

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



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

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

GRUPO DE EMISARIOS SUBMARINOS E HIDRÁULICA AMBIENTAL

TESIS DOCTORAL

**ESTUDIO DE LOS EFECTOS SOBRE EL MEDIO
LITORAL DERIVADOS DE LA IMPLANTACIÓN
DE SANEAMIENTOS INTEGRALES EN LA COSTA
CANTÁBRICA**

Presentada por: **BEATRIZ ECHAVARRI ERASUN**

Dirigida por: **JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA
GERARDO GARCÍA-CASTRILLO RIESGO**

Santander, Enero de 2007

5. DISCUSIÓN

En general, los análisis realizados en la evaluación de los efectos producidos por el vertido del emisario sobre las masas de agua costeras y por el cese de los vertidos incontrolados de aguas residuales en las zonas estuarinas han servido para comprobar la validez de las predicciones establecidas en el estudio del saneamiento integral de la Bahía de Santander (Revilla *et al.*, 1998).

De forma más concreta, el estudio realizado en el área de influencia del emisario ha evidenciado que la introducción de aguas residuales depuradas a zonas de elevada hidrodinámica no genera afecciones significativas a corto-medio plazo sobre los ecosistemas acuáticos. Estos resultados confirman, por tanto, que la solución técnica adoptada para la gestión del vertido final del saneamiento cumple con las exigencias medioambientales planteadas durante la fase de planificación del saneamiento. Por otra parte, los resultados obtenidos en el estudio de la evolución de los sistemas estuarinos han permitido evaluar la efectividad de la alternativa seleccionada, teniendo en cuenta la regeneración, a corto-medio plazo, de los distintos compartimentos del sistema anteriormente afectados por los vertidos continuos sin depurar.

Parece, por lo tanto, demostrado que la elección correcta del nivel de depuración y de la zona de vertido es un aspecto imprescindible para prevenir posibles impactos no deseados. Como indican Juanes *et al.* (2007b) en el caso de la costa Cantábrica, la

combinación de un tratamiento primario avanzado con el vertido a través de un emisario submarino constituye una alternativa sostenible y, a tenor de los resultados del presente trabajo, se ratifica que el único argumento válido para aceptar o rechazar tales alternativas debe estar fundamentado en estudios específicos de cuantificación del riesgo que demuestren su validez ambiental (GESAMP, 2001).

5.1. EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS PRODUCIDOS POR EL VERTIDO DEL EMISARIO

El estudio referente a los efectos producidos en el entorno del emisario ha comprobado que el vertido de aguas residuales depuradas a través de este tipo de infraestructuras a una zona costera de elevada hidrodinámica no origina, a corto-medio plazo, cambios significativos en el estado trófico de las aguas afectadas, ni problemas de contaminación química en las aguas costeras y/o en los fondos sedimentarios adyacentes al emisario, capaces de producir afecciones sobre las comunidades biológicas. Adicionalmente, el vertido de aguas residuales tratadas a la zona costera tampoco parece entrañar un riesgo significativo capaz de provocar la pérdida de la calidad de las aguas de baño de las playas cercanas al punto de emisión del emisario, derivados de la contaminación bacteriológica procedente del vertido.

5.1.1. ESTUDIO DEL ESTADO TRÓFICO DE LAS AGUAS

En primer término, el análisis del estado trófico de las aguas ha demostrado que los cambios estacionales e interanuales de las características físico-químicas del sistema han encubierto, por su mayor magnitud, la escasa variabilidad espacio-temporal en la calidad de las aguas que pudiese ser achacable al vertido del emisario. Los parámetros que gobernaron la variabilidad estacional y, en menor medida, la espacial han sido variables conservativas, como la temperatura o la salinidad, y no conservativas, como el oxígeno disuelto, la clorofila “a”, los fosfatos o la turbidez.

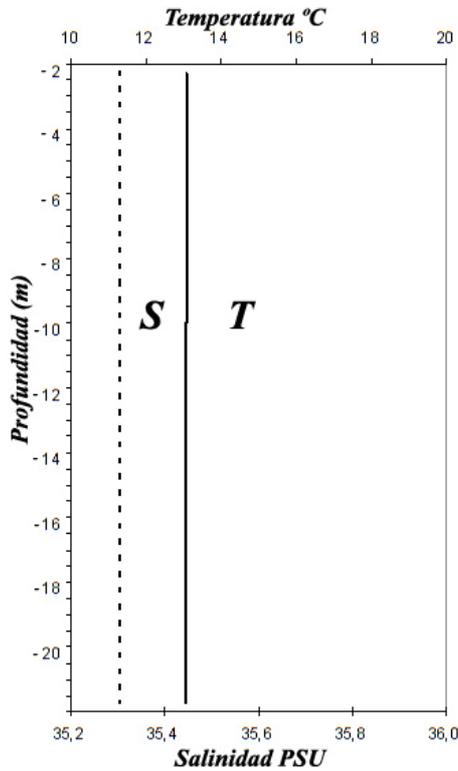
Tales variables conservativas han explicado la mayor parte de la variabilidad estacional e interanual y han estado influenciadas por las propias condiciones meteorológicas locales existentes a lo largo del período estudio y por los procesos físicos de circulación termo-halina. Resultados similares fueron obtenidos por Lavin *et al.* (1998), en la radial

de Santander, durante el período 1991-1995. Al igual que ocurrió en dicho estudio, la escasa profundidad en la zona de vertido del emisario (25-40 m de profundidad), junto a la influencia del viento y de las mareas, provocaron la mezcla de la columna de agua a lo largo de prácticamente todo el año, dificultando así la estratificación de la misma. No obstante, pese a la influencia durante el verano de vientos predominantes del NE, los cuales propician la generación de *upwellings* en la zona y la reducción de la temperatura media, se ha registrado una ligera estratificación en la columna de agua durante el período estival (Figura 5.1). Así, durante los veranos del 2002 y, en menor medida del 2003, se detectó la presencia de una débil picnoclina a unos 12 m de profundidad, con variaciones en la temperatura y la salinidad de 3° C y del 0,5 PSU, respectivamente, en los 5 metros siguientes. De igual forma, otros autores detectaron durante la época estival la aparición de picnoclinas en la zona costera del País Vasco (Valencia *et al.*, 1996; Usabiaga *et al.*, 2004), aunque los cambios de densidad en las mismas fueron, tal y como cabía esperar, más evidentes, debido al mayor calentamiento de las aguas en dicha zona del Golfo de Vizcaya.

Por otro lado, a nivel espacial, las únicas diferencias halladas en los valores de salinidad y temperatura han sido debidas a la distinta profundidad de las estaciones y a la proximidad de las mismas a la costa (aportes aguas continentales, etc). Similares resultados fueron obtenidos por Lavin (1998) al muestrear en estaciones ubicadas a diferentes distancias de la costa, registrando mayores salinidades y temperaturas de las aguas en aquellas estaciones de mayor profundidad (-100 m) situadas en la zona externa.

A pesar de la leve estratificación detectada durante los meses más calurosos, las simulaciones matemáticas realizadas para el dimensionamiento del emisario de la Virgen del Mar indicaron que, incluso en dichas condiciones hidrodinámicas, se podría alcanzar una dilución inicial de la pluma de 1:100 (Revilla *et al.*, 1998). La escasa concentración de nutrientes hallada en la zona aledaña al vertido (primer anillo) así como la homogeneidad espacial de registros observada en toda la zona de influencia a lo largo del período de estudio han evidenciado, en todo momento, la correcta dilución de la pluma, asegurando así el adecuado funcionamiento del sistema.

a)



b)

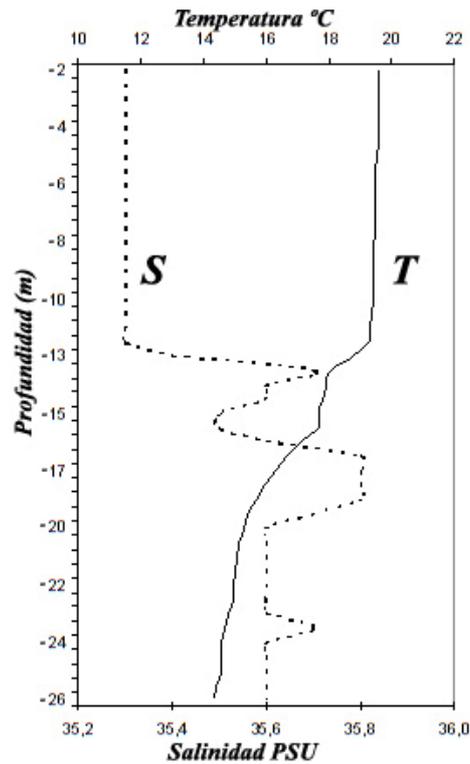


Figura 5.1. Perfiles verticales de temperatura (*T*) y salinidad (*S*) en la zona adyacente al emisario de la Virgen del Mar durante a) la época invernal de 2001 (diciembre) y b) la época estival de 2002 (julio).

Por otra parte, la variación de determinadas características no conservativas ha contribuido también a caracterizar las aguas en el entorno del emisario. De este modo, la concentración de oxígeno disuelto en el entorno del emisario ha sido, tal y como sugiere Parsons (1984), una función de la temperatura y de la salinidad. La elevada correlación obtenida, máxima e inversa con la temperatura ($r=-1$), ha indicado que las variaciones espaciales y temporales de esta variable han estado relacionadas con los cambios térmicos observados en el sistema a lo largo de las campañas. Pese a las diferencias significativas halladas a nivel espacial y temporal, las concentraciones de oxígeno disuelto han sido siempre elevadas en la zona. Es más, los porcentajes de saturación de oxígeno observados a lo largo del período de estudio han alcanzado valores muy cercanos a los teóricos esperados (D.H.I., 1991), incluyendo las aguas muestreadas en las estaciones localizadas dentro de los primeros 300 metros ($\%O_2 > 99,3$). Este hecho ha dado a entender que el balance entre el consumo de oxígeno derivado de la mineralización de la materia orgánica, la producción de O_2 a través de la fotosíntesis y los procesos de reaireación y difusión en la columna de agua han mantenido el equilibrio, incluso en las aguas de fondo. Estudios realizados por diversos autores en

torno a otros emisarios submarinos concluyeron también que la introducción de contaminantes biodegradables a través de este tipo de infraestructuras en un medio de elevada hidrodinámica no provoca la variación de los niveles de oxígeno disuelto en el ambiente marino (INSUB, 1991; 2002; Werme & Hunt, 2003; Galparsoro *et al.*, 2004).

Otro de los parámetros que mayor variabilidad ha mostrado en el sistema fue la clorofila “a”, sin embargo, las concentraciones de este pigmento fotosintético, indicador de la biomasa fitoplanctónica presente en el medio (Denman & Platt, 1976; Legendre, 1981), han permanecido en todo momento dentro de los rangos normales de variación para esta zona del Cantábrico (Revilla *et al.*, 1998; GESHA, 2005). Las mayores fluctuaciones de esta variable se han registrado en el plano temporal, con valores máximos obtenidos durante la campaña de abril del 2002, en la que se alcanzaron concentraciones medias de 6,6 µg/l. Estas concentraciones, aunque ligeramente elevadas, fueron similares a las obtenidas en los controles, no detectándose en ningún caso incrementos temporales ni espaciales en las concentraciones en el sistema que pudiesen ser achacables al vertido del emisario. Es más, de acuerdo con Parnell (2003), aunque el crecimiento del fitoplancton en la zona de mezcla del emisario se hubiese visto favorecido por la mayor concentración de nutrientes, también se habría visto sometido a un proceso constante de dilución, lo que habría dificultado la aparición de eventos de proliferación de microalgas en la zona. Resultados similares fueron obtenidos en otros estudios realizados en torno a emisarios localizados en el Cantábrico (INSUB, 1991; Galparsoro *et al.*, 2004) y en otras zonas costeras (Werme & Hunt, 2003).

En este sentido, cabe destacar que, durante el período analizado, las concentraciones de nutrientes nitrogenados en el entorno del emisario han sido muy bajas y han permanecido dentro de los niveles característicos del Cantábrico definidos por otros autores (OSPAR, 2000; Valencia & Franco, 2004; GESHA, 2005). Es más, las aguas costeras de la Virgen del Mar han mostrado una elevada homogeneidad en las concentraciones de nutrientes nitrogenados en todos los anillos muestreados. Esta homogeneidad se ha obtenido tanto en el plano espacial como en el eje temporal, tal y como han evidenciado los ANOVAs realizados (Tablas 4.2 y 4.6). Más aún, la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en las aguas costeras ha disminuido progresivamente en las dos últimas campañas. Este hecho contrasta con las observaciones de Galparsoro *et al.* (2004) en relación a los incrementos de NT y NOT

(junto con aumentos de PT y COT) en las estaciones situadas por debajo de la termoclina en las inmediaciones del vertido del emisario de Ulía (San Sebastián), aunque en este caso se trata de un efluente sin depurar.

De forma concreta, el amonio, compuesto utilizado como trazador en estudios de dilución secundaria de la pluma de vertido de emisarios (Libby *et al.*, 2001), ha mostrado, a lo largo de las campañas, concentraciones similares a las obtenidas en los controles, en todos los anillos muestreados en torno al emisario de la Virgen del Mar. De igual forma, Hazen y Sawyer (1994) no registraron variaciones significativas en las concentraciones de amonio dentro de los 400 primeros metros al punto del vertido del emisario de Broward (Florida), respecto a las obtenidas en los controles. Por el contrario, Mickelson *et al.* (2002) y Werme & Hund (2003) observaron incrementos de esta variable asociados a la pluma del emisario de Boston en las aguas receptoras de la Bahía de Massachussets. Estas concentraciones alcanzaron, en verano, diferencias significativas entre los controles y las estaciones ubicadas dentro del anillo de los 20 km, aunque, es necesario destacar que, en el 2005, estos mismos autores no observaron diferencias de concentración de amonio entre los controles y la zona inmediata a dicho vertido debido a los intensos períodos de tormenta registrados durante dicho año (Werme & Hunt, 2006).

Las mayores concentraciones de amonio en el sistema costero de la Virgen del Mar se han registrado en las aguas superficiales. Resultados similares fueron obtenidos en la zona costera del País Vasco, donde las concentraciones de amonio en la capa superficial excedieron los niveles de nitratos siguiendo un pulso de “fertilización” originado por los aportes fluviales (Valencia & Franco, 2004). En el presente estudio, por el contrario, las concentraciones de amonio en el sistema no han estado correlacionadas con la salinidad. Aún así, la distribución de este nutriente en la zona evidenció la posible influencia de las aguas aportadas por la desembocadura de la ría de San Juan de la Canal sobre su concentración. Esta ría, localizada en el entorno costero próximo a la Virgen del Mar, constituía, durante la época de estudio, la zona de desagüe de la carga contaminante de los núcleos poblacionales de Soto de la Marina, Bezana y Prezanes, entre otros.

En cuanto al nitrato se refiere, este nutriente ha permanecido relativamente constante en el sistema y ha seguido un ciclo anual característico, similar al obtenido en aguas asturianas y vascas (Ríos *et al.*, 1987; Valencia *et al.*, 1989). Pese a que, por lo general,

este compuesto suele estar presente en los efluentes urbanos, aunque en menor medida que el amonio, no se han detectado mayores concentraciones en el entorno del vertido del emisario que en los controles. Resultados similares fueron observados por Werme & Hunt (2003) en la zona de influencia del emisario de Boston (Massachusetts).

La distribución de los nitratos ha estado correlacionada con la distribución de la clorofila “a” ($r=0,52$). Esta correlación positiva fue más evidente durante la campaña de abril de 2002, donde el pico fitoplanctónico coincidió con las máximas concentraciones de nitratos registradas en el sistema, poniendo de manifiesto una posible relación biomasa-nutrientes.

La turbidez ha sido la tercera variable que ha contribuido, en mayor medida, a definir la variabilidad del sistema costero de la Virgen del Mar. Esta variable apenas se vio influenciada por el vertido del emisario, tal y como muestra la homogeneidad espacial de registros en el sistema a lo largo de las campañas. Este hecho también fue observado en las aguas costeras de Zarautz y de San Sebastián en el entorno de sendos emisarios submarinos (INSUB, 1991; Galparsoro *et al.*, 2004). La alta capacidad de dilución del medio receptor y la sedimentación de parte de los agregados liberados a través de los difusores facilitan la dispersión de las partículas a zonas adyacentes o bien la incorporación de las partículas a los sedimentos aledaños, contribuyendo a disminuir la turbidez del agua en la zona.

La turbidez observada en las aguas de la zona costera de la Virgen del Mar ha sido, en parte, debida a la concentración de clorofila “a”. Así durante épocas de calma la concentración de este pigmento, e indirectamente de la densidad de fitoplancton, es uno de los principales factores que determinan las propiedades ópticas de las aguas superficiales en la zona oriental del golfo de Vizcaya (Valencia & Franco, 2004). La elevada correlación hallada entre la turbidez y la clorofila “a” ($r=0,52$) confirma parcialmente esta hipótesis. No obstante, las correlaciones significativas alcanzadas entre esta variable, los fosfatos y los sólidos en suspensión ($r>0,57$) (Tabla 4.4) hacen suponer que parte de la turbidez de la zona pudo estar también influenciada por los aportes de aguas residuales o fluviales a la zona, a pesar de no establecerse correlación alguna con la salinidad.

La mayor variabilidad de estas tres variables (turbidez, fosfatos y sólidos en suspensión) ha sido registrada en el plano temporal. La evolución de las mismas ha dejado patente incrementos de las concentraciones observados en el sistema, fundamentalmente, hacia el final del período de estudio (abril y julio del 2003). Estos incrementos han podido deberse a un aumento generalizado de dichas variables en el sistema costero, aunque los resultados del ACP (Figuras 4.2 y 4.4) han evidenciado, además, una leve tendencia no significativa a la acumulación de estas sustancias en el entorno del emisario (primer anillo).

Las aguas residuales urbanas, por lo general, tienen un alto contenido en ortofosfatos provenientes, en su mayoría, de detergentes fosfatados empleados en los hogares (Wood *et al.*, 1993; Butler *et al.*, 1995). Las altas concentraciones presentes, por tanto, en los efluentes provoca que, pese a la elevada capacidad de supresión de estos compuestos en las estaciones depuradoras con tratamiento biológico -obtienen entre un 80 y un 95% de eficacia, (Romaña *et al.*, 1990; Zabala *et al.*, 1999)-, el efluente depurado todavía contenga elevados niveles de detergentes, muy por encima de la contaminación basal presente en el medio marino (Romaña *et al.*, 1990).

Así, durante el verano de 2004, el efluente tratado en la depuradora de Santander mostró concentraciones máximas de surfactantes aniónicos que alcanzaron los 0,7 mg/l en la arqueta de salida del emisario. Si estimamos que entre el 9 y el 34% de la carga de fosfatos en los efluentes residuales que van a parar a las depuradoras provienen de los detergentes (Pickering, 2001) y que el promedio de fosfatos considerado como control o umbral en la zona costera de la Virgen del Mar, durante el período de estudio en el que se ha producido dicho incremento, fue de 0,17 $\mu\text{M/l}$ ($5,3 \times 10^{-3}$ mg/l), habría sido necesario que se produjera una dilución inicial del efluente de, aproximadamente, 1:45 para que este nutriente hubiese permanecido, hasta en el peor de los casos, dentro de la concentración promediada establecida en los controles. No obstante, pese a que la dilución alcanzada en el emisario fue muy superior, al promediar las concentraciones de este nutriente medidas a distintas distancias del emisario se ha observado un ligero gradiente, no significativo, en la concentración de fosfatos, siendo las concentraciones obtenidas a 300 metros del punto de origen del vertido (0,19 $\mu\text{M/l}$) un 10% superiores a las obtenidas en los controles. A pesar de que parte de este ligero incremento de las concentraciones de fosfatos en el sistema podría deberse al vertido del emisario, dicho

aumento fue detectado también en otras zonas costeras adyacentes como el abra de la Bahía de Santander (García-Castrillo *et al.*, 2003) y la zona aledaña a la playa de Usgo (Echavarri-Erasun *et al.*, 2004).

De forma análoga, en el entorno del emisario de Ulía (San Sebastián), que vierte un efluente pretratado, se ha observado, puntualmente, un ligero incremento de este nutriente por debajo de la picnoclina en las estaciones aledañas al vertido (Galparsoro *et al.*, 2004), aunque dicho aumento no pudo ser totalmente asignable al vertido. Es más, estudios realizados por diversos autores en torno a algunos emisarios construidos en la cornisa cantábrica y en la costa portuguesa no han dejado constancia de un aumento significativo de fosfatos en el sistema (INSUB, 1991; Santos *et al.*, 2002; 2004). Así mismo, un vertido de un emisario de las dimensiones del de Boston (Massachussets), que vierte las aguas residuales tratadas (tratamiento secundario) de una población de más de 4 millones de habitantes, tampoco ha provocado el aumento de la concentración de este nutriente en su zona de influencia (Werme & Hunt, 2006). Por el contrario, determinados estudios realizados en la costa sureste de Florida han concluido que la introducción de vertidos a través de emisarios submarinos puede provocar un ligero aumento de la concentración de fosfatos en el medio patente hasta los 800 metros (Hazen & Sawyer, 1994).

Aunque ha quedado demostrado que el vertido de aguas residuales al entorno costero de la Virgen del Mar no ha provocado un aumento significativo de los fosfatos en el medio es necesario destacar la importancia de este nutriente como factor limitante en la estimulación de la producción primaria en la zona costera (Holland, 1978; Smith, 1984; Howarth, 1988; Herbland *et al.*, 1998). Los resultados obtenidos han mostrado que los fosfatos han podido haber actuado como nutriente limitante en la zona costera de la Virgen del Mar (ratio global promediado $\text{NID}/\text{PO}_4^{-3} = 155$), salvo en las últimas tres campañas, donde el ratio disminuyó hasta alcanzar valores cercanos a 16 debido al incremento gradual de fosfatos anteriormente mencionado. Similares valores fueron observados en la costa vasca ($\text{NID}/\text{PO}_4^{-3} \sim 16$), aunque en este caso debido a las concentraciones adicionales de amonio procedentes de los aportes continentales (Valencia *et al.*, 1989; Valencia, 1993; Borja *et al.*, 2001).

Esta alteración del ratio N/P a lo largo de las últimas campañas en el entorno costero del emisario debe ser analizada y gestionada (National Research Council, 2000), dada la importancia del incremento de nutrientes sobre la productividad primaria. Así, el enriquecimiento de N y P disuelto debido a los aportes de aguas continentales y urbanas (fertilizantes, detergentes) y la homogeneidad o descenso del contenido en silicatos en el medio marino citada por algunos autores (Justic *et al.*, 1995) pueden provocar el incremento de la productividad algal y la alteración de las comunidades fitoplanctónicas en el medio marino (Redfield *et al.*, 1963; Officer & Ryther, 1980) o la aparición de proliferaciones de microalgas tóxicas como las aparecidas en los estuarios de Cantabria en la primavera de 2006 las cuales provocaron la paralización temporal del marisqueo (Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca; Com. Pers.)

Por último, los sólidos en suspensión analizados en el sistema han sido generalmente bajos, variando mayoritariamente en el eje temporal. No se han observado diferencias significativas entre las concentraciones obtenidas a 300 metros del emisario y los restantes anillos. Es más, tal y como proponen Wood *et al.* (1993) y Butler *et al.* (1995), si consideramos que, por lo general, el contenido en sólidos suspendidos en las aguas residuales urbanas varía entre los 200-350 mg/l y que la capacidad de depuración teórica de la planta de tratamiento de Santander asegura la retirada del 80% del contenido de sólidos (Zabala *et al.*, 1999) se puede estimar que la dilución inicial alcanzada por el emisario ha podido asegurar la total dispersión de los sólidos suspendidos vertidos fuera de la zona de mezcla. De igual modo, estudios realizados por varios autores en torno a otros emisarios que vierten a la cornisa cantábrica evidenciaron que el efluente no altera significativamente las concentraciones de esta variable en el sistema (Galparsoro *et al.*, 2004).

5.1.2. ESTUDIO DEL ESTADO QUÍMICO DE LAS AGUAS

En segundo término, el análisis de los resultados obtenidos en el ensayo de bioacumulación en mejillones ha evidenciado que el vertido del emisario tampoco ha generado problemas de contaminación química en la zona costera de la Virgen del Mar. La baja mortandad de los especímenes, junto con el buen estado de salud de los organismos transplantados y el elevado crecimiento registrado durante el experimento ha demostrado, por un lado, la viabilidad técnica de este tipo de ensayos en el mar

Cantábrico y, por otro lado, la baja afección generada por la carga química del vertido sobre estos organismos. Trece semanas después del trasplante, los mejillones habían duplicado su peso y no se había observado la acumulación de metales pesados en sus tejidos.

La tasa de crecimiento en *Mytilus* spp depende fundamentalmente de condiciones ambientales como la temperatura, la salinidad, la disponibilidad de alimento, la competencia intraespecífica por el espacio y/o alimento (Seed & Suchanek, 1992) y de la presencia de contaminantes en el medio acuático. Además, Bayne *et al.* (1976) demostraron que el crecimiento de los mejillones apenas varía entre 10-20°C. En este sentido, las temperaturas observadas durante la época del ensayo se mantuvieron dentro de dicho rango y la salinidad registrada apenas ha variado a dicha profundidad, descartando así estas dos variables como posibles condicionantes del desarrollo de los organismos. Más aún, la escasa o nula bioacumulación de metales pesados y el elevado crecimiento de los mejillones observado durante el ensayo, sobretodo a nivel de biomasa de los ejemplares, ha evidenciado el buen estado químico de las aguas en la zona de mezcla del emisario (Salazar *et al.*, 1995). La baja concentración de metales pesados registrada en la arqueta de salida del emisario y la elevada dilución que se alcanza en la zona de mezcla (1:100) ha asegurado que las concentraciones de estos metales pesados en el medio marino receptor de los vertidos permaneciesen muy por debajo de los criterios de calidad (CC) establecidos por (Belzunce *et al.*, 2004a), corroborando esta teoría. De este modo, la elevada concentración de materia orgánica liberada por el emisario submarino y la ausencia de competencia inter e intraespecífica pueden haber sido los factores que han influenciado la alta tasa de crecimiento alcanzada por los mejillones durante el ensayo.

Por otro lado, cabe destacar que las concentraciones de metales pesados registradas en los tejidos de los mejillones no sólo no aumentaron durante el trasplante sino que, por el contrario, disminuyeron a lo largo del estudio. Únicamente el níquel incrementó su concentración en la carne de los mejillones transplantados. Pese a que las concentraciones medidas en los tejidos están relacionadas con la disponibilidad de contaminantes en el sistema (George & Coombs, 1977; Cossa, 1988), el factor de bioacumulación depende también del crecimiento de los mejillones en relación con la disponibilidad de alimento (producción primaria, materia orgánica procedente de

vertidos, etc) y/o de la diferente tasa de ingestión de alimento por parte de los distintos individuos en el ambiente marino (Andral *et al.*, 2004). De este modo, a pesar del esfuerzo realizado para tratar de eliminar la heterogeneidad genética y fisiológica de los mejillones, no se pudieron evitar las diferencias morfológicas (tamaño) entre los mejillones antes de ser transplantados. Esta variabilidad aumentó tras el trasplante de los mismos debido a las diferentes tasas de crecimiento observadas a lo largo del ensayo. Para tratar de analizar y compensar los efectos ocasionados por la diferencia de tamaño de los especímenes en los distintos períodos de estudio (T0, T30, T60 y T100) se analizaron las correlaciones entre la concentración de los metales y el peso seco de los organismos. Los resultados concluyeron que la concentración de los distintos metales pesados analizados no se correlacionaron con el tamaño de organismos estudiados. Resultados inversos fueron obtenidos por otros autores en ensayos de bioacumulación realizados con mejillones (Lobel & Wright, 1982; Nolan & Dahlgaard, 1991; Andral *et al.*, 2004). De este modo, en este estudio se plantea como hipótesis que el descenso observado en las concentraciones de metales en los mejillones a lo largo del estudio se ha podido deber a la distinta biodisponibilidad de contaminantes en las masas de agua donde se cultivaron inicialmente los mejillones (rías gallegas) y donde posteriormente se ha realizado el ensayo de bioacumulación (costa cántabra) y no al incremento de la biomasa de los mismos sufrido durante el ensayo.

5.1.3. ESTUDIO DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE BAÑO

En último término, los resultados obtenidos en el análisis del estado bacteriológico realizado en estas playas ha demostrado, que la introducción controlada de este tipo de vertidos en la costa no provoca cambios en la calidad bacteriológica de las aguas de baño, evidenciando así que el diseño ambiental adoptado en el saneamiento ha sido ambientalmente adecuado.

Considerando que la concentración inicial promediada de *E.coli* en el efluente antes de ser vertido ha sido de, aproximadamente, 1×10^5 UFC/100 ml, la dilución lograda en la zona de mezcla (1:100) ha contribuido a alcanzar el cumplimiento de los niveles de calidad más restrictivos (calidad “excelente”: Percentil $90 \leq 250$ UFC/100 ml) propuestos por la Directiva 2006/7/CE para las aguas de baño incluso a 300 metros del

punto de emisión del efluente, donde se alcanzaron concentraciones en torno a las 100 UFC/100 ml. Es más, la concentración de estos coliformes ha seguido disminuyendo hasta alcanzar los 10 UFC/100 ml a 1200 metros del emisario. Resultados similares fueron obtenidos por Hazen & Sawyer (1994) en los emisarios de Florida, donde el promedio de las concentraciones máximas mensuales de coliformes fecales requeridas para el cumplimiento de los criterios federales (200 UFC/100 ml) fue alcanzado entre los 400 y 800 metros de distancia a los puntos de vertido de los efluentes. Así mismo, otro estudio realizado en el emisario de Zarautz (INSUB, 1991) evidenció el cumplimiento de los criterios Guía (100 UFC/100 ml) e Imperativos (2000 UFC/100 ml) establecidos por la Directiva 76/160/CEE para coliformes fecales.

En general, la reducción de la concentración de estos indicadores de contaminación urbana tras el vertido de efluentes al mar está asociada a fenómenos físicos (dilución, dispersión e inactivación) y biológicos inducidos por factores como la radiación solar (Evison, 1988; El-Sarkawi *et al.*, 1989; Bonnefont *et al.*, 1990; Canteras *et al.*, 1995), la temperatura (McFeters & Stuart, 1972; Ayres, 1977; Canteras *et al.*, 1995), la salinidad (Anderson *et al.*, 1979; Solic & Krstulovic, 1992; Canteras *et al.*, 1995), la depredación (McCambridge & McMeekin, 1981) el pH (Ayres, 1977), la competición por nutrientes o por la presencia de sustancias tóxicas producidas por algas. No obstante, Canteras *et al.* (1995) comprobaron en laboratorio y en el campo que la luz solar fue el factor que mayor poder bactericida mostraba en los ensayos realizados en la costa Cántabra y que la tasa de inactivación bacteriana T_{90} (tiempo que tarda una concentración dada en reducirse en un 90%) fue superior en verano (en torno a los 38 min) que en invierno (115 min). Los resultados obtenidos en el presente estudio, realizado durante la época estival, han mostrado que el T_{90} para *E. coli* podría haber sido alcanzado entre los 800 y 1200 metros de distancia al emisario, lo que nos llevaría a estimar que la probabilidad de incumplimiento de los criterios de calidad en las playas aledañas al vertido va a ser muy baja.

En concordancia con estos resultados, los percentiles 90 y 95 de las concentraciones de *E. coli* analizadas en las playas adyacentes al vertido del emisario permanecieron, también, por debajo de los valores asignados por la Directiva 2006/7/CE para aguas de baño consideradas como “excelentes”, a lo largo de la temporada analizada. Las mayores concentraciones fueron obtenidas en la Playa de San Juan de la Canal,

probablemente debido a la persistencia de vertidos en fase de regularización a la ría que desemboca en esta zona.

A pesar del cumplimiento de la Normativa vigente en las playas afectadas por el vertido observado en este estudio, es necesario destacar que la franja horaria en la que se llevó a cabo el muestreo (11 a.m.) puede haber influenciado los resultados obtenidos, debido a las variaciones en la intensidad de la radiación solar y a la diferencias de concentración de patógenos microbiológicos en los efluentes liberados a lo largo del día (Butler *et al.*, 1995). Este hecho podría haber provocado que, mientras a la hora de los muestreos si se ha producido el cumplimiento de los niveles de calidad exigidos, en otras franjas horarias no se hubiesen alcanzado estas concentraciones. En este sentido, Delgado *et al.* (2000) observaron una disminución muy significativa del número de muestras que superaban los criterios de calidad para coliformes fecales impuestos en la Directiva 76/160/CEE entre las dos situaciones de muestreo analizadas (8-9 a.m.; 12 a.m.) en las aguas de baño de las playas de la Bahía de Santander. Pese a los resultados observados por estos autores, el estudio realizado a lo largo de un ciclo diario en la playa de San Juan de la Canal ha comprobado que las aguas de baño han cumplido, en todo momento, los criterios de calidad establecidos. Es más, tal y como cabía esperar, las menores concentraciones de *E. coli*, se detectaron, por lo general, en las horas centrales del día debido, probablemente, a una mayor tasa de inactivación bacteriana inducida por el aumento de la radiación solar a esas horas (Solic & Krstulovic, 1992).

5.1.4. ESTUDIO DE LOS FONDOS SEDIMENTARIOS

Al igual que lo registrado en el caso de las aguas, los resultados de este estudio han demostrado que el vertido final del sistema de saneamiento no ha causado una afección significativa sobre los fondos sedimentarios adyacentes al área de influencia del emisario.

En primer lugar, el análisis realizado ha determinado que la descarga del efluente tratado a través del emisario submarino a una zona costera de elevada hidrodinámica no ha producido incrementos significativos del contenido de materia orgánica ni del porcentaje de finos en los sedimentos. Conclusiones similares fueron planteadas por Mattai *et al.* (2001) y por Silva *et al.* (2004) en los sedimentos adyacentes a otros emisarios localizados en la zona costera de Sydney (Australia) y de Lisboa (Portugal),

respectivamente. Por el contrario, se ha observado un enriquecimiento por metales en la fracción fina de los sedimentos muestreados que, en principio, puede ser achacable al vertido del emisario, tal y como sugirieron Mattai & Birch (2001), Maciolek *et al.* (2005) y Dahlen *et al.* (2006), a partir estudios específicos realizados en torno a los emisarios de Sydney y de Boston (Massachussets). Sin embargo, pese al aumento de estos contaminantes en la matriz sedimentaria, resulta muy difícil conocer el posible efecto ecológico asociado, tal y como sugirieron Maciolek *et al.*(2005).

De acuerdo con Fugate & Chant (2006), una importante proporción de material particulado liberado al medio costero sedimenta rápidamente a medida que pierde la energía en el proceso de dilución inicial del efluente, mientras que otra parte, correspondiente a los agregados de menor densidad, es dispersada a mayor distancia del vertido. De este modo, las condiciones hidrográficas (corrientes, oleaje, etc) facilitan la dilución, dispersión y reacción de esta fracción significativa del material suspendido que forma parte del efluente. Es más, durante épocas de menor movimiento de las aguas, esta fracción fina tiende a sedimentar para, posteriormente, volver a ser resuspendida y dispersada durante los temporales que azotan la zona costera.

Además de la dispersión que se logra en un medio marino de las características del Mar Cantábrico, la elevada capacidad de depuración alcanzada en las estaciones de depuración, como la E.D.A.R. de San Román (Santander)- capaz de eliminar hasta un 80% del material sedimentable del efluente bruto (Zabala *et al.*, 1999)- han promovido que los sedimentos cercanos al emisario no hayan mostrado variaciones significativas ni en el contenido de materia orgánica ni en el porcentaje de finos presentes mostrando únicamente una ligera acumulación de ambas variables en las cercanías del emisario (50-100 m).

A pesar del bajo porcentaje de materia orgánica encontrado en el sedimento, una elevada concentración de metales pesados (mayoritariamente Cd, Hg y Zn) ha sido hallada en las muestras de sedimentos. Es más, una cantidad significativa de las muestras analizadas han mostrado concentraciones de Cd, Hg y Zn que han superado los niveles de acción NAI y NAII, propuestos a nivel nacional por el CEDEX (1994). No obstante, concentraciones similares de estos metales también han sido halladas en los controles, sobrepasando, en muchos casos, los criterios de calidad establecidos. Así mismo, en estudios similares realizados en los sedimentos costeros del litoral cántabro

se ha observado concentraciones puntuales de metales pesados superiores a las establecidas en los niveles de acción, incluso en zonas de la franja litoral alejadas de los focos de contaminación (GESHA, 2005).

La superación de los niveles de calidad de estos metales en los sedimentos del entorno costero afectados por el vertido del emisario así como de aquéllos sin perturbar (controles) hace plantearse si los niveles de referencia aplicados en este tipo de sedimentos arenosos en los que la fracción fina ($<63\mu\text{m}$) es escasa ($<10\%$), han sido los adecuados para la categorización química de los mismos. Así, los niveles de Acción I y II, planteados por el CEDEX para la fracción inferior a $63\mu\text{m}$, están preferentemente dirigidos a controlar el vertido al mar de materiales de dragado procedentes del dominio público portuario y no a establecer el grado de contaminación química de sedimentos marinos del tipo de los que se plantea en este estudio. Más aún, estos niveles son provisionales y se hallan a la espera del establecimiento de los niveles de acción finales que se correspondan con las características regionales del litoral español y de la evaluación de los efectos negativos de los diferentes sedimentos contaminados sobre la biota (CEDEX, 1994). De este modo, no se sabe hasta qué punto los sedimentos marinos de la Virgen del Mar, en los que se superaron las concentraciones de metales pesados adoptados como niveles de calidad, van a presentar realmente un cierto grado de toxicidad para los organismos o bien si estas concentraciones podrían ser consideradas como normales para este tipo de ambientes. Se plantea por tanto la necesidad de establecer, en un futuro, unos niveles basales de concentración de metales pesados en los sedimentos costeros del litoral cántabro, similares a los establecidos por Rodríguez *et al.* (2006) para el País Vasco, para, posteriormente, elaborar una serie de criterios de calidad a partir de los mismos y de otros estudios de toxicidad específicos.

Cabe destacar que Rodríguez *et al.* (2006) estimaron las concentraciones basales de metales pesados en los sedimentos finos de la zona costera empleando en el cálculo, únicamente aquellos datos recopilados en los sedimentos en los que la fracción fina era superior al 10%. Debido a la escasez de fracción fina en los sedimentos costeros del litoral de Cantabria sería conveniente analizar si los niveles basales de concentración, así como los umbrales de calidad a establecer, deberían ser medidos en la fracción fina ($<63\mu\text{m}$) o en la fracción total del sedimento, tal y como plantean numerosos autores norteamericanos (Long *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1996). Además, Daskalakis &

O'Connor (1995) sugirieron, en estudios de normalización de la contaminación en la costa de Estados Unidos, que en sedimentos arenosos (>80% arenas), el efecto natural de dilución es tan elevado que podría provocar una elevada variabilidad en las mediciones de los metales, dificultando, por tanto, el establecimiento de dichos umbrales en la fracción fina del sedimento.

En cuanto a la distribución de las concentraciones de los metales pesados en el entorno costero del emisario, en teoría, ésta debería ser similar a la observada para la materia orgánica dado que, tal y como sugirieron Bradl *et al.* (2005), los metales se adsorben a los agregados de materia orgánica y al material fino particulado (limos, arcillas). Más aún, Widerlund (1996) observó que los metales pesados bioreactivos son generalmente removilizados diagenéticamente por la descomposición de la materia orgánica biogénica o procedente de los vertidos. Pese a estos hechos, los metales pesados en el entorno del emisario de la Virgen del Mar no siguieron el mismo patrón espacial que la materia orgánica, únicamente el arsénico y el cobre mostraron correlacionarse de manera significativa con esta variable (Tabla 4.16).

La distinta distribución y la elevada variabilidad espacial registrada en el sedimento de la Virgen del Mar puede haberse debido a la composición eminentemente arenosa del substrato (grano medio a fino), así como a las condiciones aeróbicas visualizadas en los sedimentos y a las condiciones hidrográficas predominantes en esta zona. Belzunce *et al.* (2004b) observaron, en estudios realizados en las aguas costeras del Cantábrico, que estas condiciones ambientales favorecían la movilización diferencial de los contaminantes en los sedimentos. Resultados similares fueron obtenidos por Mattai *et al.* (1998) en torno al emisario de Malabar (Sydney). Estos autores también detectaron que tanto la removilización química como los fenómenos físicos que provocaban la resuspensión del sedimento y la mezcla del mismo alteraban la distribución vertical de los metales en la fracción fina del sedimento. Estas condiciones ambientales han podido dificultar, por tanto, la acumulación de los metales pesados en el sedimento, favoreciendo su degradación o dispersión efectiva.

Adicionalmente, los resultados obtenidos en el estudio paralelo de bioacumulación de metales pesados y de las comunidades bentónicas han corroborado, por un lado, la escasa concentración de los metales pesados liberados a través del emisario y, por otro, la inexistencia de perturbaciones asociadas a los mismos sobre los organismos

bentónicos asentados en la zona de influencia del emisario. Estos hechos han permitido comprobar la magnitud real de la fuente de perturbación en el entorno del emisario, demostrando finalmente la eficacia del sistema de diseño aplicado.

5.1.5. ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS DE FONDO DURO

Al igual que ha ocurrido con los fondos sedimentarios, la introducción del vertido del emisario a la zona costera de la Virgen del Mar no ha provocado una afección sobre las comunidades bentónicas asentadas en los fondos rocosos adyacentes. Estas comunidades han mostrado a lo largo del tiempo, cambios en la composición y abundancia de las especies presentes que se han asociado, en mayor medida, a la variabilidad natural o a procesos de sucesión que se producen dentro de las propias comunidades que a cambios producidos por el efecto del vertido del emisario. De este modo, las comunidades bentónicas establecidas en torno al emisario han sido características de los ambientes submareales expuestos que se dan en el Mar Cantábrico.

Tal y como observaron Wiens (1976) y Dayton & Oliver (1980) para otras regiones, las comunidades aquí asentadas se han distribuido heterogéneamente en pequeños parches, conformando un complejo mosaico que refleja las grandes discontinuidades espaciales y temporales de los factores físicos, químicos y biológicos que controlan el estado fisiológico de los organismos presentes. Aunque la mayor parte de los organismos representados en este tipo de comunidades corresponden a especies faunísticas con un ciclo de vida largo y de lento crecimiento, capaces de resistir variaciones abióticas a pequeña escala, se ha observado una elevada variabilidad en la composición, abundancia y biomasa de macroalgas efímeras, también representadas en las comunidades establecidas, tanto antes como después de los vertidos.

Caswell & Cohen (1991) y, posteriormente, Warwick & Clarke (1993) sugirieron que la introducción de una perturbación en el medio marino induce el aumento de la variabilidad espacial intrínseca en las comunidades. Contrariamente, los resultados del MDS y del índice de dispersión multivariante (IMD) realizados (Figura 4.15 y Tabla 4.22) han demostrado que, salvo las comunidades de algas que colonizan los bloques de la escollera de protección del emisario, las mayores disimilaridades, tanto entre estaciones como entre réplicas de una misma estación, fueron obtenidas en el estudio

preoperacional, demostrando la importancia de la variabilidad natural intrínseca en estas comunidades. Tras el comienzo de los vertidos, la variabilidad registrada ha estado relacionada, en mayor medida, con las variaciones temporales y espaciales de las especies de la macrofauna, sobre todo por las diferencias espaciales observadas entre la comunidad asentada en la escollera y las comunidades establecidas a 50 y 200 metros del emisario.

En general, el número de especies presentes en el estudio postoperacional (2003-2004) ha sido superior al observado antes del inicio de los vertidos, aumentando hacia el final del estudio (2004). Este cambio se explica como una respuesta de las comunidades bentónicas frente a un aumento de la complejidad estructural del sustrato provocado por el incremento de la población de los poliquetos tubícolas del género *Sabellaria* durante esta época. La presencia de una matriz biogénica conformada por una red intrincada de tubos de poliquetos incrementa la heterogeneidad del hábitat al tiempo que proporciona una mayor protección, estabilidad y alimento a las especies que buscan refugio (Menge & Sutherland, 1976). En consonancia con los resultados obtenidos por Porras *et al.* (1996) en un estudio específico realizado con este organismo en el litoral valenciano, en el presente estudio se ha obtenido una correlación muy significativa entre los valores de riqueza y abundancia de macroinvertebrados y la abundancia de este poliqueto. De este modo, la menor riqueza y abundancia de especímenes obtenida en el estudio preoperacional pueda haber sido debida a la escasez de estas poblaciones registrada en el área de estudio. La única excepción que se ha observado dentro de este patrón general de aumento de la biodiversidad ha sido el caso de las algas. En este caso, la riqueza y biomasa de las comunidades de algas presentes tras el inicio de los vertidos han sido inferiores, fundamentalmente en las estaciones más cercanas al emisario, ubicadas sobre la escollera y a 50 metros de distancia (R1 y A1).

A pesar de la variación observada en la riqueza de especies, no se ha alterado la proporción del número de especies de los diferentes taxones representados, salvo en el caso del número de especies de macroalgas, que disminuyó ligeramente tras el inicio del vertido. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por Roberts *et al.* (1998) y Terlizzi *et al.* (2002). Estos autores estudiaron la evolución de las comunidades asentadas en los fondos rocosos adyacentes al emisario de Sydney y del emisario que vierte a la zona costera de Apulia (Mar Adriático), respectivamente, y no observaron

diferencias significativas en el número de especies representativas de cada taxón tras el inicio del vertido del emisario, excepto en el caso de las macroalgas. Así, la presencia de prácticamente todos los grupos taxonómicos representados en el estudio preoperacional y tras el inicio de los vertidos ha sido un buen indicador del mantenimiento de la estructura trófica previa, y, por ende, del estado de conservación existente antes de la perturbación. Es más, únicamente el 4,1% de las especies representativas de las comunidades establecidas antes del inicio del vertido (aquéllas representadas en más de un 20% de las réplicas) no han sido registradas en el estudio postoperacional (2003-2004). Estas especies no representadas fueron mayoritariamente algas y la esponja *Cliona celata*. Contrariamente, el 13,5% de las especies representadas tras el inicio del vertido no fueron registradas en 1998.

La elevada diversidad de especies hallada tras el inicio de los vertidos (2003-2004) ha sido observada en prácticamente todas las estaciones analizadas. Es más, las estaciones muestreadas a 50 y 200 metros del emisario han mostrado una composición similar de las comunidades establecidas, presentando, como única diferencia, la distinta tasa de aparición de las especies que las constituyen. Así, la esponja *Haliclona* spp y las especies móviles como *Ampelisca spinipes* y *Galathea machadoi* han estado menos representadas a 50 metros de los vertidos.

Por otro lado, las comunidades bentónicas establecidas en la escollera (0 m) han sido claramente diferentes a las observadas en las restantes estaciones localizadas a 50 y 200 m del emisario. Terlizzi *et al.* (2002) mostraron también evidencias respecto a la similitud de las comunidades asentadas a 100 y 300 metros de un emisario y la disimilitud de éstas respecto a las obtenidas en las estaciones más cercanas a los vertidos. Así, por ejemplo, otros autores como Smith & Simpson (1993) registraron un incremento en los organismos filtradores que colonizaban los rizomas de la especie de Kelp *Eckelonia radiata* adyacentes al vertido de uno de los emisarios que vierten a la costa australiana. De la misma manera, dicho estudio evidenció un descenso de los poliquetos, ofiuroideos y crustáceos en la zona afectada por el efluente. Siguiendo esta línea, entre los principales organismos colonizadores de la escollera del emisario de la Virgen del Mar se citan especies filtradoras como briozoos, hidroideos, esponjas, algunos moluscos, y tunicados, así como especies detritívoras del grupo de los

artrópodos, mientras que otros taxones representativos como algas, anfípodos, anélidos, equinodermos, sipuncúlidos apenas estuvieron representados.

Contrariamente a lo ocurrido en este estudio, Roberts (1997) observó una disminución de las especies de briozoos en el entorno del emisario de North Head (Sydney). Dicho descenso fue atribuido a la baja tasa de reclutamiento y a la elevada sedimentación de material particulado procedente del emisario. El bajo porcentaje de finos y materia orgánica en el sedimento y la elevada presencia de estos organismos en la escollera del emisario observados plantea, una vez más, la posibilidad de que en el entorno del vertido se dé una baja tasa de sedimentación. A pesar de este hecho, la posible afección ocasionada por el efluente del emisario sobre las poblaciones asentadas en la escollera no está bien documentada; además, el diferente estadio de sucesión de las comunidades establecidas en la escollera y la distinta tipología del sustrato han podido ser también las responsables de la elevada disimilaridad observada entre las comunidades presentes en la misma y las restantes agrupaciones representadas en el entorno del emisario durante el 2004.

De todos los cambios observados en las comunidades que colonizan el entorno del emisario antes y después de los vertidos, el más evidente ha sido el incremento de la abundancia de macroinvertebrados. La densidad de especies faunísticas ha sido muy variable, tanto en las comunidades establecidas antes y después, como entre las estaciones muestreadas a 0, 50 y 200 metros del emisario. Esta elevada variabilidad puede ser debida tanto al continuo desarrollo de las poblaciones del cirrípedo *Verruca stroemia* observado en la zona durante el 2003 y 2004, como por el aumento de las especies del género *Sabellaria* (*S. alveolata*, *S. spinulosa*) a lo largo del tiempo. Los factores que controlan el sobrecrecimiento de las poblaciones de la especie *Verruca* no se han podido establecer en el área de estudio, aunque Galparsoro *et al.* (2004) también observaron importantes poblaciones de esta especie en torno al emisario de Ulía (San Sebastián).

Por otro lado, la abundancia de la especie *Sabellaria* en la zona de estudio, tanto antes como después de la descarga, pese a ser muy variable se encuentra dentro de los rangos observados en otros estudios realizados en el litoral Cantábrico (Labein, 1993; Galparsoro *et al.*, 2004), por lo que la variación de la abundancia poblacional de esta especie observada durante el período de estudio no parece estar relacionada con los

vertidos. Es más, la gran dificultad a la hora de estandarizar los procedimientos de muestreo en el sublitoral puede haber acarreado la aparición de tales diferencias entre las campañas pre y posteracionales. Así, la problemática generada por la estandarización de los procedimientos de recogida y procesado de las muestras, junto con la complejidad relativa a la correcta identificación taxonómica de los organismos (Dauvin, 2005), está considerada como una de las mayores fuentes de incertidumbre en los estudios cuantitativos realizados en este tipo de hábitats (Juanes *et al.*, 2005).

Otra de los cambios significativos observados en las comunidades bentónicas ha sido la variación de la riqueza y biomasa de las especies de macroalgas presentes tras el inicio de los vertidos. Estas especies de algas que colonizan el lecho rocoso de la franja costera de la Virgen del Mar siguieron un patrón de distribución en mosaico. Pese a la variabilidad inherente a este tipo de distribución (Wiens, 1976), las comunidades de algas representadas en la zona afectada por los vertidos han mostrado un descenso de los valores de diversidad a medida que nos acercamos al emisario. Así, las comunidades asentadas en la escollera mostraron las menores diversidades ya que, en esta zona, sólo se registraron dos especies de macroalgas. Pese a la cercanía del vertido de aguas residuales, cabe destacar, no obstante, la ausencia de especies oportunistas (*Ulva*, *Enteromorpha*, etc) sobre los bloques de la escollera, demostrando la ausencia de concentraciones elevadas de nutrientes procedentes del efluente en esta zona.

La reducción de las contribuciones de ciertas especies como *Halopteris filicina*, *Mesophyllum lichenoides* o *Rhodymenia pseudopalmata*, así como la desaparición de *Acrosorium venulosum*, *Dyctiopteris membranacea*, *Punctaria latifolia* han sido las principales modificaciones observadas tras el inicio de los vertidos. Estas alteraciones en la biomasa no han sido únicamente debidas al reemplazo de macrófitos a nivel de especie, sino a cambios a nivel de familia. En estudios realizados para el análisis de impactos (Warwick, 1988) se ha puesto en evidencia que una baja resolución taxonómica refleja en mayor grado los gradientes de perturbación, debido a que las especies están más influenciadas por las variaciones o ciclos estacionales naturales. De este modo, la variación de las comunidades de macroalgas observadas antes y después de los vertidos, así como entre las estaciones muestreadas a distintas distancias del vertido, podría reflejar tanto un gradiente de contaminación provocado por el emisario como por los factores ambientales. En relación con estos últimos, las diferencias de

profundidad existentes entre las estaciones muestreadas antes y después del inicio de los vertidos así como la variable geomorfología del fondo observada en las diferentes estaciones muestreadas pueden haber condicionado el desarrollo de las distintas especies de macroalgas. En el primero de los casos, la diferencia de profundidad establecida entre las estaciones muestreadas en 1998 (35 m) y las muestreadas en el período 2003-2004 (45 m), ha podido ser la responsable de las diferencias en la composición y biomasa halladas en las comunidades establecidas en ambas épocas. Resultados obtenidos por Pérez *et al.* (1995) mostraron, durante el mes de junio de 1992, que a 40 metros de profundidad la atenuación de la luz en una zona costera alejada a la zona de estudio era tan elevada que los valores de irradiancia medidos a esa profundidad eran inferiores al valor crítico necesario para la realización de la función fotosintética por parte de los organismos (1%). De este modo, tal y como han señalado dichos autores, la elevada atenuación de la luz que se detecta a la profundidad a la que se ha realizado el estudio postoperacional (40-45 m) puede haber sido la principal causante de dichos cambios en la composición de los productores primarios. De la misma manera, Galparsoro *et al.* (2004) apenas hallaron especies de algas en las estaciones muestreadas a 35 metros de profundidad en una zona costera del País Vasco.

En cuanto a las variaciones espaciales registradas durante el periodo post-vertido, éstas podrían relacionarse con la distinta geomorfología presente en las distintas estaciones analizadas. Así, mientras a 200 metros del emisario el tipo de fondo predominante ha estado conformado por lastras de roca, mostrando un 90% del recubrimiento total de la zona, a 50 metros del emisario dichas lastras han estado mayoritariamente embebidas en una matriz sedimentaria poco estable. Por ello, la presencia de arenas móviles en la zona ha podido provocar un aumento de la abrasión de las comunidades asentadas dificultando, aún más, el establecimiento y crecimiento de las algas y de los organismos bentónicos (Airoldi, 1998; Miller *et al.*, 2002; Díez *et al.*, 2003), de ahí que la mayoría de las algas presentes sean efímeras y de bajo porte. Por último, el distinto estadio de sucesión de las biocenosis que colonizan la escollera y la diferente tipología del material de los bloques calizos han podido también ser una de las causas de las elevadas disimilaridades espaciales alcanzadas.

5.2. ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS MASAS DE AGUA ESTUARINAS

El análisis de las masas de agua estuarinas ha evidenciado que el cese de los vertidos continuos sin depurar a la Bahía de Santander ha acarreado una mejora del estado trófico y de la calidad bacteriológica de las aguas anteriormente afectadas. Esta mejoría del estado de las aguas apenas ha repercutido, no obstante, en el estado de los fondos estuarinos localizados en las inmediaciones de los anteriores puntos de vertido de mayor caudal. Estos sedimentos, todavía degradados por el exceso de material orgánico y metales pesados, se encuentran colonizados por comunidades bentónicas infaunales desestructuradas, dominadas mayoritariamente, por especies oportunistas afines al exceso de materia orgánica.

5.2.1. ANÁLISIS DEL ESTADO TRÓFICO DE LAS AGUAS ESTUARINAS

A nivel global, tal y como se podría predecir a partir del modelo general propuesto por Pearson y Rosenberg (1978), la eliminación de los vertidos continuos sin depurar al entorno de la Bahía ha producido, a corto plazo, la mejora del estado trófico y de la calidad bacteriológica de las aguas del estuario. El efecto de dispersión provocado por las mareas, las fluctuaciones de los aportes fluviales (Moreno-Ventas, 1998), la topología del estuario, junto al distinto origen y carga de los materiales alóctonos (vertidos, aportes continentales), han condicionado, en distinta medida, la distribución espacial y la evolución temporal de las variables en las distintas zonas de la Bahía.

Esencialmente, el aporte de nutrientes (NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{-3}), sólidos suspendidos, aceites y grasas a través de los efluentes urbanos fue la principal fuente de variabilidad a la que se vio sometido el sistema antes de la entrada en funcionamiento del saneamiento. No obstante, a las dos semanas del cese de los vertidos continuos, la calidad de las aguas mostraron una progresiva recuperación, que se hacía menos patente en las rías debido, seguramente, a la menor tasa de renovación de las masas de agua, así como a la existencia de conexiones aún no incluidas en el sistema integral de saneamiento.

Dos meses después de su puesta en servicio, las variables relacionadas con los vertidos urbanos presentaron concentraciones muy inferiores a las obtenidas anteriormente y una menor variabilidad en los registros, alcanzando valores medios propios de estuarios poco contaminados (Lacaze, 1996). Así, una vez eliminados los vertidos, la variabilidad del sistema estuvo gobernada principalmente por la confluencia de las masas de agua nerítica y continental provocada por los ciclos mareales y los aportes fluviales, siendo la correlación significativa entre la salinidad y el porcentaje de saturación de oxígeno ($R=0,63$), un claro indicativo del efecto de la marea en los cambios en la calidad del agua muestreada, tal y como sugirieron Park & Park (2000). Resultados similares fueron detectados por Zwolsman (1994) en el estuario de Scheldt. Este autor también explicó el incremento de la concentración de oxígeno con la salinidad como una consecuencia directa de los procesos de reoxigenación inducidos por el aumento de la turbulencia generada por la marea y por la dilución de la masa de agua dulce, rica en materia orgánica susceptible de generar una fuerte demanda biológica de oxígeno.

Las elevadas concentraciones de nutrientes (NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{-3}), sólidos en suspensión y aceites y grasas registradas en las zonas más influenciadas por los vertidos, así como los menores niveles de oxígeno disuelto detectados puntualmente en las rías y en las proximidades de los vertidos de mayor caudal (P16), reflejaron el grado de afección que presentaban las aguas de la Bahía en estas zonas antes del cese de los vertidos (marzo, 2001). Así, tal y como se registró en los estuarios del Oka, Nervión, Oiartzun y Avilés (Orive et al., 1984; Revilla *et al.*, 1994; Iriarte et al., 1998; Orive et al., 1998; Borja et al., 2001), la afección generada por los vertidos continuos en la zona del frente urbano, provocó la obtención de concentraciones puntuales de amonio varias veces superiores a las observables en un estuario sin contaminar (Day *et al.*, 1989; GESHA, 2005). De este modo, durante dicha época, los registros de este nutriente hallados en las aguas de la estación localizada en las cercanías del vertido de mayor caudal llegaron a alcanzar concentraciones 85 veces superiores a la media del sistema.

De igual modo, los nitritos, compuestos intermedios entre las formas oxidadas y reducidas del nitrógeno, fueron muy elevados, sugiriendo que en esta zona se podría estar produciendo la rápida remineralización del amonio por parte de bacterias nitrificantes y el consiguiente consumo de una gran concentración del oxígeno disuelto en el agua. Pese a que, por lo general, se ha considerado que las aguas del estuario

estaban bien oxigenadas, podría interpretarse (Paerl, 2006) que la demanda de oxígeno generada por la degradación de las elevadas cargas de nutrientes y materia orgánica de los vertidos continuos durante esta época fuese la causante de los bajos niveles de oxígeno disuelto en las aguas superficiales de las áreas más afectadas, aunque en ningún caso las concentraciones superaron el límite inferior de los 4 mg/l.

Altamente correlacionados con el amonio, los fosfatos mostraron concentraciones puntuales cerca de 30 veces superiores a la media observada en el estuario. Durante esta época (marzo, 2001), estas concentraciones fueron superiores en las aguas superficiales de dichas estaciones, evidenciando, aún más, que la presencia de ambos compuestos en esta zona se debió a su liberación al medio a través de los vertidos (Valencia & Franco, 2004). Observaciones similares fueron obtenidas en el estuario Nervión, en las estaciones cercanas al vertido de la planta depuradora (CABB, 2001) y en el estuario de Avilés, en las estaciones internas afectadas por vertidos (Revilla *et al.*, 1994).

La zona de las rías también se vio influenciada por el efecto de los vertidos continuos urbanos e industriales que se venían realizando a la zona y, en menor medida, por la contaminación difusa (Moreno-Ventas, 1998). El aporte directo y difuso de nutrientes y sólidos al medio, la baja hidrodinámica, junto con la topología de las rías, propició que en esta zona se registrasen altas concentraciones de amonio y fosfatos, similares a las obtenidas en el frente urbano durante esta época (marzo, 2001). Este exceso de nutrientes junto con el material orgánico liberado por los vertidos pudo acarrear una excesiva acumulación de material biodegradable en los fondos y, por consiguiente, haber sido la causa de las bajas concentraciones de oxígeno disuelto observado en las rías, semejantes a las observadas por Díaz & Rosenberg (1995) y por Karim *et al.* (2002) en la zona interna de otros estuarios. Pese al elevado consumo de oxígeno, en esta zona no se han registrado fenómenos de hipoxia (<4 mg/l); únicamente se alcanzaron niveles de oxígeno disuelto cercanos al 50% de saturación en las estaciones más internas, aunque en otros estudios previos realizados en el periodo estival si se observaron, puntualmente, eventos de hipoxia (<2 mg/l) en las rías de Boo y Tijero durante las bajamares (Moreno-Ventas, 1998). Pese al mayor consumo de oxígeno disuelto en las aguas de fondo, las concentraciones de esta variable fueron homogéneas en la columna del agua confirmando la ausencia de estratificación en esta zona, tal y como confirmó Moreno-Ventas (1998) en un estudio previo realizado en la Bahía.

Fuertemente correlacionados con el amonio y los fosfatos, los aceites y grasas y los sólidos en suspensión se distribuyeron, mayoritariamente, en torno a los vertidos continuos de mayor caudal. Así, durante el período previo al cese de los vertidos, los sólidos suspendidos llegaron a alcanzar en las estaciones del frente urbano, registros puntuales en las aguas superficiales hasta 30 veces superiores a los hallados en el fondo. Al mismo tiempo, los aceites y grasas se concentraron también en torno a dichas estaciones presentando registros hasta 800 veces superiores a la media del sistema (54 mg/l). Además del aporte puntual de sólidos a través de los efluentes urbanos, la principal entrada del material particulado al sistema durante esta época (marzo, 2001) se produjo a través del río Miera y de las rías del interior de la Bahía, de ahí que elevadas concentraciones de esta variable también fuesen registradas en la zona del frente urbano y en las rías. Por el contrario, en las estaciones del frente urbano localizadas en la cercanía de la bocana de la Bahía, así como las de la zona de la canal, la afección generada por los vertidos y por los sólidos arrastrados aguas abajo, durante esta época, estuvo mitigada por la mayor dilución de las masas de agua generada por las mareas.

La distribución de las concentraciones de nitrato en la Bahía, durante el mes de marzo de 2001, mostró una correlación significativa con el gradiente de salinidad ($R=-0,25$). El nitrato, cuya entrada principal al estuario se produce a través de la escorrentía superficial asociada al incremento de precipitaciones (Moreno-Ventas, 1998), tal y como ocurre en otros estuarios de la costa cantábrica (p.ej. Urdaibai; Iriarte *et al.*, (1996)) y de la costa atlántica (p.ej. Mondego; Maranhão *et al.* (2001)), mostró los mayores registros en la desembocadura del río Miera y en las rías. Así mismo, se observaron correlaciones significativas entre el nitrato y el amonio ($R=0,40$) dando a entender que parte del nitrato presente en el sistema durante esta época, habría podido provenir de la remineralización del exceso de amonio liberado a través de los efluentes.

Negativamente correlacionada con los nitratos, las concentraciones de clorofila “a” en el sistema no mostraron un patrón de distribución claramente definido durante esta época. Similares resultados fueron obtenidos por Moreno-Ventas en la Bahía de Santander (1998). A pesar de la acumulación de nutrientes en la Bahía antes del cese de los vertidos, los niveles de clorofila “a” hallados permanecieron dentro de los niveles propios de estuarios de la zona templada (2,9 $\mu\text{g/l}$), siendo muy inferiores a los obtenidos en otros estuarios contaminados, como el de Urdaibai (Franco, 1994; Iriarte *et*

al., 1996), donde las concentraciones en las zonas más internas de dicho estuario alcanzaban valores 20 veces superiores (60 µg/l) a las obtenidas en las rías de la Bahía de Santander (<4 µg/l).

Tras el cese de los vertidos continuos, la Bahía han presentado cambios significativos en el estado trófico de las aguas, sobretodo en aquellas zonas anteriormente más influenciadas por los vertidos continuos sin depurar. La eliminación de dichos vertidos y la hidrodinámica generada por las mareas han marcado las pautas en la evolución y distribución de las variables en el sistema. Esta mejoría fue más evidente en las estaciones cercanas a la bocana de la Bahía, dada la mayor tasa de renovación de las aguas en dicha zona. Resultados similares fueron obtenidos por distintos autores en otros estuarios anteriormente afectados por el vertido de contaminantes (Balls *et al.*, 1996; Brosnan & O'Shea, 1996)

A las dos semanas de la supresión de los vertidos (junio 2001), en el frente urbano se observó una drástica disminución de las concentraciones de nutrientes, así como de los aceites y grasas, llegando a alcanzar, en algunas estaciones, concentraciones prácticamente inapreciables. Este descenso de contaminantes fue más acusado en las estaciones directamente afectadas por los antiguos vertidos. Decrementos similares observados en las concentraciones de estas variables fueron observados por García-Barcina *et al.* (2006) en la ría de Bilbao tras la eliminación de la mayor parte de los vertidos en la zona.

Un mes más tarde (julio, 2001), las concentraciones de las variables indicadoras de contaminación urbana (NH_4^+ , NO_2^- , PO_4^{-3} , sólidos en suspensión y aceites y grasas), así como los porcentajes de saturación de oxígeno registrados en las aguas superficiales del frente urbano fueron equivalentes a los observados en las estaciones situadas en el abra de la Bahía. De forma análoga, las concentraciones de los nutrientes y aceites y grasas, en la zona de las rías disminuyeron hasta alcanzar concentraciones similares a la media del resto del sistema. Sin embargo, las peculiares características hidrodinámicas (menores fluctuaciones mareales, aportes continentales reducidos), físicas (zonas someras) y químicas de las rías (temperatura media del agua más elevada) podrían haber sido las causantes de la existencia de niveles de oxígeno disuelto inferiores a los del resto del sistema. Resultados similares fueron obtenidos durante esta época estacional

en estas mismas rías (Moreno-Ventas, 1998) y en otras zonas semejantes del País Vasco (Franco, 1994).

Dado el notable descenso de los vertidos urbanos en la Bahía, la evolución de las variables que gobernaron el sistema de circulación del estuario a lo largo de las restantes campañas (Abril-02 a Julio-03) estuvo marcadamente influenciada por el efecto de la marea y por los flujos de aguas continentales.

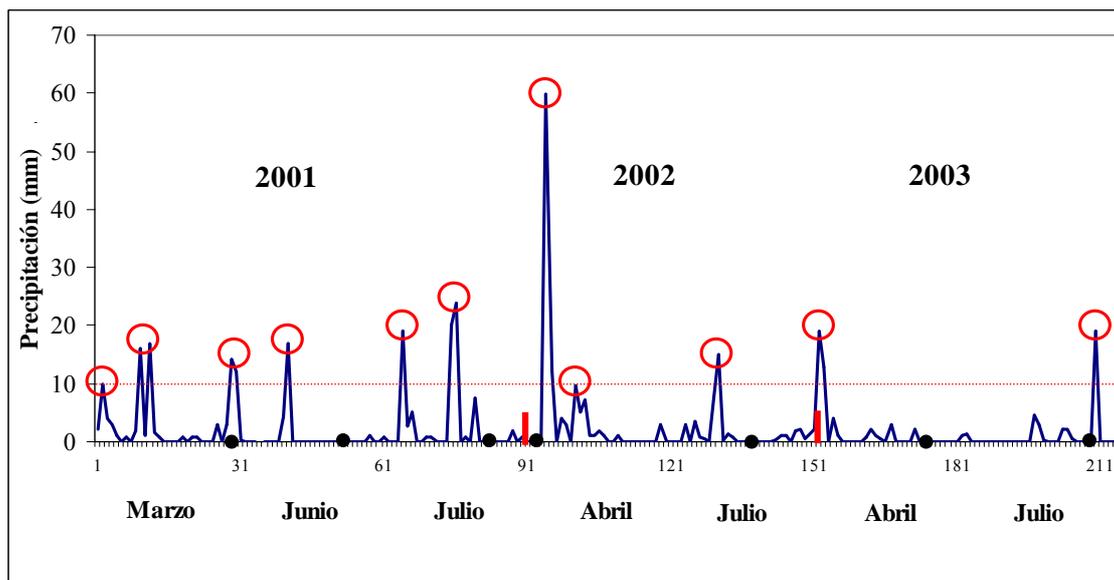


Figura 5.2. Precipitaciones medias diarias (mm) registradas durante el período de estudio en el aeropuerto de Parayas (Santander). Los círculos rojos señalan los días del año en los que existe una mayor probabilidad de que se hayan producido vertidos de tormenta a la Bahía. (●) Días de muestreo de agua.

De hecho, la proyección de las campañas en el plano factorial del ACP (ver Figuras 4.24 y 4.26) revelaba que la mayor variabilidad en dicho período era achacable a la salinidad, la temperatura y el oxígeno disuelto observados en el eje longitudinal como consecuencia de la polarización de las masas de agua salina y dulce en el estuario. Así mismo, la clorofila “a” y, de forma inversa, los nitratos también pasaron a gobernar parte de la variabilidad existente en el sistema durante dicho período (2002-2003), dando una idea del grado de mejora del estado trófico de las aguas tras el cese de los vertidos continuos a la Bahía.

Las bajas concentraciones de las variables indicadoras de contaminación urbana detectadas dieron una idea de la enorme capacidad de regeneración de las aguas, y de la escasa influencia de los vertidos de tormenta en las concentraciones basales del sistema (Figura 5.2). No obstante, cabe destacar que, durante este período, se han detectado las

mayores concentraciones de clorofila “a” de cuantas analizadas a lo largo del período de estudio, concretamente en julio de 2003, donde se alcanzaron concentraciones cercanas a 10 µg/l en la zona de las rías. Madariaga *et al.* (1992), Litaker *et al.* (1987), Schuchardt & Schirmer (1991) encontraron que el valor máximo de clorofila “a” registrado en otros estuarios analizados estuvo también asociado a las rías internas. Los cambios en la densidad del fitoplancton están estrechamente relacionados con la pluviometría y con el incremento de la radiación luminosa. En general, cuanto mayores son las precipitaciones en la zona menor es la biomasa, como consecuencia del incremento de los procesos de advección y de la disminución de la zona fótica por el aumento de la turbidez (Moreno-Ventas, 1998). La baja pluviometría registrada, el bajo hidrodinamismo de las aguas, la escasa profundidad de la zona y la elevada irradiancia superficial ha podido promover el desarrollo de una comunidad estable de fitoplancton en la zona de las rías durante esta época pese al descenso de los nutrientes nitrogenados y fosfatados en el estuario.

5.2.2. ANÁLISIS DE LA CALIDAD BACTERIOLÓGICA DE LAS AGUAS DE BAÑO

Uno de los factores que ha condicionado, en mayor medida, el diseño del saneamiento ha sido la consideración de la posible afección generada por los vertidos de tormenta sobre la calidad bacteriológica de las aguas de baño de las playas de la Bahía. De acuerdo con los resultados obtenidos en el ANOVA, concernientes a la calidad bacteriológica de las playas del Sardinero I, Peligros y Biquinis (Tabla 4.27), se ha observado que las concentraciones de coliformes fecales han disminuido significativamente en las aguas de baño tras el cese de los vertidos continuos. Es más, el número de incumplimientos de los criterios Guía e Imperativos en las tres playas se ha visto reducido, en gran medida, sobretodo en las playas del interior de la Bahía.

Resultados similares fueron obtenidos por García-Barcina (2006) en la ría de Bilbao, donde se registraron descensos de coliformes fecales de entre 2 y 3 ordenes de magnitud en las aguas tras el cese de los vertidos. Otros autores también observaron disminuciones de la concentración de estos indicadores bacteriológicos una vez cesaron los vertidos continuos en los distintos estuarios analizados (Alsan-Yilmaz *et al.*, 2004;

Orozco-Borbón *et al.*, 2006), aunque estos descensos, en algunos casos, se vieron interrumpidos durante los períodos de lluvia.

Pese a la observada disminución de las concentraciones de coliformes en las playas, el incumplimiento puntual de los criterios Guía en la playa de Peligros se mantuvo tras el cese de los vertidos, aunque en menor medida. Este hecho puede haberse debido a que en la zona urbana aledaña a ambas playas todavía existen focos de contaminación puntual (marítimo, dique de Gamazo, etc) que pudieron alterar, en cierta medida, la calidad bacteriológica de las aguas de esta playa.

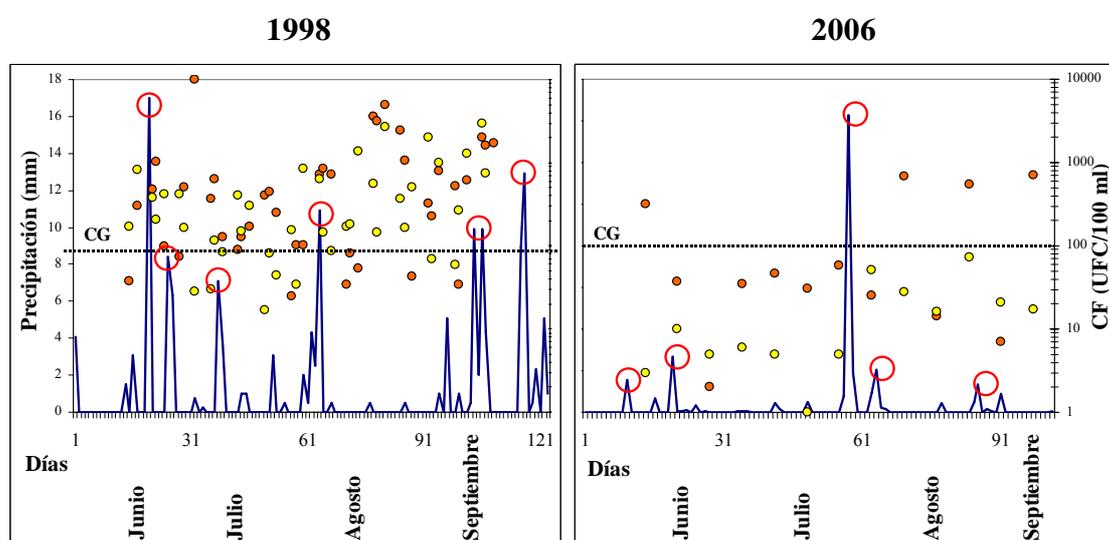


Figura 5.3. Precipitaciones medias diarias (mm) registradas durante las temporadas de baño de 1998 y 2006 en el aeropuerto de Parayas (Santander) (Línea azul). Los círculos rojos señalan los días del año en los que existe una mayor probabilidad de que se hayan producido vertidos de tormenta a la Bahía. Concentraciones de coliformes fecales en las aguas de baño en la playa de Biquinis (●) y en Peligros (●). CG= Criterio Guía para Coliformes Fecales según Directiva 76/160/76.

La influencia de los períodos de lluvia sobre la concentración de coliformes fecales en las aguas de baño de las playas de la Bahía de Santander analizadas (Figura 5.3) no ha sido tan obvia como la observada por Orozco-Borbón *et al.* (2006) en Baja California, ni siquiera tras un breve período de intensas lluvias como el registrado a finales del mes de julio de 2006 (28/07/06) donde se alcanzaron los 70 mm en una hora. Es más, las mayores concentraciones de coliformes fecales no han parecido relacionarse con los períodos en los que se registraron mayores precipitaciones en la zona, sino más bien parecen persistir en niveles bajos que, salvo las excepciones indicadas anteriormente, no superan los umbrales de calidad establecidos.

5.2.3. ANÁLISIS DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS ESTUARINOS

Los fondos sedimentarios del frente urbano y de la canal de la Bahía de Santander han mostrado un moderado grado de perturbación por el exceso de metales pesados, materia orgánica, fósforo y nitrógeno total presentes tanto antes como tras el cese de los vertidos continuos. Tal y como ponen en evidencia los resultados obtenidos, la supresión de los efluentes domésticos a la Bahía no ha supuesto, a corto-medio plazo, cambios relevantes en la calidad física de los sedimentos anteriormente afectados, pero sí ha provocado una ligera mejora en la calidad química de los mismos.

Estudios realizados por el National Research Council (NRC, 1992) mostraron que, mientras la recuperación de las aguas y de las comunidades pelágicas en el medio acuático se produce a corto plazo tras el cese de vertidos, el tiempo requerido para el restablecimiento de los fondos estuarinos y de las comunidades bentónicas afectadas, en contraste, es mucho mayor. Este hecho puede deberse a que la capacidad y el tiempo necesario para la recuperación de los sedimentos y de las biocenosis alteradas varía dependiendo de la distribución y cuantía de la contaminación en los sedimentos, de los gradientes ambientales (tamaño de grano, características hidrodinámicas, etc), así como de la resistencia y de la capacidad de regeneración de las propias comunidades afectadas (Boesch & Rosenberg, 1981; Díaz-Castañeda *et al.*, 1993; Díaz & Rosenberg, 1995; Bellan *et al.*, 1999).

La relación establecida entre la localización de las mayores concentraciones de metales, materia orgánica, fósforo y nitrógeno total en los sedimentos y la situación de los puntos de entrada de contaminantes (vertidos urbanos, tráfico portuario) podría indicar, tal y como plantea Berner (1980), que la acumulación de los mismos procedentes de las fuentes de entrada antropogénicas haya sido superior a su degradación química en los sedimentos estuarinos, provocando que estos sedimentos todavía permaneciesen contaminados, incluso a los dos años del cese de los vertidos. La acumulación histórica de material biodegradable y de finos en estas zonas ha promovido que los sedimentos sean, mayoritariamente, anóxicos. Esta carencia de oxígeno ha dificultado la degradación del exceso de material orgánico y de contaminantes por parte de las bacterias promoviendo su acumulación en los fondos.

Asociados en distinta medida a la materia orgánica, los metales en los sedimentos de la Bahía han mostrado tres patrones de distribución espacial y temporal. Por un lado, las mayores concentraciones de Zn, Ni, Cu, Pb, As, Hg y, en menor medida, del Cd han estado mayoritariamente localizadas en las estaciones cercanas a los puntos de vertido de mayor caudal, sobre todo en las estaciones del frente urbano y de la estación más interna de la canal (afectada por los vertidos portuarios). A los dos años del cese de los vertidos las concentraciones de estos 7 metales en los sedimentos de la Bahía se han visto reducidas, salvo las del Cu. Mientras en el 2001 las concentraciones de Zn, Cd, Hg y Pb han superado los niveles de Acción I (NAI) establecidos por el CEDEX en los sedimentos de la mayor parte de las estaciones analizadas, en el 2003 únicamente se ha superado el NAI para el Cd. Los factores que han promovido la degradación o movilización de estos metales en los sedimentos de estas zonas no han podido ser establecidos en este estudio.

El segundo patrón de distribución de metales establecido fue el definido por el Fe y el Cr total. Estas variables, fuertemente asociadas con el contenido en finos y material biodegradable (% materia orgánica, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT)), mostraron mayores concentraciones en las estaciones de las rías del interior de la Bahía. Esta zona, caracterizada por albergar en el pasado los lavaderos de mineral de óxido de hierro provenientes de las minas del municipio de Villaescusa (Bacho *et al.*, 1999), es hoy en día una de las áreas donde se concentra la mayor parte de la actividad industrial (fundamentalmente química y metalúrgica) de la Bahía. Es por ello, que los fondos de las rías muestren un elevado grado de contaminación tanto por metales como por otras sustancias contaminantes como los HAPs (Viguri *et al.*, 2002). Asociado al Fe, el Cr total parece provenir tanto del interior de las rías como de los vertidos urbanos y portuarios. Resultados similares fueron obtenidos por Mucha *et al.* (2005), en el estuario de Douro (Portugal). Este doble origen de contaminantes ha podido favorecer que tanto las concentraciones de Fe como de Cr total apenas hayan variado en los sedimentos tras el cese de los vertidos continuos a la Bahía.

Por último, la distribución del Mn ha parecido estar mayoritariamente relacionada con los aportes continentales a la Bahía, debido a que éstos son, por lo general, la principal fuente de este elemento a los estuarios (Martin & Whitfield, 1983). De este modo, las mayores concentraciones de este metal han sido alcanzadas en las estaciones de la canal

más influenciadas por el río Miera y en las rías del interior de la Bahía. La evolución de la concentración del Mn en los sedimentos ha sido variable aunque ha mostrado una ligera reducción a los dos años del cese de los vertidos.

5.2.4. ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS DE FONDO BLANDO

Como consecuencia del moderado nivel de alteración de los sedimentos registrado a lo largo del período de estudio, las comunidades bentónicas infaunales, organismos empleados como indicadores de los impactos antropogénicos producidos en los ecosistemas estuarinos (Pearson & Rosenberg, 1978; Gray, 1979; Boesch & Rosenberg, 1981; Warwick, 2001), apenas han mostrado una mejoría tras el cese de los vertidos, presentando, en todo momento, un bajo grado de estructuración deducido a partir de los valores de los índices univariantes obtenidos. La amplia variabilidad espacial y temporal de las condiciones abióticas del sedimento ha parecido también trasladarse a las comunidades infaunales presentes en el frente urbano y en la canal. No obstante, la distribución de las poblaciones y su variación en el tiempo no ha mostrado relacionarse de manera significativa con ninguno de los gradientes abióticos analizados. Es necesario considerar que la detección del efecto de estas variaciones ambientales sobre los organismos marinos puede ser difícil si la variabilidad natural característica de los ambientes no es examinada a la escala espacial y temporal apropiada (Roberts, 1997). En este estudio, el escaso rango de los gradientes abióticos espaciales y temporales observado en los sedimentos de ambas zonas ha dificultado el establecimiento de dichas relaciones.

Las comunidades infaunales del frente urbano y de la canal han mostrado una baja similaridad a lo largo de las campañas. La escasa riqueza y elevada dominancia así como la falta de solapamiento de las especies entre las distintas estaciones analizadas ha indicado que las comunidades establecidas fueron inestables y que estuvieron mal estructuradas. Así, antes del cese de los vertidos continuos las comunidades del frente urbano y de la canal estuvieron poco diversificadas y ampliamente dominadas por unas pocas especies oportunistas. Estas especies presentaron elevadas abundancias poblacionales siguiendo el patrón general definido por Pearson & Rosenberg (1978) para poblaciones perturbadas por un exceso de materia orgánica.

La dominancia en número del capitélido *Notomastus latericeus* en las comunidades establecidas mayoritariamente en el frente urbano antes del cese de los vertidos y el posterior descenso poblacional de esta especie fue un claro indicador del grado de perturbación a la que se veían sometidos los sedimentos. Así, al año del cese de los vertidos, la población de esta especie junto a la de las otras especies indicadoras de contaminación asentadas en ambas zonas se vieron reducidas, a pesar de que el contenido en materia orgánica, así como de NT y el PT en el sedimento permanecieron constantes tras el cese de los vertidos. Thiagarajan *et al.* (2005) en un estudio realizado con otro género de poliqueto capitélido (*Capitella* spp) observaron que la selección del hábitat por parte de las larvas de este organismo estuvo condicionada, fundamentalmente, por la composición de la materia orgánica más que por su concentración en el sedimento. De este modo, sedimentos ricos en materia orgánica no tienen porqué tener necesariamente un elevado valor nutritivo debido a que, únicamente, una pequeña fracción de la misma puede ser aprovechada por los organismos, o lo que es lo mismo, una elevada proporción de la materia orgánica disponible es refractaria y no puede ser empleada por los consumidores (Mayer *et al.*, 1996).

La dificultad para degradar la materia orgánica presente en el sedimento por parte de los organismos junto a la reducción de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes en las aguas del fondo procedentes de los vertidos urbanos podrían ser las causas que condicionaron la disponibilidad de alimento para estas especies en el sedimento y con ello, el descenso poblacional registrado en la Bahía tras el cese de los vertidos. Adicionalmente, el declive de la abundancia y diversificación de las especies infaunales registrada al año del cese de vertidos pueden haber acarreado la reducción de los procesos de bioturbación causados por los mismos, dificultando así la degradación del exceso de material biodegradable. Siguiendo esta línea, diversos autores han comprobado que la descomposición microbiana de la materia orgánica es superior y más completa cuando hay una mayor presencia de bioturbación por invertebrados infaunales (Wheatcroft, 1992; Aller, 1994; Dauwe *et al.*, 1998), de ahí que se haya podido establecer una correlación negativa entre el número de individuos del crustáceo excavador *Upogebia* spp y la materia orgánica ($R=-0,55$) en los sedimentos de la Bahía.

Dos años tras el cese de los vertidos se ha observado un leve incremento global de la biodiversidad en los sedimentos de frente urbano y de la canal debida a la mayor riqueza y menor abundancia y dominancia de las especies oportunistas registradas (*Notomastus latericeus* y *Upogebia* spp). La similaridad entre las comunidades asentadas en ambas zonas se ha hecho más evidente tanto a nivel de abundancia como de biomasa de las especies. Aún así, la mayor parte de las especies representadas en ambas zonas han sido tolerantes a un enriquecimiento de material orgánico en los sedimentos. El aumento de la estabilidad de las condiciones ambientales tras el cese de los vertidos y la disminución de la dominancia de las especies más representativas pueden haber contribuido a aumentar, aunque ligeramente, el grado de estructuración de estas comunidades. Resultados similares fueron obtenidos por Galparsoro (Galparsoro *et al.*, 2004) en la Bahía de Pasaia donde registraron una lenta mejoría de los parámetros estructurales tras el cese de vertidos del antiguo colector.

5.3. INDICACIONES GENERALES APLICABLES AL CONTROL OPERATIVO DE LAS MASAS DE AGUA AFECTADAS POR VERTIDOS DE SANEAMIENTOS

La Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/CE) establece, dentro de su articulado, un marco para la protección de las aguas superficiales (continentales, de transición y costeras) que prevenga todo deterioro adicional, proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos de los Estados Miembros de la Unión Europea y de aquéllos sistemas dependientes de los mismos (ecosistemas continentales, humedales, etc). Este marco de actuación tiene como objetivo final alcanzar el buen estado de las masas de agua de la comunidad. Para ello, esta normativa plantea, en primer lugar, la tipificación y delimitación de las distintas masas de agua existentes en las aguas superficiales del espacio europeo para, posteriormente, analizar los riesgos que pueden entrañar las distintas presiones significativas identificadas en cada una de ellas (p.ej. los vertidos de aguas residuales urbanas) y, por último, evaluar, de manera cuantitativa, el grado de cumplimiento de los objetivos medioambientales establecidos en la DMA mediante la realización de programas de control y seguimiento ambiental. De este modo, la consecución de dichas tareas va a servir para proponer una serie de medidas correctoras que garanticen, en un futuro próximo (2015), el cumplimiento de dichos objetivos.

En todas aquellas masas de agua en las que se estima que se puedan incumplir los objetivos medioambientales mencionados, la DMA plantea realizar un control operativo para determinar la evolución del estado de las masas de agua y, en su caso, para evaluar los cambios que se produzcan como resultado de los programas de medidas puestos en marcha. De igual forma, este tipo de programa de seguimiento debe ser aplicado sobre las masas de agua en las que se viertan sustancias incluidas en la lista de sustancias prioritarias (entre las que se incluyen determinados metales pesados como Cd, Hg, Pb, Ni). Más aún, si se desconocen las posibles causas del incumplimiento de los objetivos medioambientales, si todavía no se ha puesto en marcha el control operativo, o si se quiere determinar la magnitud y los impactos de una contaminación accidental, la DMA sugiere la realización de un control de investigación, más intensivo, diseñado específicamente para alcanzar tales fines. Este tipo de control puede ser también

empleado como sistema de prevención o alarma para la protección de las masas de agua.

La DMA obliga a los Estados Miembros de la Unión Europea a implementar esta normativa desde el año 2000. Siguiendo esta línea, la Universidad de Cantabria (UC) y la Consejería de Medioambiente de Cantabria vienen desarrollando, desde el año 2003, un estudio de caracterización y diagnóstico ambiental de los sistemas acuáticos de Cantabria, dirigido a establecer las bases de conocimiento y fundamentos metodológicos para llevar a cabo dicha implementación. En este estudio se ha realizado un inventario de las presiones significativas, calificación que se ha otorgado a los vertidos de aguas residuales urbanas liberados a través de los emisarios submarinos.

A pesar de que los resultados obtenidos en esta tesis han mostrado que existe un bajo riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales propuestos, la magnitud y características funcionales (vertido continuo, alivios, etc) de este tipo de actuación requiere que se establezca una red operativa de control de las masas de aguas afectadas por los mismos, que evalúe, a medio-largo plazo, el estado del medio acuático. Lógicamente, esta red deberá establecerse como un instrumento complementario de la red de control sistemático que evalúe, de forma regular, el estado ecológico de cada una de las masas de agua, en los términos definidos en la normativa referida.

El planteamiento metodológico de estas redes operativas debe partir de la experiencia adquirida y de la información disponible, contemplando, entre sus objetivos, la optimización y estandarización de los protocolos de muestreo y de las metodologías analíticas a emplear. De esta forma, podrán compararse adecuadamente los datos recopilados en las distintas campañas y estaciones obteniéndose una visión rigurosa de la evolución temporal y espacial de las variables seleccionadas como indicadoras en los sistemas acuáticos afectados por los saneamientos. En este sentido, los resultados obtenidos en este estudio, realizado en torno al saneamiento de la Bahía de Santander, van a servir para establecer una serie de recomendaciones prácticas a emplear como referencia o punto de partida para el planteamiento metodológico de estas redes de control operativo en el Cantábrico.

En un primer término, este tipo de redes deben contemplar, como primer objetivo, la caracterización previa de las masas de agua afectadas por los vertidos del saneamiento

(aguas costeras y aguas de transición), bien a través de la realización de un estudio específico (estudio preoperacional), o bien extraída de los datos recopilados en las redes de control sistemático establecidas en las masas de agua de la zona con motivo de la entrada en vigor de la DMA. La elevada variabilidad natural inherente a los cambios estacionales o generada por los vertidos continuos sin tratar en las aguas, así como la amplia heterogeneidad de ambientes observados en los fondos de las zonas costeras y estuarinas del Cantábrico hace necesario que este tipo de redes incluya el análisis temporal y espacial de estas variaciones a lo largo de un período mínimo de dos años.

El conocimiento de los patrones de variabilidad o de los ciclos propiamente naturales en el sistema marino es fundamental a la hora de abordar la detección y cuantificación de los efectos achacables a una perturbación como la producida por los vertidos de un saneamiento (Underwood, 1993, 1994). De este modo, el análisis posterior de la afección a realizar (estudio postoperacional) debe partir de la información generada en estos estudios para poder valorar el tipo, el grado y la extensión (espacial y temporal) de la posible contaminación ocasionada por los vertidos sobre las masas de agua, con el objeto de ajustar y optimizar las redes operativas. En este sentido, todo el conocimiento obtenido con anterioridad va a servir para seleccionar las escalas y variables que mejor van a identificar y evaluar los posibles cambios en los sistemas afectados.

La definición de las escalas es una tarea difícil que se debe abordar en el planteamiento de la metodología de estudio a aplicar (Bernstein & Zalinski, 1983; Underwood, 1994). El proceso de selección de las mismas debe tener en cuenta que las perturbaciones sobre las masas de agua y sobre los fondos afectados tienen un componente espacial y temporal que varía en respuesta a un elevado número de factores, tanto ambientales como relativos al propio vertido. Así, por ejemplo, la extensión espacial de los impactos causados por el vertido de un efluente de aguas residuales tratadas o sin tratar al medio acuático, además de depender de las condiciones ambientales en las masas de agua, está relacionada con el caudal del mismo y con la carga contaminante que arrastra (nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos, etc) (Reish, 1980; Mearns & O'Connor, 1984). Atendiendo a los resultados observados en diversos estudios, los efectos se pueden extender a lo largo de varios kilómetros (Reish, 1980; Zmarzly *et al.*, 1994) o restringirse a las inmediaciones del vertido (Roberts, 1996; Smith, 1996; Galparsoro *et al.*, 2004), tal y como ocurrió en este estudio. De igual forma los cambios

temporales establecidos pueden ser en respuesta a pequeños “pulsos” de perturbación o por el contrario a presiones que se prolongan en el tiempo (Bender *et al.*, 1984; Underwood, 1992).

De igual modo, la selección de las variables, de entre los indicadores de calidad propuestos en la DMA (biológicos, hidromorfológicos, químicos o fisicoquímicos), que mejor reflejen las afecciones que pueden originar los vertidos del saneamiento en las masas de agua también va a ser una labor delicada, ya que ésta va a depender del tipo de afección observada, de la intensidad y/o alcance del evento contaminante, del compartimento afectado (agua, sedimento, biota), así como de otros factores de tipo económico y técnico. Además, dado que la afección a evaluar es muy específica, la propuesta de otro tipo de variables, ajenas a las planteadas en la Directiva para evaluar el estado ecológico, va a entrañar la verificación previa de su funcionamiento en la zona mediante la puesta en funcionamiento de estudios de control de investigación concretos.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, a nivel de la zona de influencia del emisario, la escasa o nula afección observada en las masas de agua de la Virgen del Mar, tanto en la escala espacial como en la temporal, lleva a plantear una red operativa simplificada en la que se debe integrar el control del medio receptor de los vertidos y el del efluente de la EDAR.

En relación con el control del medio receptor, éste debe abarcar el análisis del estado trófico, químico y bacteriológico de las aguas y el control de los fondos adyacentes al vertido. La consecución de estos objetivos se va a alcanzar a través de la puesta en marcha de una serie de sistemas de cumplimiento, diagnóstico y alerta (Tabla 5.1) que abarcan los diferentes compartimentos y procesos analizados previamente, en función de su importancia dentro de esta red operativa.

En primer lugar, dada la aparentemente nula afección que origina el vertido del emisario sobre el estado trófico de las aguas observada en este estudio se considera que la información generada por la red de control sistemática debería ser suficiente para controlar de manera eficaz dicho aspecto. La menor hidrodinámica que se suele registrar en el período estival, así como el calentamiento de las aguas y la consiguiente estratificación de las mismas en la zona costera hace que esta época sea la más “sensible”, junto con la primavera, a la aparición de eventos contaminantes, y por tanto,

los principales focos de atención en cuanto a su inclusión en la red operativa. Además de la información obtenida en el control sistemático, la evaluación del estado de las aguas debería ser reforzada mediante el empleo de técnicas de detección precoz, como la teledetección. Con esta herramienta es posible evaluar la aparición puntual de proliferaciones algales en la zona del vertido mediante la estimación de las concentraciones clorofila “a” o de la turbidez en las aguas superficiales (Roesler & McLeroy-Etheridge, 1998), por lo que podría ser una buena alternativa a aplicar en la evaluación del estado de las aguas en esta zona. La comprobación de la eficacia de esta alternativa en la detección de vertidos de emisarios podría incluirse dentro de futuros controles de investigación a realizar en las zonas afectadas por los mismos.

Por otro lado, el desarrollo de un sistema de alerta basado en la detección del estrés ambiental, mediante la realización de ensayos de bioacumulación en organismos filtradores, representa otra de las propuestas para la red de control operativo del vertido del emisario. Estos organismos, además de detectar, de manera fiable, la presencia de contaminantes químicos disueltos en el agua o adheridos a las partículas suspendidas, tienen la peculiaridad de aportar información relativa a los efectos que estas sustancias van a ejercer sobre los organismos bentónicos. En esta línea, el análisis de las afecciones que ocasionan los disruptores endocrinos, tales como determinados productos farmacéuticos, metales pesados, HAPs o los PCBs (Bayen *et al.*, 2004), sobre los ejemplares afectados, podría aportar información acerca de estado fisiológico de los organismos que los ingieren. Este estudio, a realizar anualmente, durante la primavera y el verano, podría englobarse dentro de futuras investigaciones o bien dentro del control operativo, dado que se ha comprobado la eficacia de los estudios de bioacumulación en la detección de contaminantes en las aguas afectadas por el vertido del emisario.

Por último, el establecimiento de un sistema de monitorización en tiempo real de las concentraciones de indicadores bacteriológicos, como *Escherichia coli*, en las aguas adyacentes al vertido, mediante la colocación de sistemas de medición *in situ* podría ser suficiente para detectar, de una manera rápida y eficaz, las posibles alteraciones que pudiese provocar el vertido sobre la calidad bacteriológica de las mismas, en combinación con los controles periódicos establecidos actualmente por Sanidad en las aguas de baño de la zona costera adyacente. Así mismo, la colocación de este tipo de sistemas en las inmediaciones del emisario podría permitir medir otras variables al

mismo tiempo, como la salinidad, la temperatura, la concentración de clorofila “a” y oxígeno disuelto, pudiendo servir también como sistema de diagnóstico y alerta, del estado de la calidad trófica. Actualmente, el Gobierno de Cantabria tiene instalado un sistema de monitorización en el entorno del emisario de la Virgen del Mar de similares características.

MASA DE AGUA	COMPARTIMENTO	VARIABLES	
		DE CUMPLIMIENTO**	DE DIAGNÓSTICO/ALERTA
COSTERA (emisario)	AGUA	Indicadores bacteriológicos (playas)	<i>Escherichia coli</i> (en emisario) Clorofila "a" (Teledetección)* Variables (EDAR) Turbidez (Teledetección)*
	SEDIMENTO	S. prioritarias (metales pesados)*	Análisis cualitativo Materia orgánica (%) Distribución granulométrica Redox
	BENTOS		Análisis cualitativo Disruptores endocrinos* Bioacumulación
DE TRANSICIÓN (V. Esporádicos)	AGUA	Indicadores bacteriológicos (playas)	Monitorización tanque tormenta

Tabla 5.1. Variables a medir en un control operativo en los distintos compartimentos de las masas de agua costeras y de transición afectadas por los vertidos de un saneamiento. (*) Variables o estudios a realizar propuestos para el control de investigación. (**) En este grupo de variables se integran los indicadores ecológicos propuestos en la DMA (control sistemático).

En cuanto a los fondos costeros, la amplia heterogeneidad y variabilidad inherente de los ambientes observados en la zona de estudio, tanto a nivel de los sedimentos marinos, como de las comunidades asentadas en los fondos rocosos aledaños al vertido, así como el ligero aumento de contaminantes químicos, materia orgánica y porcentaje de finos observado en la matriz sedimentaria aledaña al vertido, hace plantearse la necesidad de realizar un estudio más específico en la zona. Este estudio debería integrar, por un lado, la vigilancia cualitativa de los fondos adyacentes al emisario, la caracterización y evaluación cuantitativa de la calidad de los sedimentos (Tabla 5.1).

Así, la evaluación cualitativa de cambios en la estructura y en la composición de los organismos epifaunales asociados a los fondos rocosos, como los observados en torno al vertido del emisario de la Virgen del Mar (aumento de especies filtradoras como briozoos e hidroideos en la escollera del emisario, disminución de las macroalgas, etc), va a ser posible mediante el empleo de herramientas ópticas, como cámaras de vídeo o fotográficas manipuladas por buceadores, o bien a través del empleo de una tecnología

más avanzada como son los robots dirigidos por control remoto, también conocidos como ROVs (*remotely operated vehicle*). Estos aparatos, además de disponer de una amplia autonomía, pueden ser operados a grandes profundidades, como a las que usualmente vierten los emisarios (entre 30 y 45 metros), siendo, por tanto, muy útiles en el control de las afecciones de los emisarios.

El tratamiento de estas imágenes va a servir para poder evaluar el estado de las comunidades bentónicas, bien mediante el análisis comparativo del porcentaje de cobertura de las especies mejor representadas en las distintas zonas o del recuento de especies bentónicas móviles (Roberts, 1996), o bien a través de la aplicación de índices cualitativos, como los que se vienen proponiendo en la actualidad para la implementación de la DMA, p.ej. el CFR (Juanes *et al.*, 2007a), que permite evaluar el estado de las comunidades de macroalgas a partir de la riqueza y de la cobertura de las especies de algas, de la valoración cualitativa del estado fisiológico, así como de la presencia de especies oportunistas en la zona. Así mismo, estos ROVs van a servir para poder valorar, de modo visual, la apariencia externa de la matriz sedimentaria, pudiendo identificar, a partir del tratamiento de las filmaciones, posibles zonas en las que los sedimentos puedan tener apariencia anóxica, acúmulos de finos, etc.

Los cambios achacables al vertido sobre las comunidades bentónicas, a no ser que sean debidos a un evento contaminante de gran magnitud, se van a detectar, fundamentalmente, a medio plazo. De este modo, la escala temporal que convendría adoptar en el estudio del estado de los fondos, desde un punto de vista científico y práctico, debería contemplar la toma de datos cada año, durante el período estival. La menor abundancia de especies que se suele observar durante esta época (menor hidrodinámica, mayor depredación, etc), la posible aparición, en casos extremos, de eventos de hipoxia en agua y sedimentos, el aumento de la sedimentación, así como la mejora de las condiciones meteorológicas y su adecuación para la realización de los muestreos, va a posibilitar la mejor caracterización de las biocenosis presentes y de los sedimentos. Así mismo se ha comprobado que el muestreo durante el verano es suficiente para establecer los patrones y evoluciones de las comunidades asentadas en estos fondos, así como para detectar las máximas diferencias entre las comunidades establecidas a las distintas distancias del emisario y en los controles (Alden *et al.*,

1997), siempre y cuando no se observe una elevada heterogeneidad interestacional en los estudios previos (preoperacionales o control de vigilancia sistemática).

En cuanto al tamaño del área de afección ésta va a variar dependiendo si se analiza la matriz sedimentaria o bien las comunidades biológicas que colonizan los fondos rocosos. En relación con esta última, el alcance de los efectos de emisario se considera que va a variar entre los primeros metros en torno al origen de la contaminación hasta los 300 metros (Roper *et al.*, 1989; Smith, 1996; Terlizzi *et al.*, 2002). Acorde con estos estudios, los resultados obtenidos en este trabajo han indicado que el radio de influencia del vertido en las comunidades rocosas permaneció dentro de los primeros 50 metros. Estos datos sobre la extensión de los efectos del vertido de un emisario son meramente orientativos y, evidentemente, el área de afección a analizar deberá ser evaluada para cada caso. De este modo, se plantea inicialmente, la realización de 4 transectos cualitativos de unos 300 metros de longitud, cuyo punto de origen sea la zona de vertido del emisario (tramo de difusores), así como en una zona control aleadaña, alejada de cualquier fuente de perturbación, que muestre la misma tipología de sustrato y la misma profundidad. En el caso de observarse cambios en las comunidades biológicas afectadas, esta vigilancia cualitativa deberá acompañarse de muestreos cuantitativos específicos para la comprobación del estado de las comunidades establecidas.

Debido al elevado coste económico y a la dificultad técnica que entraña la identificación de los organismos marinos en esta clase de estudios, debido a la falta de expertos en taxonomía, la identificación de los organismos a niveles mayores que especie (Dauvin, 2005) parece ser una buena solución a adoptar en este estudio. Pese a que son numerosas las publicaciones que evidencian que dicho método es eficaz a la hora de detectar los cambios más significativos en las poblaciones marinas afectadas por alguna perturbación (Sommerfield & Clarke, 1995; Mistri & Rossi, 2000; Dauvin *et al.*, 2003; Terlizzi *et al.*, 2003), esta metodología apenas está siendo empleada en las vigilancias. Los resultados obtenidos en el análisis de las comunidades bentónicas establecidas en el fondo rocoso de la Virgen del Mar han mostrado que la identificación de la macrofauna y de las macroalgas a nivel de familia sería suficiente para detectar, prácticamente con la misma precisión, los cambios achacables al vertido en el entorno del emisario. Aún así, esta opción podría ser finalmente adoptada siempre y cuando se comprobase primero su eficacia en la zona a estudiar.

Además, el control operativo de los fondos debe incluir, de manera paralela, la evaluación del estado físico y químico de los sedimentos adyacentes al vertido, mediante la toma de muestras de sedimento, bien de modo directo, por buceadores, o de manera indirecta, mediante el empleo de una draga tipo Box-corer, o en su defecto, Van-Veen. En este estudio se propone realizar cada año, una caracterización física (análisis granulométricos) y química del sedimento (materia orgánica, potencial redox *in situ*) a distintas distancias del emisario (50, 100, 200 y 300 metros) y en dos estaciones control (a ser posible, las estaciones de muestreo se establecerán sobre los transectos analizados en el caso del estudio cualitativo).

En cuanto al análisis de la contaminación química (metales pesados) en el entorno del emisario, el presente estudio ha evidenciado que su medición en los sedimentos apenas ha contribuido a identificar el grado de alteración provocado por la pluma del vertido en los sedimentos afectados. Los altos y variables registros de contaminantes químicos obtenidos tanto en torno al emisario como en los controles, así como la variabilidad observada en las condiciones basales de contaminación (controles) hace replantearse la necesidad de revisar, por un lado, los objetivos de calidad establecidos por el CEDEX para las aguas costeras, y por otro lado, el modo de determinar las concentraciones basales regionales de estos contaminantes (Rodríguez *et al.*, 2006) en estos de ambientes. Este tipo de estudios deberían realizarse tanto en las aguas costeras como en las aguas de transición pudiendo englobarse dentro del control de investigación planteado en la DMA.

Por último, en el caso de que la tipología del sustrato basal en el entorno del emisario sea, mayoritariamente, sedimentaria o que la calidad del sedimento adyacente mostrase un fuerte decremento de la calidad, la red operativa deberá contemplar, en su metodología, la realización de un estudio cuantitativo en el que se analice el estado de las comunidades bentónicas infaunales que lo habitan, que siga las mismas escalas propuestas en el estudio de los fondos.

Por último, la segunda parte del control operativo de las masas de agua afectadas por los vertidos del emisario se va a encargar de caracterizar el efluente de la EDAR. El control de la evolución del caudal y de la carga contaminante del efluente liberado a través del emisario va a ser un importante factor a controlar, tanto para comprobar la eficiencia del sistema de depuración aplicado, como para conocer las concentraciones de partida

liberadas al medio acuático. El control del efluente y del estado del medio receptor van a permitir relacionar la posible aparición de eventos contaminantes con la carga inicial de los mismos en el efluente y poder saber, así, si la concentración de las sustancias liberadas ha sido excesiva o si bien la dilución alcanzada en el medio acuático no ha sido la calculada en el diseño del saneamiento. Toda esta información va a servir para localizar posibles fallos en el sistema y para poder plantear, en el caso que fuese necesario, las medidas correctoras a adoptar, como aumentar el nivel de depuración en la EDAR, etc. Las variables a medir en el efluente deben estar relacionadas con las medidas en el medio marino; de este modo se plantea analizar, cada 15 días, las concentraciones de indicadores bacteriológicos, como *Escherichia coli*, detergentes, nutrientes (fosfatos y amonio) y metales pesados, en muestras integradas procedentes de la arqueta de salida del emisario. La periodicidad de estos muestreos podría incrementarse durante la temporada de baño o durante la duración de los ensayos de bioacumulación.

Al igual que ocurre en el emisario, la selección apropiada de las escalas temporales y espaciales necesarias para valorar la afección que provocan los alivios de tormenta en una zona “sensible” como es un estuario, anteriormente perturbado por los vertidos continuos, va a ser un factor muy importante a la hora de abordar el control operativo en esta zona. La diferente velocidad a la que se recuperan los distintos ambientes y compartimientos ambientales tras el cese de la perturbación va a dificultar la selección de las escalas a las que se deberían realizar los muestreos. El problema adicional que surge de la necesidad de monitorizar una presión tan “efímera” como son los vertidos de tormenta en dichas zonas dificulta todavía más el establecimiento de las mismas. La aleatoriedad de esta clase de eventos, el breve tiempo de descarga y la rápida dilución de los efluentes liberados dificulta, en gran medida, la selección del período de muestreo y el posicionamiento de las estaciones de muestreo en torno a los focos de emisión necesarias para poder evaluar los efectos que se generan en las masas de agua.

La escasa afección sobre las masas de aguas registrada en este estudio, salvo sobre la calidad bacteriológica de las aguas de baño de las playas del interior de la Bahía, parcialmente atribuida a los vertidos de tormenta, junto con las dificultades técnicas y económicas que entrañaría una monitorización inmediata tras dichos eventos en los distintos compartimientos ambientales, hace conveniente el plantearse este estudio en un

contexto más amplio. Es decir, en vez de medir la afección puntual e inmediata derivada de este tipo de eventos contaminantes esporádicos sobre las condiciones de las masas del agua de la zona (objetivo de las redes de control sistemático en las aguas de transición), el control operativo debería concentrarse en la evaluación de la calidad bacteriológica de las aguas de baño en las playas adyacentes, tarea que se debería realizar en coordinación con la administración competente de las playas de cada región. Para ello, se plantea una adaptación del esfuerzo de muestreo en cada playa, en función del riesgo asociado al incumplimiento de los criterios establecidos por la Directiva 2006/7/CE derivados de la afección ocasionada tras los vertidos de tormenta (Tabla 5.1).

No obstante, la escasez de información referente a la afección que originan los vertidos de tormenta en las aguas estuarinas, hace plantearse, como línea futura de actuación en los controles de investigación, el desarrollo de un estudio específico encaminado a monitorizar un tanque de tormenta durante el período estival (a nivel de caudales vertidos y de cargas contaminantes). Este estudio se debería completar con la evaluación, en tiempo real, del estado de las masas de agua afectadas por los vertidos esporádicos procedentes de los mismo durante un episodio de tormenta, bien mediante la colocación de sistemas de medición *in situ*, bien mediante la realización de una campaña de muestreo específica. Dicha campaña debería incluir un diseño muestreo que permitiera evaluar la evolución en el tiempo del estado de las aguas a distintas distancias del punto de vertido para poder así analizar la afección que originan sobre el estado de las aguas y la velocidad de dispersión de la pluma de vertido en el medio estuarino.

Al igual que se planteó inicialmente, asumiendo el conocimiento incompleto y, a veces, imperfecto del sistema de saneamiento y de las masas de agua que se pretenden gestionar y controlar, estas redes operativas aquí planteadas, además de representar el medio para incrementar y mejorar dicho conocimiento deben contemplar, entre sus objetivos, su propia redefinición y adecuación a la nueva información aportada. La información obtenida en el desarrollo de estas redes debe ser empleada para comprobar, validar y precisar las asunciones y modelos sobre los que se fundamentó. Este proceso interactivo de retroalimentación mejora la capacidad predictiva, reduce la incertidumbre y, en última instancia, también reduce el esfuerzo necesario para su propio desarrollo.

Lógicamente, este proceso de mejora continuada requiere una actualización permanente, de acuerdo con los adelantos técnicos al respecto y con el mayor conocimiento de las afecciones que originan los vertidos, pero con la precaución de velar por el mantenimiento de la continuidad metodológica necesaria en este tipo de estudios. Esta adaptación afectará tanto a los procedimientos técnicos como a los planteamientos conceptuales, esto es, en la redefinición futura de los objetivos o la distinta distribución de esfuerzos y recursos entre los diferentes objetivos.