un transporte de 1 Sv en verano a 2 Sv en invierno. Este mismo forzamiento favorece el proceso de formación de agua estacional de invierno (AIMO) y de agua profunda (AP) que a su vez da lugar a una "cuasi" interrupción del flujo del agua Levantina. Como consecuencia, durante el invierno se registran los valores de salinidad más bajos de esta agua en las islas, para recuperarse posteriormente al final de la primavera y durante el verano. La presencia progresiva de AIMO en el golfo de Valencia y en el canal de Ibiza, a finales del invierno y en primavera, genera un efecto perturbador sobre la circulación, favoreciendo la aparición de estructuras mesoescalares (PINOT et al., 2002). Las cuales pueden bloquear el canal de Ibiza y desviar parte de la CS y de las aguas intermedias hacia el canal de Mallorca, con reforzamiento de la corriente Balear (CB) que corre en dirección nordeste por el talud de las islas alcanzando el norte de Menorca. Durante la primavera, se produce una disminución de la intensidad de la CS debido al decaimiento progresivo del forzamiento invernal y el progreso de aguas superficiales atlánticas en dirección norte a través de los canales (Figura 1).

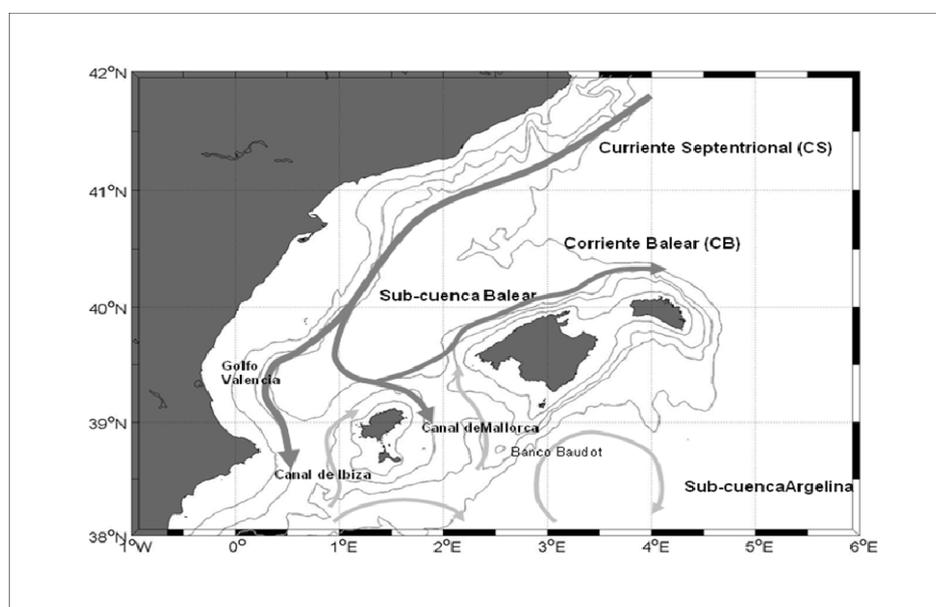


Figura 1

El área sur de las islas se ve afectada en menor grado por esos procesos, pero esta influenciada por la inestabilidad del frente Almería-Orán y por estructuras mesoescalares generadas a partir de la corriente Argelina (MILLOT, 1987). El bloqueo de los canales, pueden producirse por la presencia de grandes giros situados al sur de Ibiza y Formentera que provocarían un estancamiento de la circulación

y el desvío de las aguas superficiales Atlánticas que normalmente progresan hacia los canales de Ibiza y de Mallorca, hacia las islas de Cabrera y Menorca (Font et al, 2004).

La variabilidad interanual de la circulación está relacionada con la variabilidad atmosférica, la interacción Aire-Mar (MERTENS et al., 1998), el efecto de anomalías regionales (MANCA, 2000), globales como el calentamiento global y por tendencias seculares a largo plazo. Las cuales afectan a las variables oceanográficas, al intercambio de flujos (calor), los procesos de formación de masas de agua y finalmente a la circulación regional y general oceánica, generando tendencias y una significativa variabilidad temporal y espacial (VARGAS et al., 2005).

Campaña	Fecha inicio	Fecha final	B/O	Variables
CMA-0408	20/04/08	03/05/08	Odón de Buen	P,T,S,Flu,Oxy,Tur
CMA-0708	18/07/08	06/08/08	Odón de Buen	P,T,S,Flu,Oxy,Tur,p H
CMA-1008	28/10/08	14/11/08	Odón de Buen	P,T,S,Flu,Oxy,Tur,p H
CMA-0309	24/03/09	09/04/09	Odón de Buen	P,T,S,Flu,Oxy,Tur,p H

Tabla 2

#### AREA DE ESTUDIO Y TOMA DE DATOS

Las 14 estaciones oceanográficas seleccionadas para este estudio están situadas sobre la plataforma insular de las tres islas mayores y distribuidas de forma que 6 estaciones se llevaron a cabo en la isla de Ibiza, otras 6 estaciones en la isla de Mallorca y 2 en Menorca, tal como se puede ver en la Figura 2. La mayoría de estaciones se realizaron entre los veriles de 50 y 100 metros, la máxima profundidad alcanzada fue de 200 metros sobre el talud de la Bahía de Palma. Al mismo tiempo y para valorar la influencia de las aguas oceánicas se tomaron datos en 5 estaciones en mar abierto, 2 en el canal de Ibiza, 2 en el de Mallorca y una al norte de Menorca. Desde abril del 2008 se llevaron a cabo cuatro campañas oceanográficas, abarcando un ciclo anual (Tabla 2).

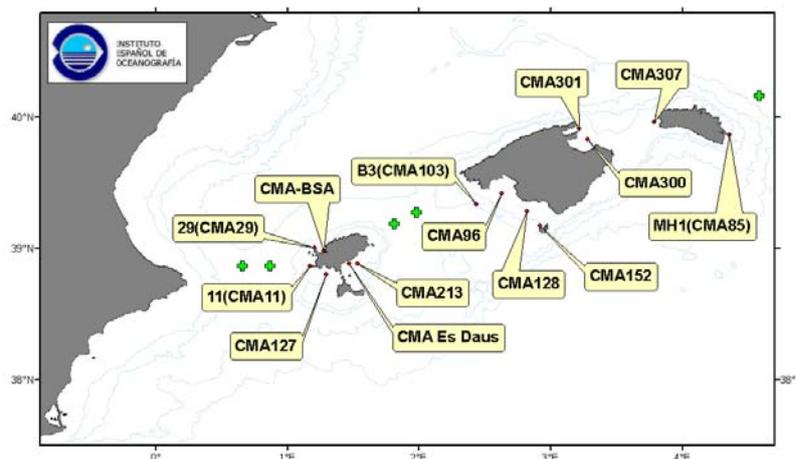


Figura 2

#### MATERIAL Y MÉTODOS

Los valores de las variables oceanográficas fueron obtenidos mediante el uso de batisondas CTD, SBE911 y SBE25, registrándose series temporales de los siguientes parámetros: presión, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, fluorescencia, pH y turbidez. A su vez, se tomaron muestras de agua para determinar su salinidad y calibrar los sensores. La precisión de las medidas de salinidad fue de +0.008. Los valores (T, S) para diferenciar las masas de agua se muestran en la Tabla 1.

## RESULTADOS

### CICLO HIDROGRÁFICO Y MASAS DE AGUA

A partir de la variación de los valores de la temperatura y de la salinidad observamos como la columna del agua que presenta una marcada estratificación térmica durante el periodo estival, se va transformando durante el otoño, para alcanzar la "cuasi" homogeneización durante el periodo invernal. Este ciclo se inicia con el incremento de la radiación solar en primavera, dando lugar a la generación progresiva de un gradiente de temperatura que junto a la acción del vientos durante la época cálida, propicia la aparición de una capa de mezcla superficial, isoterma e isohalina, que alcanza más de 30 metros durante el verano. Por debajo de esta, encontramos un marcado gradiente de temperatura entre los 30 y 150 metros de profundidad, denominado termoclina, en el cual la temperatura disminuye hasta estabilizarse sobre los 13 °C.

Durante el periodo de estudio, en verano la temperatura superficial alcanzó más de 26 °C en mar abierto y valores más altos en la costa, debido a la menor lámina de agua. Las salinidades medias superficiales oscilaron entre los 37.50 del AA reciente en el sur y los 38.20 de las residentes al norte de las islas, por debajo de estas los valores cercanos a 38.45 psu en profundidad son indicativos de la influencia de las ALI. Durante el otoño y el invierno y debido a la acción de mezclado producida por el forzamiento atmosférico se rompe la estratificación, con una progresiva profundización de la capa de mezcla y la disminución de su temperatura, llegándose a alcanzar una "cuasi homotermia", con valores que van desde los 13 °C en el fondo a los 14 °C en superficie (Figura 3). La salinidad también se homogeniza, formando una capa isohalina que puede afectar a toda la columna en las zonas costeras poco profundas.

En los diagramas T/S de la Figura 4 se aprecia la presencia de AIMO en primavera y verano, los valores del ALI y su decaimiento en invierno y la presencia o ausencia del AP. Las aguas superficiales presentan los valores de T más fríos en invierno, por debajo de los 14 °C en toda la columna, incrementándolos en primavera para alcanzar el máximo en verano, momento en el cual pudimos apreciar un claro gradiente espacial de salinidad entre el sur y el norte de las islas. Durante todo el ciclo los mínimos de S los encontramos en el sur de las islas, apreciándose poca influencia de las aguas intermedias AIMO Y ALI. Las primeras, aunque no están presentes en este ciclo temporal, habitualmente afectan a las aguas de la plataforma insular, las segundas aparecen ocasionalmente en las estaciones más profundas y su influencia es menor.

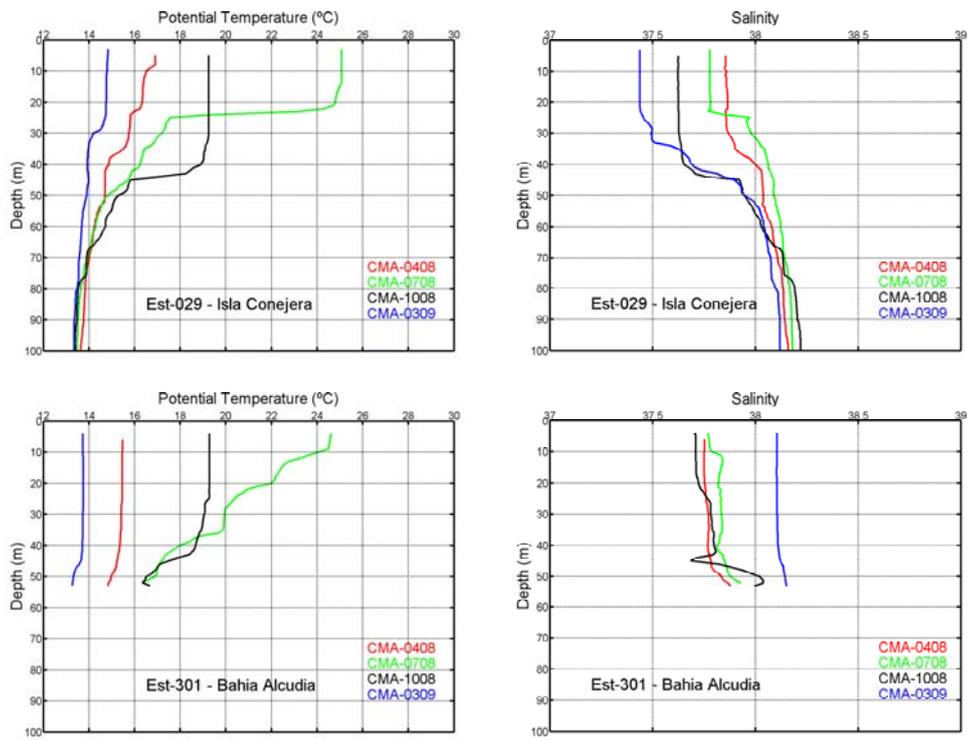
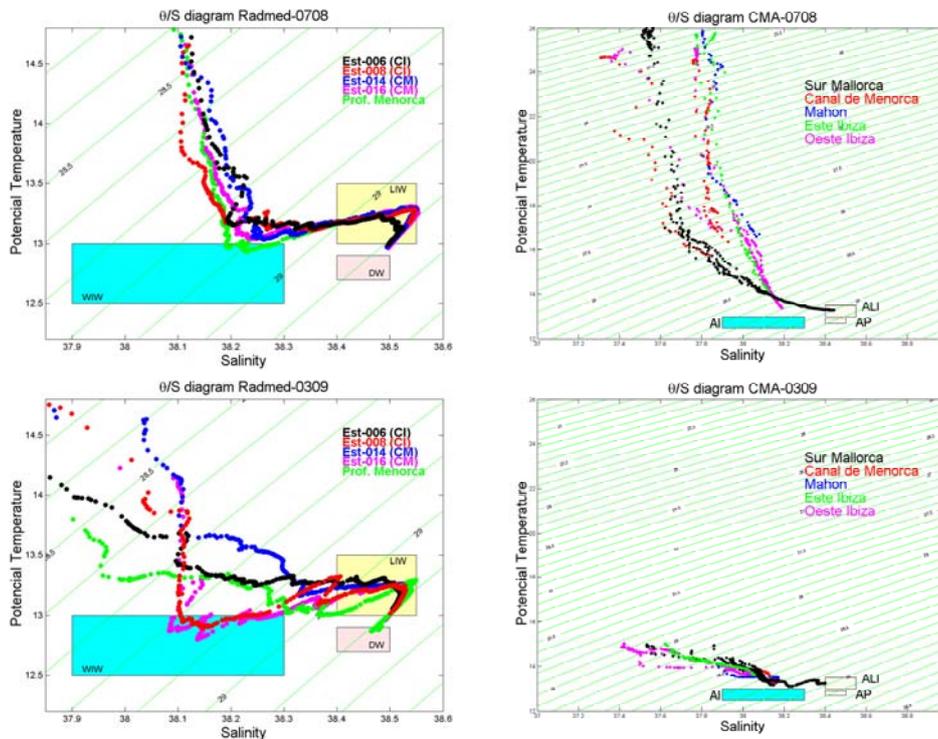


Figura 3. Distribuciones de Temperatura y Salinidad.



**Figura 4:** diagramas T/S, en donde los valores superficiales han sido excluidos y las características termohalinas de las masas de agua, están resaltadas mediante cajas.

En las estaciones de plataforma la T mínima se localizó casi siempre en el fondo, sin alcanzar los valores característicos del AIMO ( $T < 13^{\circ}\text{C}$ ). El mínimo absoluto  $13.09^{\circ}\text{C}$ , fue registrado a 108 metros en la estación de 200 metros al sur de Mallorca durante marzo del 2009. Durante esa campaña se registraron valores de AIMO en ambos canales, siendo ese mínimo un reflejo de la influencia de esas aguas.

Los máximos valores de S se observaron en el fondo, en todas las estaciones, sin alcanzar los valores típicos del ALI. Estas aguas Levantinas se observaron únicamente en la estación del sur de Mallorca (CMA-103). Su influencia, valores de ( $S > 38.40$ ), pueden aparecer en la zona de estudio a partir de los 200 metros. Mientras que los máximos de S y T correspondientes a los núcleos de LIW ( $S > 38.45$ ) aparecen a mayor profundidad, entre los 350 y 500 metros generalmente, en las estaciones de referencia.

## FLUORESCENCIA

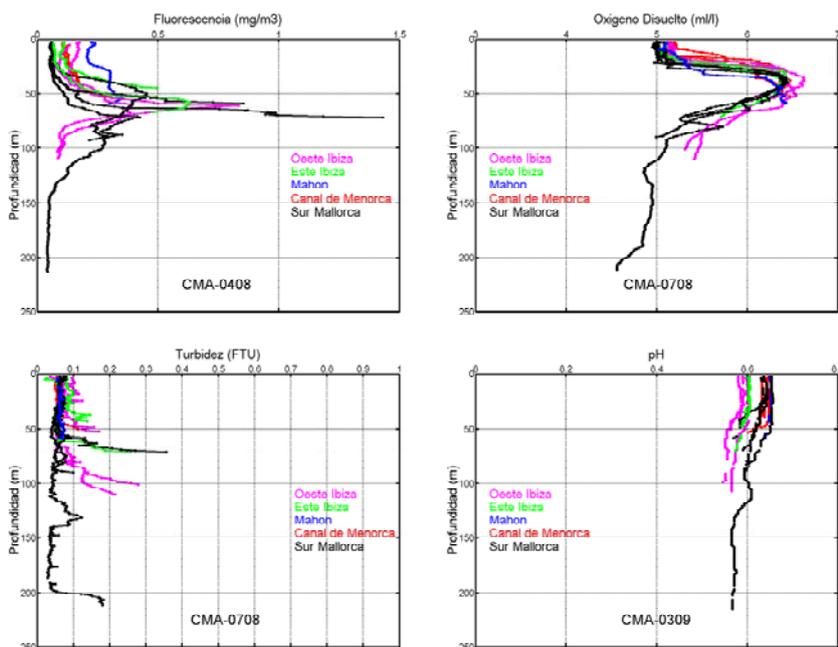
La fluorescencia es la re-emisión de luz previamente absorbida. En el mar, existen diferentes elementos que producen fluorescencia como: la materia orgánica disuelta, algunos pigmentos de las algas y algunas partículas en suspensión. La clorofila-a, pigmento principal de absorción de la luz en las algas fitoplanctónicas, es altamente fluorescente. El fluorómetro proporciona una medida de alta sensibilidad de la fluorescencia, en gran parte debida a la clorofila-a y por tanto la fluorescencia proporciona un método de determinación de actividad biológica en la columna de agua.

La distribución de la clorofila-a y de la producción fitoplanctónica, tanto en mar abierto como en la costa, está vinculada directamente con; la estratificación y la mezcla, el espesor de la capa fótica, la temperatura y la disponibilidad de nutrientes. En el MEDOC existen diferentes factores que controlan el suministro de nutrientes hacia la capa fótica. Algunos de ellos, como la mezcla invernal o el

intercambio con el Atlántico actúan a escala general, otros como los afloramientos costeros o las descargas de los ríos lo hacen a escala local. En el área de las islas Baleares, la alternancia de períodos de estratificación (primavera-verano) y de mezcla (otoño-invierno) impone una fuerte estacionalidad en la producción fitoplanctónica. La no existencia de afloramientos costeros puede verse compensada por la ascensión de aguas intermedias debidas a los efectos de estructuras de mesoescala como frentes, giros y afloramientos que afectan a nuestras costas.

Una de las características de esa estacionalidad es el empobrecimiento estival de las aguas superficiales, al quedar privadas de los aportes de nutrientes causados por el efecto barrera que produce la termoclina. Por el contrario, debajo de esta, la concentración de la clorofila tiende a aumentar dando lugar a la aparición de máximos profundos de clorofila que pueden alcanzar densidades importantes. Durante el invierno junto con la desaparición de la termoclina y con el mezclado vertical se produce una redistribución de la clorofila a lo largo de la columna de agua, sin llegar a alcanzar concentraciones importantes.

Los valores registrados fueron bajos (Fig. 5a), asimilables con los valores de alta mar. Durante primavera y verano, se observó la profundización de los máximos de fluorescencia por debajo de la termoclina. Si bien, el valor promedio de los mismos ronda los 1.5 ml/l, únicamente se registró un valor aproximado a esos promedios en primavera. Aunque, los valores más altos corresponden al sur de Mallorca, no se aprecian diferencias destacables en ninguna de las estaciones, ni zonas.



Figuras 5

## OXIGENO DISUELTO

Su concentración depende de diferentes factores físicos y biológicos; como la temperatura, salinidad, presión y procesos de mezclado como la turbulencia convectiva del mar, la actividad de fotosíntesis y respiración del fitoplancton y de las algas en las zonas costeras, de la respiración de los peces y de la actividad de las bacterias que consumen oxígeno para degradar y mineralizar la materia orgánica.

Los valores registrados por el oxímetro representan bastante bien el ciclo anual de este parámetro. El máximo enriquecimiento de la columna se produce durante el final del invierno cuando las aguas superficiales en contacto con la atmósfera y favorecidas por las bajas temperaturas y la turbulencia invernal absorben la mayor cantidad de oxígeno. Posteriormente, durante la primavera el aumento de

la temperatura y el inicio de la estratificación produce una disminución de su concentración en toda la columna, principalmente en las aguas superficiales. En verano se continua con el empobrecimiento de la capa de mezcla superficial, por debajo de ella y debido a la actividad biológica (fitoplanctónica, algas, bacterias) se produce un aumento, dando lugar al máximo anual de alrededor de 6.5 ml/l en la (Figura 5b) pudiendo alcanzar los 8 ml/l. En otoño, el forzamiento de viento rompe la estratificación produciendo una homogenización en las aguas someras, mostrando valores intermedios, para finalmente en invierno re-iniciarse el ciclo. En las estaciones profundas se pueden ver claramente esos máximos y como por debajo de ellos el contenido de oxígeno disuelto disminuye hasta alcanzar valores próximos a los 4.0 ml/l. Este esquema puede observar modificaciones debidas a la presencia de aguas intermedias. Así, la presencia de AIMO, podría generar máximos relativos en profundidad.

## **MATERIAS EN SUSPENSIÓN Y TURBIDEZ**

La turbidez es una medida de la materia en suspensión en el agua que reduce su claridad, por lo que se puede considerar como una medida de significado medio ambiental que nos proporciona información sobre la calidad del agua y de sus cambios. El turbidímetro detecta la luz refractada por las partículas en suspensión en un volumen establecido, por lo que esta medida depende del tipo de partícula, forma, superficie y de la concentración de las mismas. Las unidades empleadas son las FTU (Formazin Turbidity Units), en donde el valor de 0.022 FTU correspondería a la turbidez del agua pura. La comparación de los valores de turbidez con valores de materia en suspensión (mg/l) debe hacerse con precaución, puesto que no existe una clara relación lineal entre ambas medidas, en parte debida a la diferente "respuesta" de esa materia según su tamaño y composición.

Por termino medio, las materias en suspensión en mar abierto oscilan entre 0.5 y 2 mg/l. En general, estos valores son superiores en los mares cerrados como en el Mar Mediterráneo donde puede alcanzar los 5-6 mg/l. En las zonas costeras estos valores pueden alcanzar los 10 mg/l, debido a las aportaciones terrigenas (15-20 mg/l). Como se puede ver en las gráficas de la Figura 5c los valores de turbidez son bajos sin superar en ningún caso lo 0.2 FTU, en cambio en la proximidad del fondo estos valores aumentan, pudiendo alcanzar valores superiores a 0.5 FTU y superiores. Este incremento podría estar relacionado con la presencia de corrientes que generan turbulencia por fricción con el fondo, con el consiguiente aumento de materia en suspensión.

## **pH**

El mar es un medio ligeramente alcalino con valores de pH que oscilan entre 8.1 y 8.3. Estos valores pueden variar en función de diferentes factores como; la temperatura (si T aumenta, el pH disminuye), también puede variar en función de la salinidad, de la presión, de la concentración de CO<sub>2</sub> y de la actividad vital de los organismos marinos como la fotosíntesis que favorece la alcalinidad. El pH influye en la actividad biológica de las especies y los seres marinos, influyendo estos a su vez sobre el pH por medio de la respiración y de la fotosíntesis. La fotosíntesis aumenta el pH, la producción de oxígeno y consumiendo CO<sub>2</sub> hace que el pH aumente, por lo que las algas cuando realizan la fotosíntesis elevan el pH del medio, pero bajan ese pH de nuevo por la noche al eliminar el CO<sub>2</sub>. Las variaciones del pH en relación con la vertical se producen básicamente en la zona fótica (0-80 m), y más concretamente en los primeros 50 m. A partir de la cual, los valores de pH decrecen ya que hay menores concentraciones O<sub>2</sub> y elevadas de CO<sub>2</sub>. Posteriormente, los valores de pH aumentan con la profundidad hasta estabilizarse sobre 8.5.

Durante el periodo de estudio y tal como se ha indicado antes, las variaciones del pH se producen en los primeros 50 metros, en donde los valores encontrados oscilan entre 8.37 y 8.65, dependiendo del lugar, de la profundidad y de las fechas. A partir de esa profundidad los valores decrecen, registrándose el valor más bajo 8.2 sobre los 200 metros al principio del otoño. En octubre de 2008, es cuando este parámetro muestra un comportamiento más parecido en todas las estaciones y profundidades y cuando se registran los valores más bajos de este parámetro. El comportamiento más aleatorio lo registramos en julio de ese año, observando una mayor dispersión de los valores superficiales y en profundidad. En marzo de 2009 se observa un comportamiento diferenciado entre las estaciones de Ibiza y el resto, las primeras centradas en un valor de 8.59 (influencia Atlántica) y el resto sobre el 8.64 (Figura 5d).

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- FONT, J et al, (2004). Tracking a big anticyclonic eddy in the Western Mediterranean. *Sci. Mar.* 68 (3), 331-342.
- MANCA, B (2000). Recent changes in dynamics of the Eastern Mediterranean affecting the water characteristics of the adjacent basins. CIESM WORKSHOP SERIES 10. Mónaco.
- MERTENS et al., (1998). Interannual variability of deep water formation in the Northwestern Mediterranean. *J. Phys. Oceanogr.* 28 (7), 1410-1424.
- MILLOT, C (1987). Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 10 (2): 143-149.
- PINOT et al., (2002). The CANALES experiment (1996-98): Interannual, seasonal and mesoscale variability of the circulation in the Balearic channels. *Prog. Oceanogr.* 55, 335-370.
- VARGAS, M et al., (2005). Trends and time variability in the northern continental shelf of the western Mediterranean. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 110.

# VARIABILIDAD DE LA CLOROFILA *a* FITOPLANCTÓNICA Y DE LOS NUTRIENTES INORGÁNICOS EN AGUAS DE LA PLATAFORMA INSULAR DE LAS ISLAS BALEARES

Javier JANSÁ\*, Alberto APARICIO\* y Bartolomé AMENGUAL\*

(\*)Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares. Muelle de Poniente, s/n  
07015 Palma, Baleares, SPAIN.

javier.jansa@ba.ieo.es, alberto.aparicio@ba.ieo.es, tomeu.amengual@ba.ieo.es

## RESUMEN

A lo largo de cuatro campañas llevadas a cabo en abril, julio y octubre de 2008 y marzo de 2009, se han tomado nuevos datos de clorofila *a* y nutrientes inorgánicos (nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos), en diversas estaciones oceanográficas distribuidas en aguas de las plataformas insulares de Mallorca, Menorca e Ibiza, a tres niveles de profundidad (5, 25 y 50m o en las proximidades del fondo en algunos casos).

Poniendo especial énfasis en la variabilidad estacional de la clorofila *a* (basada en los promedios de la zona muestreada), se ha constatado una ligera disminución de su concentración al pasar de abril a julio con un aumento hacia octubre y especialmente en marzo de 2009, en los niveles más superficiales. Los nutrientes, a excepción de los fosfatos, han mostrado un comportamiento similar aunque no siempre tan claro. Comparando los promedios globales de este ciclo estacional con los del ciclo anterior (2005-2006), se observa una disminución en algunos parámetros, así como un cierto aumento en otros, aunque, sin que existan cambios importantes que afecten al carácter, en general oligotrófico, de estas aguas.

**Palabras clave:** *Clorofila a, Nutrientes inorgánicos, Plataforma insular, Mar Balear.*

## INTRODUCCIÓN

La ubicación geográfica de las Islas Baleares, aproximadamente en la zona central del Mediterráneo Occidental, determina que las aguas que las rodean, participen de la influencia, en la capa superficial, de dos masas de agua características: el Agua Mediterránea Residente (preferentemente situada hacia el Norte) y el Agua Atlántica (situada hacia el Sur). La primera tiene mayor salinidad y menor temperatura que la segunda y su carga de nutrientes, en el estrato superficial, es ligeramente superior que la del Agua Atlántica reciente (Aparicio, 2004). Estas dos masas de agua están separadas por una zona frontal y, dependiendo de la latitud en que se sitúe este frente (Norte, Centro o Sur en el Mar Balear), las aguas superficiales, incluidas las situadas sobre la plataforma insular, participarán en mayor o menor grado de las características de las citadas masas.

Pese a esta diferenciación, el Mar Balear presenta una característica general y es su naturaleza oligotrófica, típica de la región centro-sur del Mediterráneo Occidental. Esto está suficientemente establecido, en base a los datos acumulados de los diferentes proyectos, así como por las imágenes de satélite que muestran la distribución de la clorofila en la capa superficial.

La ausencia de ríos permanentes en las islas, determina que la oligotrofia se extienda a las aguas situadas sobre la plataforma insular hasta la misma línea de costa. Solamente las zonas más protegidas y con mayor influencia humana se desvían de este esquema. Igualmente este patrón puede verse alterado esporádicamente durante los episodios de las grandes lluvias que ponen en funcionamiento los distintos torrentes, habitualmente secos. En resumen, al menos hasta el momento presente, puede decirse que, en general, el medio nerítico insular, a diferencia del continental, participa en gran medida de las propiedades del medio pelágico superficial oceánico (relativamente pobre en nutrientes) (Jansá, 2008).

Los resultados de los análisis de clorofila *a* y nutrientes de un nuevo ciclo estacional, cuya distribución se sintetiza a continuación, constituyen una referencia más, con la que seguir profundizando en la caracterización de las aguas del Mar Balear, especialmente las de la plataforma insular.

## METODOLOGÍA

Se han realizado cuatro campañas a bordo del B/O Odón de Buen en los siguientes meses: abril, julio, octubre de 2008 y marzo de 2009, abarcando alrededor de 13 estaciones oceanográficas en cada campaña, la mayoría de ellas localizadas sobre la plataforma insular (Figura 1).

### Muestreo

En cada una de estas estaciones, se han recogido muestras de agua para el análisis de clorofila *a* y nutrientes a las profundidades estándar de 5, 25 y 50 metros o en las proximidades del fondo si este era menor de 50 m. La toma de muestras se ha efectuado mediante botellas Niskin acopladas a una roseta provista de un CTD Seabird 911 y un sensor de fluorescencia Seatech.

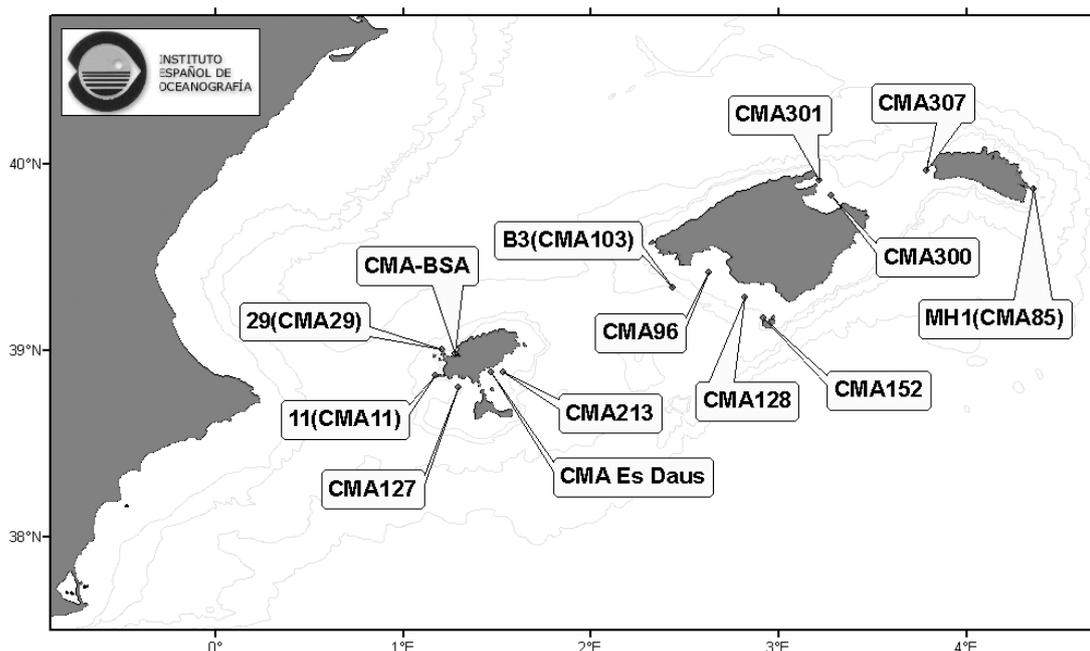


Figura 1: Situación y nomenclatura de las estaciones de muestreo.

### Análisis de la clorofila *a*

El agua obtenida con las botellas Niskin ha sido filtrada a bordo (1litro en todos los casos) sobre filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F siendo congelados a  $-20^{\circ}\text{C}$  a bordo y a  $-55^{\circ}\text{C}$  en el laboratorio hasta su análisis.

Una vez descongeladas las muestras, se ha procedido a la extracción acetónica de los pigmentos fitoplanctónicos con acetona para análisis al 90% dejando las muestras en reposo, en nevera, durante al menos 12 horas.

Sobre los extractos acetónicos, limpios de partículas en suspensión obtenidos mediante centrifugación, se ha efectuado la medición de clorofila *a* según el método fluorimétrico (Holm-Hansen *et al*, 1965). El instrumento utilizado ha sido un fluorímetro Turner Designs 10AU previamente calibrado con patrones de clorofila *a* pura.

Los datos que se presentan están referidos a clorofila *a* total, no corregida de los feopigmentos. Las concentraciones se expresan en  $\mu\text{g/l}$ .

## **Análisis de los nutrientes**

Las muestras para el análisis de nutrientes han sido congeladas a bordo en tubos de 10 ml a  $-20^{\circ}\text{C}$ . Una vez descongeladas en el laboratorio, fueron determinados los nitratos, nitritos y silicatos según el método de Armstrong, Sterns y Strickland (1967). Para el análisis de los fosfatos se ha utilizado el método de Treguer y le Corre (1975). El instrumento usado para la medición ha sido un autoanalizador Technicon TRAACS.

En todos los casos las concentraciones vienen expresadas en  $\mu\text{mol/l}$ .

## **RESULTADOS**

### **Variación de la clorofila *a***

Poniendo especial énfasis en la variación estacional en la zona estudiada y teniendo en cuenta los tres niveles de muestreo por separado, (Figura 2), puede observarse que la clorofila *a* experimenta una ligera disminución al pasar de abril a julio de 2008 para experimentar un aumento en octubre de 2008, alcanzando el máximo en marzo de 2009. Este patrón de variación estacional es especialmente notable en los niveles más superficiales (5 y 25m), resultando más suavizado en el estrato más profundo (50m). El citado aumento de marzo, conecta con las típicas proliferaciones fitoplanctónicas que tienen lugar a finales de invierno-principios de primavera en el Mediterráneo Occidental, especialmente en su parte norte (Golfo de León y Mar Lígur) y que son consecuencia de la mezcla convectiva, seguida de una fase de calma y estabilización. Estas proliferaciones, donde normalmente los valores más elevados se dan en niveles más superficiales, aparecen también en el Mar Balear como es el caso presente. Puede constatarse, en efecto, que, en marzo de 2009, al pasar de los 25m a los 50m, existe una ligera disminución de la concentración de clorofila (Figura 2). Este patrón de distribución vertical no aparece en las otras campañas, donde se da, por el contrario, un aumento en profundidad, suave en octubre, en conexión con un cierto grado de mezcla vertical, consecuencia de la debilitación de la termoclina, y más acentuado en abril y julio. Esta tendencia es normal en julio, en plena época cálida, con estratificación y creación del máximo profundo de clorofila, pero el hecho de que el aumento en profundidad se de en abril de forma notable, sugiere un proceso de estratificación prematura.

En cuanto a los datos puntuales, el mayor valor se ha obtenido en la proliferación de marzo, con  $1.03 \mu\text{g/l}$  y el mínimo en julio con  $0.05 \mu\text{g/l}$ . No se ha detectado ninguna concentración importante, asociada al máximo profundo de clorofila, tal como suele ocurrir en la época cálida.

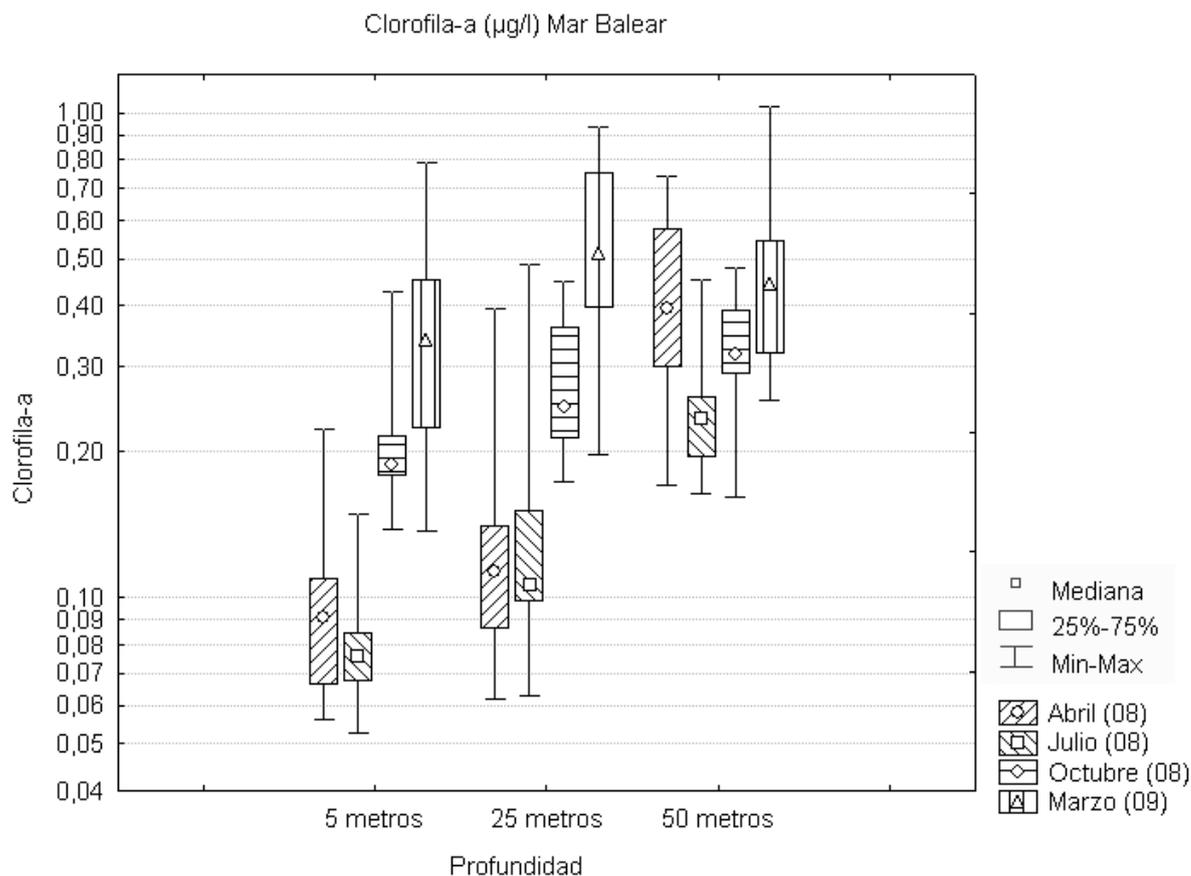


Figura 2: Grafico de caja de la variación estacional de la clorofila *a* en los tres niveles de muestreo.

## Variación de los nutrientes inorgánicos

### Nitratos y nitritos

Especialmente a 25 y 50m, los nitratos y nitritos (Figuras 3y 4), muestran un patrón de variación estacional similar al de la clorofila, con disminución en julio, y aumento hacia octubre y marzo, aunque este comportamiento resulta algo más atenuado.

El conocido aumento con la profundidad de los nitratos sólo se manifiesta principalmente en octubre y marzo; en estos últimos casos, el gradiente vertical puede venir reforzado por el consumo fitoplanctónico (especialmente en marzo), mes en el que se coincide con la proliferación fitoplanctónica que suele ocurrir a finales de invierno. En cambio, en abril, el gradiente vertical es muy suave y resulta prácticamente indetectable en julio, probablemente debido a la presencia masiva de agua atlántica, pobre en nutrientes.

Es conocido que los nitritos presentan, en relación con la actividad fitoplanctónica, un máximo subsuperficial en la época cálida, ligado al de la clorofila. Esto no ha sido detectado durante este ciclo estacional y solamente se observa un aumento con la profundidad en octubre y marzo. El valor máximo de nitratos se encontró en marzo con  $2.87 \mu\text{mol/l}$  y el mínimo de  $0.05 \mu\text{mol/l}$ . Los nitritos, como es habitual presentan concentraciones más discretas por término medio, del orden de  $0.08 \mu\text{mol/l}$ .

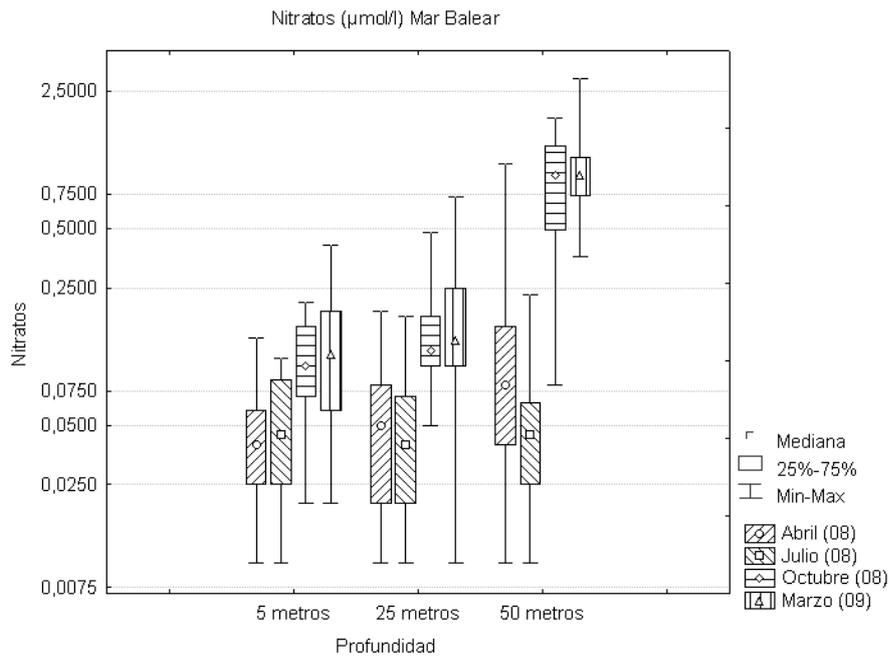


Figura 3: Gráfico de caja de la variación estacional de los nitratos en los tres niveles de muestreo.

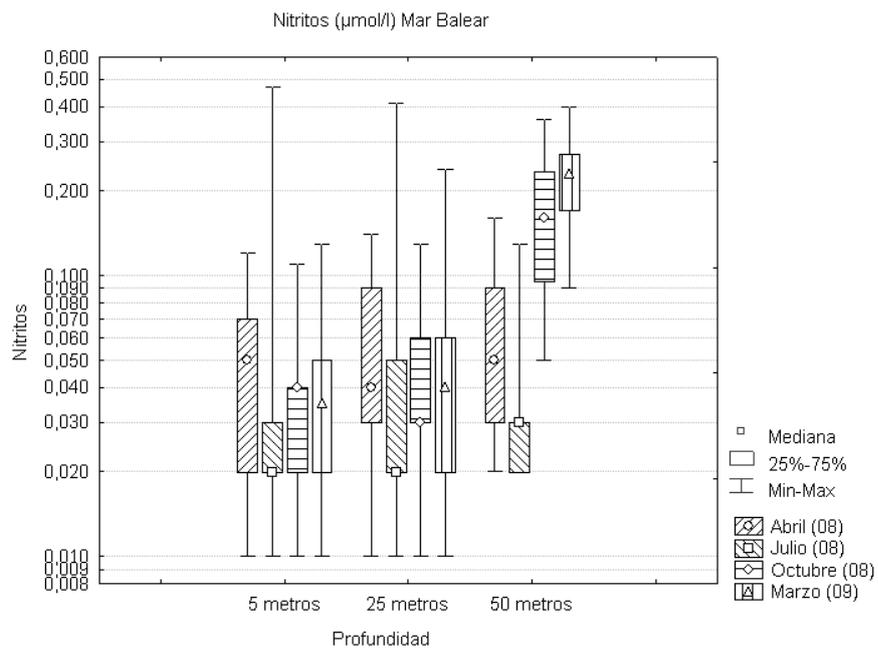


Figura 4: Gráfico de caja de la variación estacional de los nitritos en los tres niveles de muestreo.

### Fosfatos

Los fosfatos, presentan un ciclo estacional prácticamente contrario al de los nitratos y nitritos, de manera que en 5 y 25m se da una subida en julio, seguida de una progresiva disminución hacia octubre y marzo. Esto no se observa tan claramente a 50m, donde la subida en julio no se manifiesta, aunque persiste la depleción en marzo. El gradiente vertical es muy poco conspicuo en abril y octubre y solamente se observa un ligero aumento a 50m en marzo. Todas estas características están en relación con un reciclaje más rápido de este nutriente en el que interviene una más eficiente utilización por parte del fitoplancton. Infiuye igualmente la pérdida hacia el fondo por precipitación. El valor máximo

observado aparece en marzo con 0.12  $\mu\text{mol/l}$  a 50m y algunos valores mínimos de 0.01  $\mu\text{mol/l}$  se han obtenido a 5m en todas las campañas.

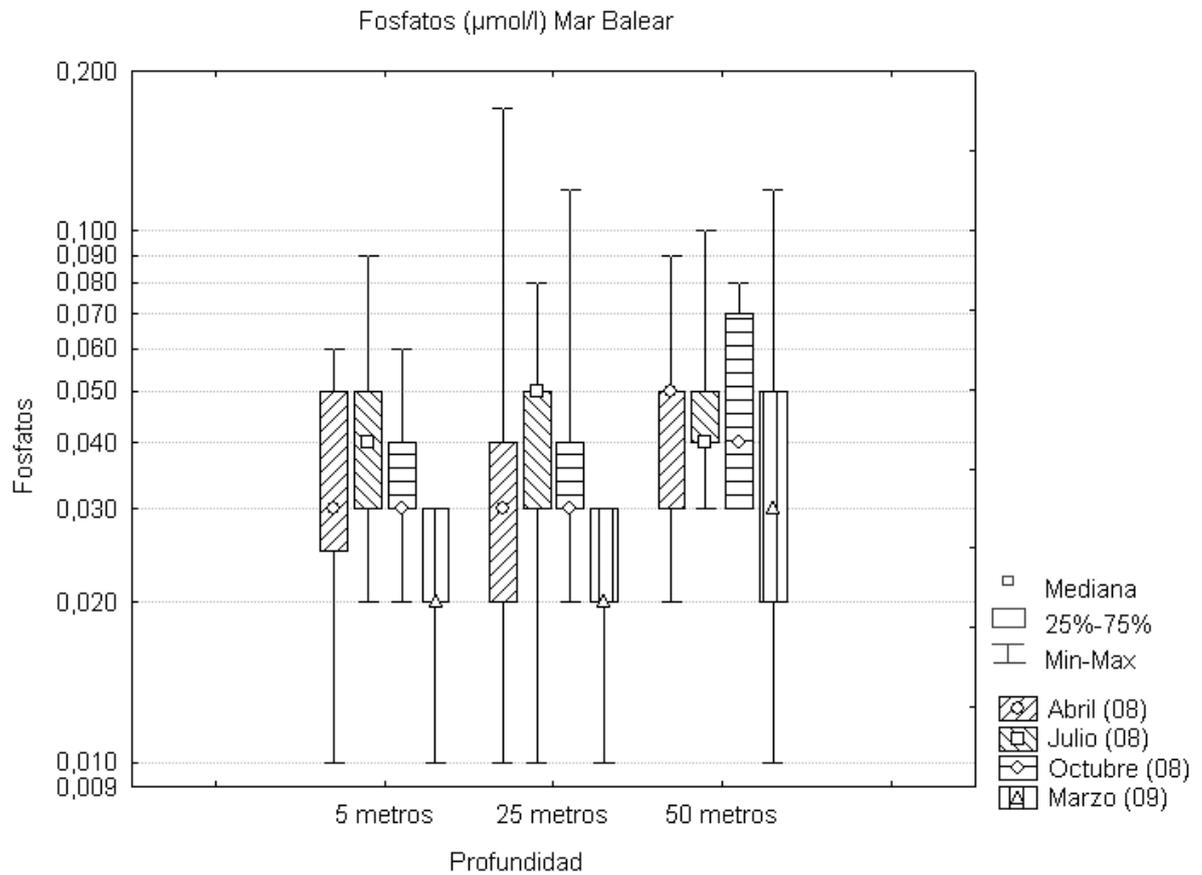


Figura 5: Gráfico de caja de la variación estacional de los fosfatos en los tres niveles de muestreo

### Silicatos

El aumento en octubre, que se ha observado en los tres niveles, tanto en los nitratos como en los nitritos, sólo es detectable a 50m en los silicatos (Figura 6). De esta forma, se obtiene en esta campaña, el mayor gradiente vertical con aumento en profundidad de este nutriente. Este, es del mismo signo, pero menos pronunciado en marzo. Posiblemente, la proliferación fitoplanctónica observada en este mes influya en el contenido en silicatos. En abril, el gradiente vertical es muy suave, con sólo un ligero aumento en el nivel de 50m y resulta de signo contrario en julio, donde se observa una disminución de este nutriente en profundidad.

El mayor valor puntual se obtuvo en marzo en el estrato de 50m, con 2.13  $\mu\text{mol/l}$  y el mínimo, en octubre, con 0.6  $\mu\text{mol/l}$  a 5m.

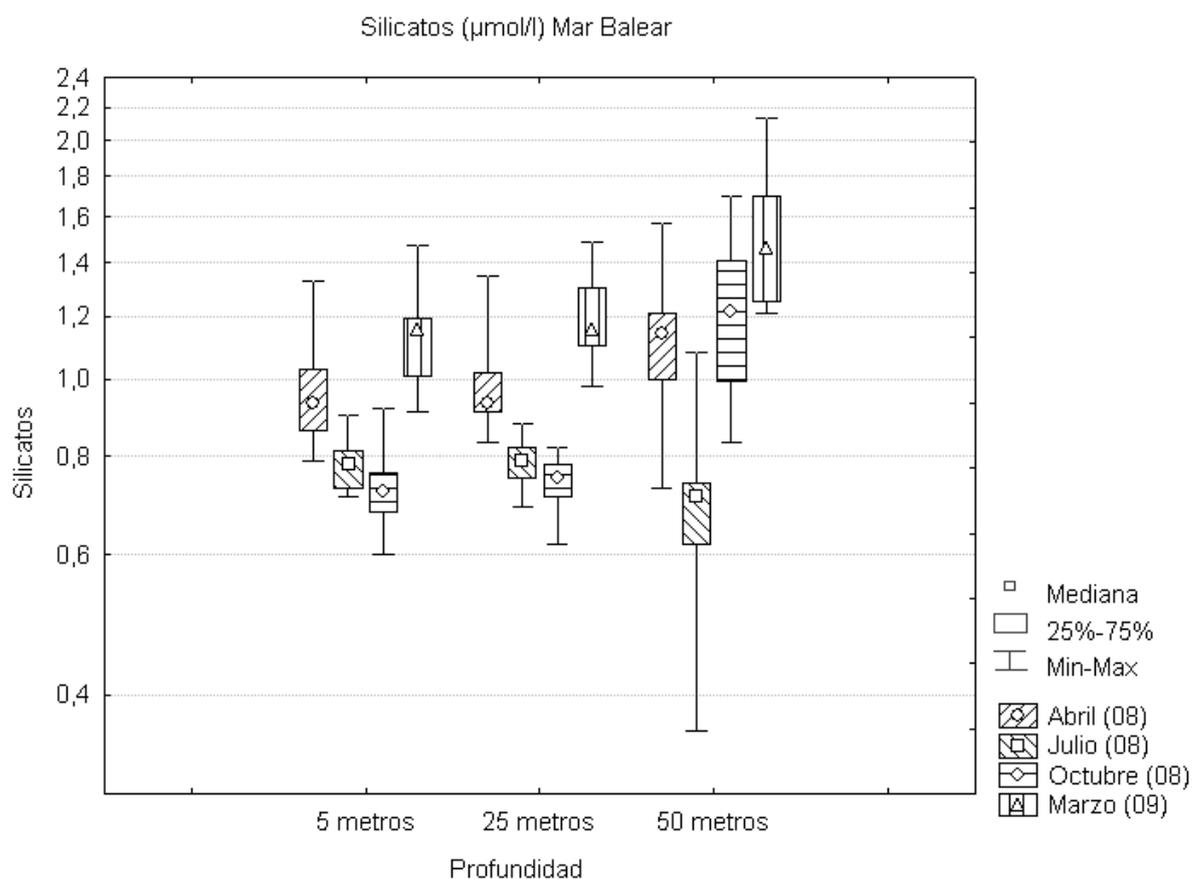


Figura 6. Gráfico de caja de la variación estacional de los silicatos en los tres niveles de muestreo.

#### Promedios globales de los parámetros considerados y comparación con el ciclo anual anterior (2005-2006)

En el informe final realizado sobre los datos obtenidos de los citados parámetros en el ciclo estacional de 2005-2006, se señalaba que tanto el rango de variación de la clorofila como de los nutrientes encajaba, en líneas generales, con lo obtenido en anteriores proyectos en esta región del Mar Balear, haciendo especial hincapié en zonas coincidentes o próximas al área que abarcan las presentes estaciones de muestreo. La lista de referencias bibliográficas así como la nomenclatura de los distintos proyectos, no se tendrá en cuenta aquí, por lo que remitimos al lector al citado informe.

Basándonos en los promedios globales de la columna de agua (climatología) se ha elaborado la Tabla 1, en la que se comparan los dos ciclos estacionales de 2005-2006 y 2008-2009. Puede constatar que si bien en algunos casos, determinados parámetros tienden hacia un aumento, y en otros hacia una disminución, al pasar de un ciclo a otro, los valores se mantienen en el mismo orden de magnitud, definiendo la permanencia del carácter oligotrófico de la zona.

Media Columna	2005-2006	2008-2009
Clorofila	0.23	0.28
Nitratos	0.29	0.26
Nitritos	0.04	0.08
Fosfatos	0.05	0.04
Silicatos	0.82	0.99

Tabla 1: Promedios globales de la clorofila *a* ( $\mu\text{g/l}$ ) y de los nutrientes ( $\mu\text{mol/l}$ ) correspondientes a los ciclos estacionales de 2005-2006 y 2008-2009.

## AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a la tripulación del B/O Odón de Buen, a los jefes de campaña José Luis López-Jurado y Mariano Serra, a Ana Morillas por la clasificación de los datos y a todos aquellos que han colaborado tanto en campaña como en tierra.

Este trabajo se ha realizado en el marco del actual convenio de colaboración entre la Agencia Balear del Agua y la Calidad Ambiental (Conselleria de Medi Ambient de les Illes Balears) y el Instituto Español de Oceanografía.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APARICIO, A., JANSÁ, J. y B. AMENGUAL. (2004). Influencia del agua atlántica en la distribución de sales nutrientes en la época cálida del mar Balear. IV Jornades de Medi Ambient de les illes Balears. 228
- ARMSTRONG, F.A.J., STERNS, C.R. and J.D.H. STRICKLAD. (1967). The measurement of upwelling and subsequent biological processes by means of the Technicon autoanalyzer and associated equipment. 14: 381-389.
- ALVAREZ, F., LÓPEZ-JURADO, J.L., SERRA, M., JANSÁ, J. APARICIO, A. y B. AMENGUAL. (2006). Datos de referencia de clorofila *a* y nutrientes en aguas de plataforma y talud del mar Balear. Informe final.
- HOLM-HANSEN, O., LORENZEN, C.J., HOLMES, R.W., and J.D.H. STRICKLAND. (1965). Fluorometric determination of chlorophyll. ICES. Journal du Conseil, 30: 3-15.
- JANSÁ, X. (2008). És el mar Balear un mar oligotròfic?. *Estudis Baleàrics* 88/89. 125-136.
- TREGUER, P., et P. LE CORRE. (1975). Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisations de l'autoanalyzer II Technicon. Laboratoire d'Océanologie Chimique, Université de Bretagne Occidentale. Brest. 110 pp.