

Nota de Investigación/Research Note

Distribución bacteriológica en el agua de mar en la Bahía Cullera, España

Bacteriological quality of the seawater in Cullera Bay, Spain

LA Cupul-Magaña^{1,2*}, C Mösso-Aranda¹, A Sánchez-Arcilla¹, JP Sierra-Pedrico¹,
 JL Fermán-Almada², I Romero³, S Falco³

¹ Universitat Politècnica de Catalunya, Jordi Girona 1-3, Campus Nord-UPC, Mòdul D-1, 08034 Barcelona, España.

* E-mail: lcupul@uabc.mx

² Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Apartado postal 453, 22800 Ensenada, Baja California, México.

³ Universidad Politécnica de Valencia, Grupo de Evaluación de Impacto Ambiental, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia, España.

Resumen

Localizada en el Mediterráneo español, la Bahía de Cullera está influenciada por las descargas del Río Júcar y por un emisor submarino que descarga sus aguas residuales justo en la desembocadura del río. En el marco del proyecto ECOSUD se llevaron a cabo cinco campañas de muestreo entre julio de 2002 y abril de 2003, en 11 estaciones distribuidas a lo largo de la costa y en el emisor submarino, para determinar la distribución espaciotemporal de la calidad bacteriológica (coliformes fecales, *Escherichia coli* y enterococos) del agua de mar con la finalidad de detectar posibles áreas peligrosas para usos recreativos y de baño de las playas de la bahía, según los estándares determinados por la Comisión Ambiental Europea. Los resultados obtenidos muestran que, en general, la zona costera de Bahía Cullera mantiene una buena calidad en sus aguas de baño. Sin embargo, la influencia de las descargas tanto del emisario submarino como del Río Júcar tiene un impacto en la zona costera, donde el aumento de la concentración bacteriológica disminuye la calidad de las aguas, sobretodo en los meses de verano cuando la actividad turística es intensa. El aporte adicional de fuentes esporádicas de contaminación en la zona del Cabo Cullera ocasiona un incremento por encima del valor máximo permisible de concentración de bacterias (2000 UFC 100 mL⁻¹ para coliformes fecales, 200 UFC 100 mL⁻¹ para enterococos y 500 UFC 100 mL⁻¹ para *E. coli*). Además, tomando en cuenta que el patrón de corrientes está controlado por el régimen estacional de los vientos, la zona norte podría llegar a ser una futura fuente adicional de bacterias contaminantes a las zonas de la playa, que hasta hoy mantienen una buena calidad de agua.

Palabras clave: calidad del agua, indicadores ambientales, Cullera, Río Júcar.

Abstract

Cullera Bay, located on the Mediterranean coast of Spain, is influenced by the Júcar River outflow and by an sewage outfall that discharges wastewaters in the vicinity of the river mouth. Within the framework of the ECOSUD project, five sampling campaigns were conducted between July 2002 and April 2003 at 11 stations distributed along the coast of the bay and in the area of the sewage pipe, in order to determine the spatial and temporal distribution of bacteria (faecal coliforms, enterococci and *Escherichia coli*) in the seawater and thus detect possible dangerous zones for recreational use of the beaches, based on the guidelines established by the European Environmental Commission. In general, Cullera Bay was found to have good water quality; however, the discharges from both the river and sewage outfall affect the coastal zone, the increase in bacterial concentration diminishing the quality of the bathing waters, especially during the summer months when tourism peaks. Moreover, as a result of additional inputs of sporadic sources of pollution in the area of Cape Cullera, the maximum permissible values established for faecal coliforms (2000 CFU 100 mL⁻¹), enterococci (200 CFU 100 mL⁻¹) and *E. coli* (500 CFU 100 mL⁻¹) were exceeded. Considering that the currents are driven by seasonal winds, the northern area could eventually become an additional source of contaminating bacteria to the beaches that currently have good water quality.

Key words: bathing water quality, environmental indicators, Cullera, Júcar River.

Introducción

La degradación de la calidad de las aguas costeras puede tener diversas causas. Aunque posiblemente la principal sea el tratamiento inadecuado de aguas residuales (urbanas, industriales y agrícolas) su vertido en la costa a través de emisores

Introduction

The degradation of coastal water quality can be attributed to several factors, though the main one probably is the inappropriate treatment of the urban, industrial and agricultural wastewaters discharged into the sea through sewage outfalls

submarinos, y/o por la desembocadura de ríos, rieras y arroyos. Este problema se agudiza en zonas estuarinas y áreas costeras semicerradas como bahías y ensenadas (Justic *et al.* 1995, Day *et al.* 1997), donde la excesiva entrada de sustancias contaminantes a los cuerpos de agua ha llegado a convertirse en un serio problema de contaminación de las aguas superficiales, subterráneas y marinas en países miembros de la Comunidad Económica Europea (OECD 1993, Aguilera *et al.* 2001).

Particularmentem, Bahía Cullera en la costa valenciana de España, es un ecosistema nerítico donde la calidad de las aguas está fuertemente influenciada por las descargas del Río Júcar y de un emisario submarino próximo a la desembocadura del río. Esta situación se acentúa durante la época estival, ya que se desarrolla un marco de presión debido a la gran afluencia turística, cuando la población aumenta de poco más de 21,500 personas a 150,000 (Pineda *et al.* 2003). Este aumento de la población genera problemas como el incremento en la demanda hídrica y en la contaminación. En consecuencia, tanto el Río Júcar como Bahía Cullera reciben efluentes con una carga de patógenos importante, que podrían generar riesgos para la salud pública (Metcalf y Stiles 1965, Barrow 1981) y problemas para el uso recreativo y de baño de estas aguas. Este trabajo tuvo como objetivo determinar la distribución espacio-temporal de la calidad bacteriológica del agua de mar con la finalidad de detectar posibles áreas de riesgo para usos recreativos y de baño de las playas de Bahía Cullera, España.

Materiales y métodos

Área de estudio

Bahía Cullera está localizada en la costa mediterránea española, entre las coordenadas 39°08' y 39°12' N, y 0°13' y 0°15' O (fig. 1), delimitada al norte por el Cabo Cullera, mientras que se encuentra abierta al mar hacia su parte sur. Entre Cabo Cullera y la desembocadura del río Júcar hay 6 km de costa. La ciudad de Cullera se sitúa en la costa valenciana a sólo 38 km al sur de Valencia, la capital. Su núcleo urbano se extiende en semicírculo en torno a la ladera del Monte de Oro, limitando su desarrollo con la margen norte del Río Júcar y el Mar Mediterráneo.

El caudal máximo del Río Júcar se observa típicamente durante febrero ($16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), mientras que julio y agosto son los meses más secos, con caudales del orden de $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Las aguas del bajo Júcar se caracterizan por sus altas concentraciones de nutrientes (con una abundante cantidad de pesticidas y fertilizantes), debido a la intensa actividad agrícola, así como la gran explotación de los recursos hídricos del río a lo largo de su cuenca y a su uso como vertedero de descargas de aguas residuales (domésticas e industriales) parcialmente depuradas (Mestres 2002, Mestres *et al.* 2004).

La hidrodinámica dentro de Bahía Cullera está fuertemente influenciada por las condiciones climatológicas locales así como por la presencia del Cabo Cullera. El principal agente impulsor de las corrientes en esta zona es el viento (Mestres 2002).

and/or river and stream runoff. This problem is exacerbated in estuaries and semienclosed coastal areas such as bays and inlets (Justic *et al.* 1995, Day *et al.* 1997), where the consequence of an excessive input of toxic substances to the water body has led to serious contamination of surface, ground and marine waters of European Union member states (OECD 1993, Aguilera *et al.* 2001).

Cullera Bay is a neritic ecosystem on the Valentian coast of Spain and its water quality is strongly influenced by discharges from the Júcar River and an underwater sewage pipe in the vicinity of the river mouth. During summer, at the height of the tourist season, the population increases from a little over 21,500 to 150,000 (Pineda *et al.* 2003), generating diverse problems including a greater demand for water and increased contamination. Consequently, both the Júcar River and Cullera Bay receive effluents carrying a significant pathogen load that could be detrimental for human health (Metcalf and Stiles 1965, Barrow 1981) and the recreational use of these waters. This study therefore aims to determine the spatial and temporal distribution of bacteria in the seawater in order to detect possible risk areas for leisure activities on the beaches of Cullera Bay.

Material and methods

Study area

Cullera Bay (39°08'–39°12' N, 0°13'–0°15' W) is located on the Mediterranean coast of Spain (fig. 1). To the north it is delimited by Cape Cullera and to the south there is open sea.

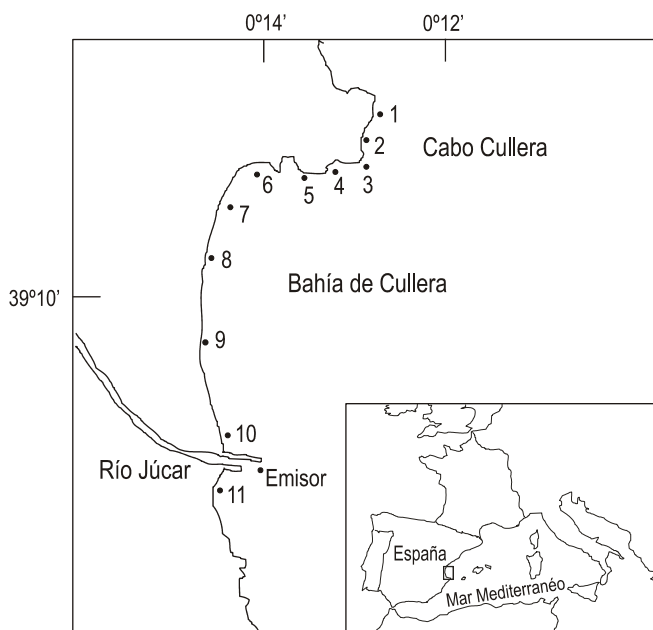


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo.
Figure 1. Study area and location of the sampling stations.

Recolecta y análisis de las muestras

Se realizaron cinco campañas de muestreo entre julio de 2002 y abril de 2003, en 11 estaciones distribuidas a lo largo de la costa, desde la desembocadura del Río Júcar, en la parte sur, hasta el Cabo Cullera, en la parte norte de la bahía, y en la zona del emisor submarino (fig. 1). En todas las estaciones las muestras de agua se tomaron a nivel superficial a excepción de la zona del emisor donde se muestreo a profundidades de 0, -0.5, -1.0 y -5.0 m, utilizando un muestreador de acuerdo a Naudin *et al.* (2001). Para cada muestra se tomaron 500 mL de agua en botellas de vidrio Pyrex con tapón de rosca, previamente esterilizadas en autoclave a 121°C durante 15 min. Una vez recolectadas, las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis dentro de las primeras 24 h después de la recolección.

Se filtraron 100 mL de muestra para cada grupo de bacterias (coliformes fecales, totales y enterococos) a través de una membrana Whatman estéril (0.45 µm). Las muestras fueron diluidas 10, 100 ó 1000 veces en una solución estéril, conteniendo 0.35 M de PO₄H₂K y 0.39 M de Cl₂Mg·6H₂O a pH 7.2. Los filtros se colocaron en cajas de Petri previamente preparadas con sus respectivos medios de cultivo: agar selectivo para enterococos (para filtración de membrana) según Slanetz y Bartley (1957) (41.5 g en 1 L de agua), y agar Chromocult® para coliformes (27 g en 1 L de agua), que es un agar selectivo para la identificación simultánea de coliformes totales y *Escherichia coli*. Las placas para coliformes fecales se incubaron durante 24 h a 41°C, para coliformes totales durante 24 h a 37°C y para enterococos durante 48 h a 37°C. Transcurridos estos tiempos se realizó el recuento de colonias, siendo las de enterococos las de color rojo-rosa e incluso algo pardas, las de coliformes totales y fecales las de color rojo y azul claro verdoso, y las de *E. coli* las de color violeta-azul oscuro. *Escherichia coli* se contabilizó como grupo dentro de los coliformes fecales y los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonias (UFC) en 100 mL de muestra. No se hicieron réplicas de las muestras.

Resultados

Durante la campaña del 9 de julio de 2002, la distribución espacial de las coliformes fecales presentó un comportamiento caracterizado por valores cercanos a las 200 UFC 100 mL⁻¹ en la mayoría de las estaciones de muestreo; sin embargo, en la región más alejada del emisor, en Cabo Cullera (estación 1), los valores se incrementaron alcanzado un valor de 1785 UFC 100 mL⁻¹ (fig. 2a). En la siguiente campaña (24 de julio de 2002) los valores no sobrepasaron las 200 UFC 100 mL⁻¹ incluso en la estación 1 (30 UFC 100 mL⁻¹). En agosto 5 la distribución mostró valores por debajo de las 100 UFC 100 mL⁻¹ en todas las estaciones a excepción de la estación 1 donde, de nuevo, el valor de las bacterias se incrementó a 406 UFC 100 mL⁻¹. En el muestreo del 4 de septiembre de 2002, la distribución de las coliformes fecales no mostró valores por encima de las 100 UFC 100 mL⁻¹ en la mayoría de las estaciones, a

The town of Cullera is situated 38 km to the south of the city of Valencia, capital of the province of the same name. The urban nucleus extends in a semicircle around the slope of Monte de Oro, limiting with the north bank of the Júcar River and the Mediterranean Sea. There are 6 km of coastline between Cape Cullera and the mouth of the Júcar River.

The maximum flow (16 m³ s⁻¹) of the Júcar River typically occurs in February, while July and August are the driest months (~4 m³ s⁻¹). The waters of the lower part of the river are characterized by high nutrient concentrations (with large amounts of pesticides and fertilizers), due to intense agricultural activity, substantial exploitation of the hydric resources of the basin and its use as a dumping ground for partially treated domestic and industrial wastewaters (Mestres 2002, Mestres *et al.* 2004).

The hydrodynamics of Cullera Bay are strongly affected by the local climatological conditions and the presence of Cape Cullera. The currents are primarily wind driven (Mestres 2002).

Sample collection and analysis

Five sampling campaigns were conducted between July 2002 and April 2003, at 11 stations distributed along the coast from the mouth of the Júcar River, on the southern side of the bay, to Cape Cullera, on the northern side, and in the area of the underwater sewage pipe (fig. 1). Surface water samples were collected at all the stations, but in the area of the sewage outfall, samples were also taken at depths of -0.5, -1.0 and -5.0 m, according to Naudin *et al.* (2001). For each sample, 500 mL of water were collected in screw-cap Pyrex bottles, previously sterilized by autoclave at 121°C for 15 min. The samples were refrigerated until their analysis within 24 h of collection.

For each bacterial group (total and faecal coliforms and enterococci), 100 mL were filtered through a sterile Whatman membrane (0.45 µm). The samples were diluted 10, 100 or 1000 times in a sterile solution containing 0.35 M of PO₄H₂K and 0.39 M of Cl₂Mg·6H₂O at pH 7.2. The filters were placed in Petri dishes previously prepared with the respective culture media: membrane filter Enterococcus Selective Agar, according to Slanetz and Bartley (1957) (41.5 g in 1 L of water), and Chromocult® Agar for coliforms (27 g in 1 L of water), a selective agar for the simultaneous identification of total coliforms and *Escherichia coli*. The plates were incubated as follows: faecal coliforms for 24 h at 41°C, total coliforms for 24 h at 37°C, and enterococci for 48 h at 37°C. The colonies were then counted, the enterococci having a salmon-red to slightly brown colour, the total and faecal coliforms a red and blue-green colour, and *E. coli* a dark blue-violet colour. *Escherichia coli* was considered a group within the faecal coliforms and the results were expressed as colony forming units (CFU) in 100 mL of sample. Replicate samples were not made.

excepción de la estación 11 (144 UFC 100 mL⁻¹), situada al sur del emisor, y la estación 1 que presentó un valor de 1028 UFC 100 mL⁻¹. Durante la campaña del 23 de abril de 2003 se observó un comportamiento similar a la campaña anterior, obteniéndose los mayores valores en la estación 11 (621 UFC 100 mL⁻¹) y en la zona de Cabo Cullera (estación 3) con 2369 UFC 100 mL⁻¹.

Se observó un comportamiento espacial y temporal de *E. coli* similar al de las coliformes fecales (fig. 2b), con los mayores valores en los extremos norte y sur de Bahía Cullera: 1600 UFC 100 mL⁻¹ en la estación 1 (julio de 2002), 991 UFC 100 mL⁻¹ en la estación 2 (septiembre de 2002) y 2021 UFC 100 mL⁻¹ en la estación 3 (abril 2003).

La distribución espaciotemporal de enterococos en la campaña del 9 de julio de 2002 mostró valores por debajo de 30 UFC 100 mL⁻¹ en la mayoría de las estaciones; únicamente en la estación 1 (zona del Cabo Cullera) el valor se incrementó a 166 UFC 100 mL⁻¹ (fig. 2c). Algo similar ocurrió durante el muestreo del 24 de julio de 2002, con valores de 105 UFC 100 mL⁻¹ en la estación 1, mientras que en el resto de las estaciones los valores continuaron menores a 30 UFC 100 mL⁻¹ de la misma forma que en agosto y septiembre de 2002, mientras que en abril de 2003 los valores permanecieron por debajo de 20 UFC 100 mL⁻¹ en todas las estaciones de muestreo. En general, se observó que la distribución espacial y temporal de los enterococos presentó el mismo patrón que las coliformes fecales y *E. coli*, aunque en menores concentraciones.

La distribución vertical de coliformes fecales durante la campaña del 9 de julio de 2002 aumentó de 179 UFC 100 mL⁻¹ en la superficie hasta 250 UFC 100 mL⁻¹ a 0.5 m de profundidad, y disminuyó a 202 UFC 100 mL⁻¹ a 1.0 m de profundidad, continuando este descenso hasta valores de 30 UFC 100 mL⁻¹ a los 5.0 m de profundidad (fig. 3a). En el muestreo del 24 de julio de 2002 los valores disminuyeron, siendo menores a 30 UFC 100 mL⁻¹ en todo el perfil. Sin embargo, en la siguiente campaña (4 de septiembre de 2002) de nuevo se notó un incremento en los valores desde la superficie, de 60 a 187 UFC 100 mL⁻¹ a 0.5 m de profundidad, disminuyendo a 35 UFC 100 mL⁻¹ a 5 m de profundidad. En el muestreo del 23 de abril de 2003 se observaron valores menores a 60 UFC 100 mL⁻¹ en todo el perfil de coliformes fecales.

La distribución vertical de *E. coli* mostró un comportamiento similar al de las coliformes fecales (fig. 3b). Durante la campaña del 9 de julio se observó un aumento desde la superficie, de 40 a 121 UFC 100 mL⁻¹ a 0.5 m de profundidad y 35 UFC 100 mL⁻¹ a 1.0 m de profundidad, disminuyendo con la profundidad a valores de 9 UFC 100 mL⁻¹ a los 5.0 m de profundidad. En las siguientes campañas el comportamiento de los perfiles de *E. coli* mostró valores cercanos a cero, sólo en la campaña del 4 de septiembre se detectó un pequeño incremento de los valores (40 UFC 100 mL⁻¹) pero en general es la única variación que se observó en todos los perfiles.

La distribución vertical de enterococos fue más o menos homogénea durante las campañas del 9 de julio y 4 de septiembre de 2002 y abril de 2003, ya que los valores en todo el perfil

Results

During the first survey on 9 July 2002, the spatial distribution of faecal coliforms was characterized by values close to 200 CFU 100 mL⁻¹ at most of the sampling stations, except at Cape Cullera (station 1), the area farthest from the underwater pipe, where a value of 1785 CFU 100 mL⁻¹ was recorded (fig. 2a). On 24 July 2002, the values did not exceed 200 CFU 100 mL⁻¹ even at station 1 (30 CFU 100 mL⁻¹). On 5 August 2002, values below 100 CFU 100 mL⁻¹ were obtained for all the sites except for station 1, which once again, had a higher value (406 CFU 100 mL⁻¹). On 4 September 2002, the values did not exceed 100 CFU 100 mL⁻¹ at most locations, except at station 11 (144 CFU 100 mL⁻¹), to the south of the sewage outfall, and at station 1 (1028 CFU 100 mL⁻¹). Finally, on 23 April 2003, a similar behaviour as that of the previous survey was observed, the highest values corresponding to stations 11 and 3 (621 and 2369 CFU 100 mL⁻¹, respectively), the latter in the vicinity of Cape Cullera.

The spatiotemporal distribution of *E. coli* (fig. 2b) was similar to that of faecal coliforms, the higher values corresponding to the stations in the southern and northernmost parts of the bay. The highest values were 1600 CFU 100 mL⁻¹ at station 1 (July 2002), 991 CFU 100 mL⁻¹ at station 2 (September 2002) and 2021 CFU 100 mL⁻¹ at station 3 (April 2003).

The spatiotemporal distribution of enterococci during the survey of 9 July 2002 showed values below 30 CFU 100 mL⁻¹ at all the sites except for station 1 (Cape Cullera), where the value increased to 166 CFU 100 mL⁻¹ (fig. 2c). Likewise, on 24 July 2002 a value of 105 CFU 100 mL⁻¹ was recorded at station 1, whereas the other sites had values of less than 30 CFU 100 mL⁻¹; a similar pattern was observed during the August and September 2002 campaigns. In April 2003, values below 20 CFU 100 mL⁻¹ were obtained for all the stations. In general, the spatiotemporal distribution of enterococci was similar to that of faecal coliforms and *E. coli*, though the concentrations were lower.

Regarding the vertical distribution of faecal coliforms, on 9 July 2002 the values increased from 179 CFU 100 mL⁻¹ at the surface to 250 CFU 100 mL⁻¹ at 0.5 m depth, and then decreased to 202 CFU 100 mL⁻¹ at 1.0 m depth and continued decreasing to 30 CFU 100 mL⁻¹ at 5.0 m depth (fig. 3a). On 24 July 2002, values below 30 CFU 100 mL⁻¹ were obtained for all the vertical profile. During the next campaign (4 September 2002), however, the values increased from 60 CFU 100 mL⁻¹ at the surface to 187 CFU 100 mL⁻¹ at 0.5 m depth, and then decreased to 35 CFU 100 mL⁻¹ at 5.0 m depth. On 23 April 2003, all the values were below 60 CFU 100 mL⁻¹.

The vertical distribution of *E. coli* was similar to that of faecal coliforms (fig. 3b). On 9 July 2002 the values increased from 40 CFU 100 mL⁻¹ at the surface to 121 CFU 100 mL⁻¹ at 0.5 m depth, and then decreased to 35 CFU 100 mL⁻¹ at 1.0 m and to 9 CFU 100 mL⁻¹ at 5.0 m depth. Values close to zero were obtained in the following campaigns; a small increase

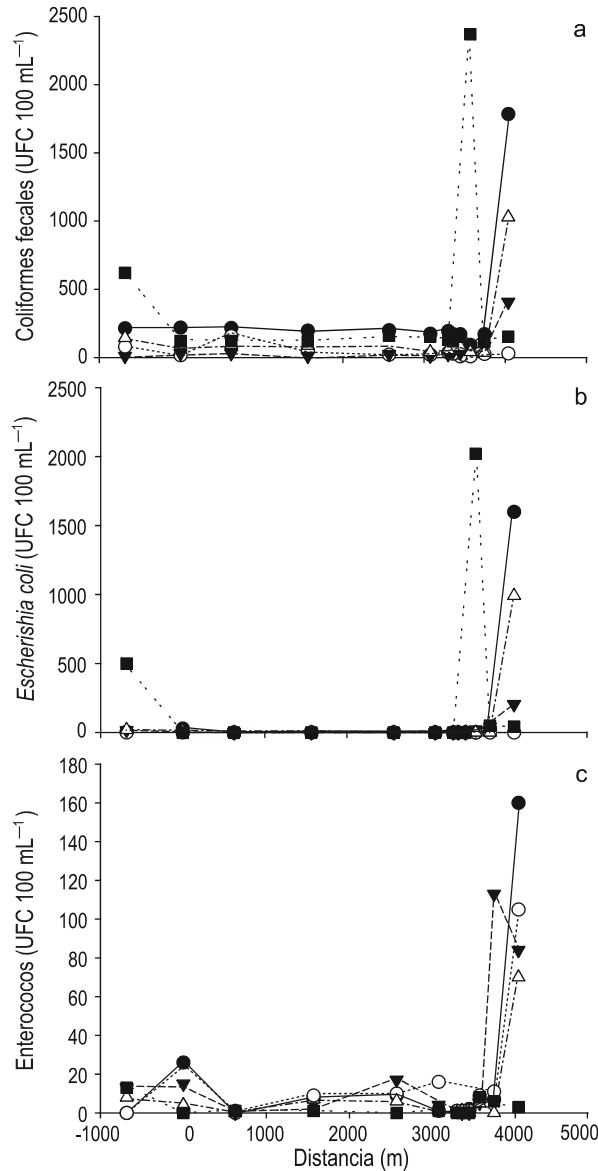


Figura 2. Distribución espacial y temporal de (a) coliformes fecales, (b) *Escherichia coli* y (c) enterococos a lo largo de la costa de Bahía Cullera, en función de la distancia al emisor submarino. Los símbolos representan las fechas de muestreo (d/m/a): ● 09/07/02, ○ 24/07/02, ▼ 05/08/02, ▽ 04/09/02, ■ 23/04/03.

Figure 2. Spatial and temporal distribution of (a) faecal coliforms, (b) *Escherichia coli* and (c) enterococci along the coast of Cullera Bay, in relation to the distance to the underwater sewage pipe. The symbols represent the sampling dates (d/m/yr): ● 09/07/02, ○ 24/07/02, ▼ 05/08/02, ▽ 04/09/02, ■ 23/04/03.

rara vez rebasan las 50 UFC 100 mL⁻¹ (fig. 3c). Sin embargo, durante el muestreo del 24 de julio de 2002 los valores de enterococos aumentaron drásticamente desde la superficie, donde el valor es cercano a cero, hasta 600 UFC 100 mL⁻¹ a 0.5 m de profundidad disminuyendo a 1.0 m de profundidad (45 UFC 100 mL⁻¹) y mostrando un incremento a 5.0 m de profundidad (118 UFC 100 mL⁻¹).

(40 CFU 100 mL⁻¹) was observed on 4 September 2002, but in general it was the only variation detected in the profiles.

The vertical distribution of enterococci was more or less homogeneous during the surveys of 9 July and 4 September 2002 and 23 April 2003, since most of the values did not exceed 50 CFU 100 mL⁻¹ (fig. 3c). On 24 July 2002, however, the values increased drastically from close to zero at the surface to 600 CFU 100 mL⁻¹ at 0.5 m depth, and then decreased to 45 CFU 100 mL⁻¹ at 1.0 m depth and increased again to 118 CFU 100 mL⁻¹ at 5.0 m depth.

Discussion

The European Water Framework Directive COM (2002) 581 final establishes a maximum permissible value and a guideline value to classify bathing waters as good or excellent, respectively. For faecal coliforms, the maximum permissible concentration is 2000 CFU 100 mL⁻¹ and the guideline value is 100 CFU 100 mL⁻¹. For enterococci, the obligatory value is 200 CFU 100 mL⁻¹ and the guideline value is 100 CFU 100 mL⁻¹. For *E. coli*, the obligatory value is 500 CFU 100 mL⁻¹ and the guideline value is 250 CFU 100 mL⁻¹.

The distribution of bacteria in Cullera Bay could be associated with the hydrodynamics of the area, since the surface circulation of coastal waters is driven by local wind fields. Within the bay there is a recirculation in the northern part due to the predominant E, ESE and S winds and the presence of the cape (Mestres *et al.* 2004, Mösso *et al.* 2004). Moreover, the scant fresh-water input from the Júcar River (generally 5 m³ s⁻¹) produces very low outflow speeds, so the influence of the river on the dynamics of the coastal currents in the bay is minimal. The circulation pattern can vary several times a day depending on the predominant wind direction; hence, the general wind pattern controls the coastal currents, which flow both northwards and southwards according to the wind direction (Mösso 2003).

The spatial and seasonal distribution of bacteria shows a greater concentration in the area of Cape Cullera, mainly during the summer months when the winds blow from the S and ESE, indicating a preferentially northerly circulation at that time of year. This promontory in the northern part of the bay interferes with the circulation pattern, causing an accumulation of the transported material and an increase in the concentration of bacteria in the sediment. These bottom accumulations can be shifted and resuspended by strong wave action, which would explain the greater concentration of bacteria and, consequently, the diminished water quality in this area. This behaviour has also been observed on the northwestern coast of Baja California (Mexico), where the wave action is capable of moving the sediments from the sea bottom and resuspending them in the water column (Orozco-Borbón and Segovia-Zavala 1986). However, the geomorphological characteristics of the cape produce a concentration of wave energy due to the effect of wave refraction (Komar 1998) and, therefore, greater stirring of the water column, which would impede the

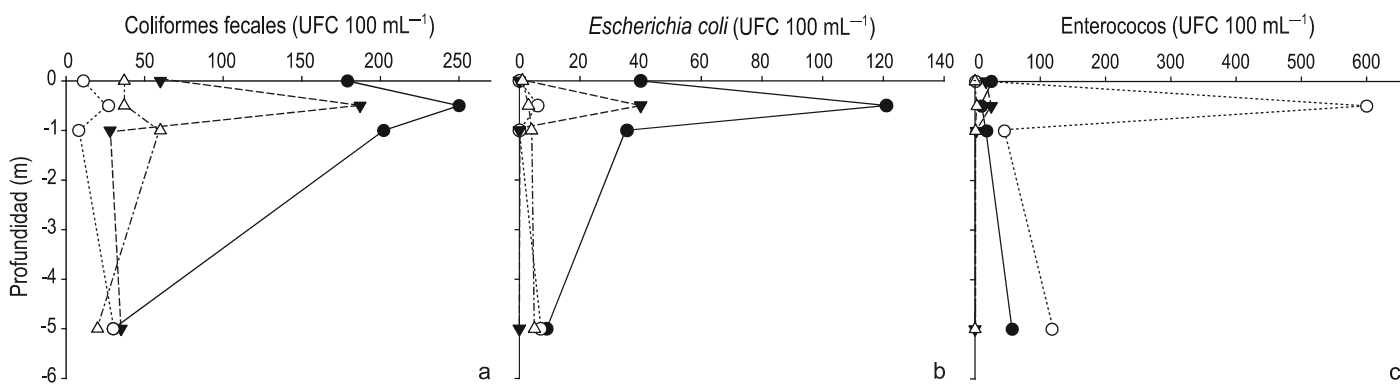


Figura 3. Distribución vertical y temporal de bacterias en la zona del emisor: (a) coliformes fecales, (b) *Escherichia coli* y (c) enterococos. Los símbolos representan las fechas de muestreo (d/m/a): ● 09/07/02, ○ 24/07/02, ▼ 05/08/02, ▽ 23/04/03.

Figure 3. Vertical and temporal distribution of bacteria in the area of the underwater sewage pipe: (a) faecal coliforms, (b) *Escherichia coli* and (c) enterococci. The symbols represent the sampling dates (d/m/yr): ● 09/07/02, ○ 24/07/02, ▼ 04/09/02, ▽ 23/04/03.

Discusión

La Directiva COM (2002) 581 final sobre política del agua establece un valor máximo permisible para clasificar las aguas de baño como de “buena calidad” y un valor guía para “excelente calidad”. La concentración máxima de coliformes fecales permitida es de 2000 UFC 100mL⁻¹ y el valor guía es de 100 UFC 100 mL⁻¹; para enterococos el máximo es de 200 UFC 100 mL⁻¹ y el valor guía es de 100 UFC 100 mL⁻¹; y para *E. coli* el valor máximo obligatorio es de 500 UFC 100 mL⁻¹ y el valor guía de 250 UFC 100 mL⁻¹.

El comportamiento de la distribución bacteriológica en la zona costera de la Bahía Cullera podría asociarse a la hidrodinámica de la zona, ya que la circulación superficial de las aguas costeras es impulsada por los campos de vientos locales. Dentro de la bahía hay recirculación en la parte norte, debida a los vientos predominantes del E, ESE y S, y a la presencia del cabo (Mestres *et al.* 2004, Mösso *et al.* 2004). Además, la escasa descarga de agua dulce del Río Júcar (generalmente 5 m³ s⁻¹) trae como consecuencia velocidades de salida del flujo muy bajas, por lo que la influencia del río en la dinámica de las corrientes costeras dentro de la bahía es mínima. El patrón de circulación puede cambiar varias veces al día en función de la dirección del viento predominante y, por tanto, el patrón general de los vientos controlará el sistema de corrientes costeras, que fluyen tanto hacia la zona norte como hacia el sur de Bahía Cullera dependiendo de la dirección del viento (Mösso 2003).

En principio, la distribución espacial y estacional de las bacterias muestra una mayor concentración en la zona del Cabo Cullera, principalmente durante los meses de verano, cuando los vientos soplan del S y ESE, lo que indicaría un patrón de circulación preferencial hacia el norte en dicha estación del año. La presencia del cabo en la parte norte de la bahía interferiría con el patrón de circulación, provocando una acumulación del material transportado y un aumento de la concentración de bacterias en el sedimento. Estas acumulaciones

de bacteria en el sedimento. If the bacteria remain suspended, they are likely to be transported by the currents outside the bay area and the cleanliness of the water is maintained. Nevertheless, the results show that the highest concentrations of bacteria occurred precisely around Cape Cullera, indicating possible additional inputs of sporadically-discharged untreated wastewaters from point sources of domestic contamination in this area. This would explain the variation in concentrations at the stations in the vicinity of the cape between the surveys of 9 and 24 July 2002 (1785 and 30 CFU 100 mL⁻¹, respectively). The concentrations recorded during the other campaigns were above the guideline value.

Tourism is another factor that could be affecting the water quality, since these beaches are used intensively in summer. As already mentioned, the population of Cullera increases by one order of magnitude during the summer season, placing greater demands on the resources, in particular the use of fresh water. The residual excess could therefore be exceeding the capability of the wastewater treatment plants and the effluents are likely not being appropriately treated before being discharged through the river, the sewage outfall or the possible sporadic sources in the northern part of the bay.

The concentration of coliform bacteria and *E. coli* at station 11 in April 2003 exceeded the good water quality standard and this could be due to a trap effect of the jetties at the mouth of the Júcar River, impeding the free circulation of water as occurs in the rest of the coastal area of Cullera Bay. In contrast, low levels of faecal contamination were found in the area of the sewage outfall and, in most cases, the concentrations corresponded to the guideline values for excellent quality in nearly all the surveys conducted. The levels of bacteria were greater at the surface and decreased notably below 1 m depth, probably because of the lower density of fresh water, the source of these inputs.

In general, Cullera Bay has good water quality; however, the discharges from both the sewage outfall and Júcar River have an impact on the coastal zone, the increase in bacterial

en el fondo podrían ser removidas y resuspendidas por la acción de un oleaje fuerte, lo que explicaría la mayor concentración de bacterias y, en consecuencia, que la calidad del agua en esta zona disminuya considerablemente. Este comportamiento se ha observado también en la costa noroccidental de Baja California (México), donde el oleaje es capaz de remover los sedimentos y liberar las bacterias del fondo marino resuspendiéndolas en la columna de agua (Orozco-Borbón y Segovia-Zavala 1986). Sin embargo, las características geomorfológicas del Cabo Cullera provocan una concentración de la energía del oleaje debida al efecto de la refracción del oleaje (Komar 1998) y, por lo tanto, una mayor agitación de la columna de agua que impediría la concentración de las bacterias en los sedimentos. Al mantenerse en suspensión, las bacterias serían susceptibles de ser transportadas por las corrientes, sacándolas de esta manera del área de la bahía y manteniendo la limpieza de las aguas. No obstante, los resultados muestran que los valores máximos de concentración de bacterias de toda la zona monitoreada se encuentran precisamente en la zona del cabo. Esto podría indicar la presencia de un aporte adicional de aguas residuales no tratadas, provenientes de fuentes puntuales de contaminación doméstica en el área del Cabo Cullera, las cuales podrían ser vertidas esporádicamente, explicando por qué los muestreos del 9 y 24 de julio muestran variaciones en las estaciones vecinas del cabo en fechas muy cercanas, cuando se encontraron concentraciones de 1785 UFC 100 mL⁻¹ el 9 de julio y 30 UFC 100 mL⁻¹ el 24 de julio de 2002, obteniéndose durante las campañas restantes concentraciones por arriba del valor guía.

Un factor a considerar que podría afectar la calidad del agua es la actividad turística, ya que estas playas soportan un uso intenso durante el verano. Se ha mencionado que la población de Cullera aumenta en un orden de magnitud durante la época estival, lo que significa un gran incremento en la demanda de recursos, específicamente de agua potable, originando un exceso de aguas residuales que puede rebasar la capacidad de tratamiento de las plantas depuradoras y, en consecuencia, que los vertidos no sean tratados adecuadamente antes de vertirlos al río, por el emisor y, en su caso, a través de las posibles fuentes esporádicas en la zona del Cabo.

El aumento por encima de la norma de buena calidad de agua en la concentración de bacterias coliformes y *E. coli* en la estación 11 (abril 2003) puede deberse a un efecto de trampa de la escolleras en la desembocadura del Río Júcar, la cual impide que el agua de esta zona tenga una circulación libre como el resto de la zona costera de la bahía. En contraste, la zona de descarga del emisor submarino presentó niveles bajos de contaminación fecal y, en la mayoría de los casos, estos niveles correspondieron a valores guía de una "excelente calidad" en casi todas las campañas realizadas. Las bacterias se concentraron a nivel superficial, disminuyendo notablemente por debajo del metro de profundidad, lo que puede deberse a la menor densidad del agua dulce que es la fuente de estos aportes.

En general, se puede decir que la zona costera de Bahía Cullera mantiene una buena calidad en sus aguas de baño. Sin

concentración significativamente disminuyendo la calidad de las aguas de baño, especialmente en verano cuando el turismo alcanza su punto máximo. El aporte adicional de fuentes esporádicas de contaminación en el área de Cabo Cullera causa un notable incremento en la concentración de bacterias y considerando que las corrientes son impulsadas por vientos estacionales, el área norte podría convertirse en otra fuente de contaminación bacteriana a las playas que actualmente tienen una buena calidad de agua.

Acknowledgements

This work was supported by the European Union (ECOSUD project of INCO-DC program, ICA4-CT-2001-10020), by the Spanish Ministry of Science and Technology (ARTEMISA project, 003-07585-C02-01/MAR) collaboration agreement (2004) between the Polytechnic University of Catalonia (Spain) and the universities of Baja California and Sonora (Mexico), by PROMEP (Mexican program of grants), by the Cullera Cooperative of Fishermen, and by the maritime authorities of Valencia. We thank Daniel González, Joan Puigdefábregas, Oscar Galego, Ricardo Torres, Miguel Rodilla, Esther Martí, Javier Palonés, Angel Daniel Schlegel and José Alsina. We also gratefully acknowledge the hospitality and assistance provided by Consuelo Gimeno, Carmen and Obdulia Fernández de Ybarra and Víctor Carretero.

English translation by Christine Harris.

embargo, la influencia de las descargas tanto del emisor submarino como del Río Júcar tiene un impacto en la zona costera, donde el aumento de la concentración bacteriológica merma significativamente la calidad de las aguas, sobretodo en los meses de verano cuando la actividad turística es intensa. El aporte adicional de fuentes esporádicas de contaminación en la zona de Cabo Cullera ocasiona un incremento notable en la concentración de bacterias y, tomando en cuenta que el patrón de corrientes está controlado por el régimen estacional de los vientos, la zona norte podría llegar a ser una futura fuente adicional de bacterias contaminantes a las zonas de la playa que hasta hoy mantienen una buena calidad de agua.

Agradecimientos

Se agradece a la Unión Europea por el apoyo a través del proyecto ECOSUD (ICA4-CT-2001-10020) del programa INCO-DC; al proyecto ARTEMISA del Ministerio de Ciencia y Tecnología de España (003-07585-C02-01/MAR); al Convenio de colaboración docente (2004) entre la Universidad Politècnica de Catalunya (España), la Universidad Autónoma de Baja California (México) y la Universidad de Sonora (México); al programa mexicano de becas PROMEP; a la Cofradía de Pescadores de Cullera; así como a las autoridades marítimas de Valencia. También se agradece a Daniel González, Joan Puigdefábregas, Oscar Galego, Ricardo Torres,

Miguel Rodilla, Esther Marti, Javier Palonés, Angel Daniel Schlegel y José Alsina. Un agradecimiento a Consuelo Gimeno, Carmen y Obdulia Fernández de Ybarra y a Víctor Carretero por la hospitalidad y ayuda otorgada al equipo de trabajo de este proyecto.

Referencias

- Aguilera PA, Castro H, Rescias A, Schmitz MF. 2001. Methodological development of an index of coastal water quality: Application in a tourist area. *Environ. Manage.* 27: 295–301.
- Barrow GL. 1981. Microbial pollution of coast and estuaries: The public health implications. *J. Water Pollut. Control Fed.* 80: 221–230.
- Day JW, Martin JF, Cardoch L, Templet PH. 1997. System functioning as a basis for sustainable management of deltaic ecosystems. *Coast. Manage.* 25: 115–153.
- Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo (COM) 581 final. 2002. Propuesta relativa a la Calidad de las Aguas de Baño. Bruselas, 24.10.2002.
- Justic D, Rabalais NN, Turner RE, Dortch Q. 1995. Change in nutrient structure of river dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 40: 339–356.
- Komar PD. 1998. *Beach Processes and Sedimentation*. 2nd ed. Prentice-Hall, New Jersey, 544 pp.
- Metcalf TG, Stiles WC. 1965. The accumulation of the enteric viruses by the oyster *Crassostrea virginica*. *J. Infect. Dis.* 115: 68–76.
- Mestres M. 2002. 3D Simulation of pollutant dispersion in coastal waters. PhD thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, 376 pp.
- Mestres M, Sánchez-Arcilla A, Sierra JP, Mösso C, González del Río J, Rodilla M. 2004. Basis and tools for a sustainable development of estuaries and coastal areas: Cullera Bay. *Manage. Environ. Qual.* 15: 25–32.
- Mösso C. 2003. Indicadores de la calidad de las aguas y herramientas para el desarrollo sostenible. Aplicación a la Bahía de Cullera. MSc thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, 109 pp.
- Mösso C, Sierra JP, González-Marco D, Puigdefábregas J. 2004. Ecosud Field Campaigns. Winds and Currents Report. Research Rep. RR-LIM/AHC-04-02.
- Naudin JJ, Cauwet G, Fajon C, Oriol L, Terzic S, Devenon JL, Broche P. 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhone River plume. *J. Mar. Syst.* 28: 203–227.
- OECD. 1993. Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment. OECD, Paris, 35 pp.
- Orozco-Borbón MV, Segovia-Zavala JA. 1986. Calidad bacteriológica del mejillón *Mytilus californianus* en la zona noroccidental de Baja California México. *Cienc. Mar.* 12: 7–17.
- Pineda J, Mösso C, Mestres M, Sierra JP, Sánchez-Arcilla A, González del Río J, Rodilla M. 2003. Análisis de la Bahía de Cullera. Implicaciones para una mejor gestión de los recursos costeros. VII Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos, pp. 210–211.
- Slanetz LW, Bartley CH. 1957. Numbers of enterococci in waste water, sewage and faeces determined by the membrane filter technique with an improved medium. *J. Bacteriol.* 74: 591–595.

Recibido en enero de 2005;
aceptado en febrero de 2006.