

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

1. INTRODUCCIÓN

Los mares y océanos de todo el mundo han sido testigos del asentamiento de poblaciones humanas en sus márgenes continentales. Las ensenadas naturales, incluyendo bahías y estuarios, proveían al hombre de alimento y refugio promoviendo el establecimiento de los primeros colonos. El crecimiento demográfico experimentado en la regiones costeras vino acompañado por un aumento de la ocupación del espacio, la sobreexplotación de los recursos y del empleo del medio marino como vertedero de desechos y “aguas negras”. De este modo, el hombre comenzó a transformar los ecosistemas litorales adaptándolos a sus propias necesidades.

El desarrollo de pequeñas industrias, talleres artesanales y atarazanas durante los siglos XVI, XVII y XVIII alrededor de las zonas portuarias marcó, además, un punto de inflexión en el tipo y cantidad de contaminación que recibía el medio litoral, tal y como ocurrió en la Bahía de Santander durante estos siglos con motivo de la fabricación, reparación y avituallamiento de las escuadras navales españolas (Casado, 1997). A partir de entonces, la contaminación generada por estas actividades se iba a sumar a la producida por las aguas de origen doméstico.

Posteriormente, la revolución industrial incrementó de forma exponencial este tipo de emisiones al litoral, primero en el entorno de los núcleos económicos (puertos) y, más adelante, en todo el litoral. La expansión de los núcleos poblacionales y el aumento de

industrias impulsó, además, la creación de las primeras redes de alcantarillado en los núcleos urbanos que se encargaban de gestionar y transportar estas aguas residuales y los desechos generados hasta el mar. Los contaminantes liberados al medio a través de estos vertidos eran, en muchos casos, altamente tóxicos para las comunidades biológicas acuáticas. Sin embargo, el impacto medioambiental provocado por el crecimiento industrial era en esos tiempos la última de las preocupaciones. De hecho se consideraba que la inmensidad del medio marino y su enorme capacidad de dilución eran suficientes para soportar las consecuencias de un vertido indiscriminado: una presunción errónea que a día de hoy está sobradamente demostrada.

Como consecuencia de dicha evolución, la calidad ambiental de numerosas zonas litorales ha alcanzado un nivel de degradación tan importante que ha servido como detonante para la implementación de diferentes estrategias de protección y recuperación de los sistemas acuáticos alterados. La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) representa un buen ejemplo de los instrumentos desarrollados en nuestro entorno geográfico para tal fin.

Las aguas y los fondos de la plataforma continental representan un 7,6% de la superficie del océano mundial. Es en este área oceánica donde se concentra la mayoría de los recursos, incluyendo el 87% de las aportaciones totales a la pesca y la totalidad de la producción marisquera. No es de extrañar entonces que más del 50% de la población mundial se concentre actualmente a menos de 50 km de la costa, valor que fluctúa estacionalmente en países como España donde la población en verano se incrementa significativamente. La aglomeración de habitantes en zonas costeras específicas conlleva el aumento de las presiones antropogénicas ejercidas sobre el medio marino y la concentración de los vertidos tanto en los núcleos poblacionales como en sus zonas periféricas. Es en estas zonas donde la contaminación de las aguas y de los fondos puede provocar el desequilibrio de las condiciones naturales del sistema costero.

En la actualidad, el número de contaminantes ambientales considerados como peligrosos incluidos, inicialmente, dentro de la Lista I o “lista negra” en la Directiva 76/464/CEE, ronda las 140 sustancias. La gran mayoría de dichos compuestos tóxicos alcanzan nuestros mares vía atmosférica, a través de los aportes fluviales o mediante el vertido directo al litoral (Péres, 1980). Considerando la magnitud, en términos absolutos y relativos, de la incidencia de dichas fuentes sobre el medio litoral, el mayor interés

actual se centra en el estudio de los efectos del vertido directo o difuso de sustancias contaminantes a las aguas someras (<50 m de profundidad). Es en esta franja de costa donde se concentra la mayor productividad del sistema y donde el impacto provocado por la gran concentración de estas sustancias puede llegar a ser más preocupante.

Una de las principales vías de acceso de contaminantes a esta franja es la que se produce a través de los ríos y arroyos que vierten a la zona costera. Originalmente los ríos transportaban, únicamente, contaminantes de origen natural provenientes del lavado de la cuenca fluvial. Sin embargo en la actualidad, los ríos son utilizados, además, como colectores de vertidos directos domésticos e industriales de la cuenca. Estos cursos fluviales incorporan, además, los vertidos difusos procedentes de explotaciones ganaderas y del lavado de los fertilizantes empleados en las labores agrícolas. El incremento de la concentración de estas sustancias en los ríos, así como su transporte a lo largo del curso fluvial, provoca que en las masas de agua litorales (estuarios, costa) se detecte la presencia de diferentes niveles de contaminantes químicos y bacteriológicos, sales inorgánicas disueltas y materia orgánica de procedencia continental.

La capacidad de los estuarios, rías y ensenadas para recibir, procesar y dispersar la entrada de contaminantes provenientes de los ríos es bien conocida y forma parte de su propia dinámica (Howarth *et al.*, 1996; Jaworski *et al.*, 1997). Sin embargo, dicha capacidad es finita y, en caso de ser excedida, conlleva un decremento en la calidad de las aguas y de los fondos (Paerl, 2006; Verity *et al.*, 2006). Generalmente los fenómenos de floculación que resultan de la mezcla de agua marina y dulce de distintas densidades provocan la sedimentación de gran parte de estas sustancias en el fondo de bahías y estuarios, principalmente en las zonas de marisma, las cuales actúan como verdaderos “filtros verdes”. En casos extremos, la acumulación excesiva de determinados contaminantes puede desencadenar en la pérdida de hábitats. Pese a dicho proceso de floculación de gran parte del material arrastrado por el río, las partículas arcillosas más finas y los contaminantes adsorbidos por las mismas, pueden atravesar el estuario, dispersándose y alcanzando zonas litorales adyacentes.

Otra de las vías de acceso de contaminantes al medio litoral es el vertido directo de aguas residuales urbanas e industriales. Estos vertidos se producen bien de manera controlada, a través de sistemas de saneamientos bien planificados, o de modo incontrolado, mediante el vertido directo de efluentes no tratados provenientes de las

redes de alcantarillado. Entre estos vertidos se encuentran las aguas residuales domésticas mezcladas con los vertidos de pequeñas industrias o talleres localizados en el entorno urbano. A éstos se les añade la propia escorrentía urbana (lavado de calles y viales públicos) generada en momentos de lluvia, que se unifica con las demás aguas residuales en la red de alcantarillado antes de ser vertidas al mar. Dada la procedencia de estos vertidos a la red, los contaminantes encontrados en las mismas van a incluir, mayoritariamente, materia orgánica en fase particulada y disuelta, aceites y grasas, detergentes, microorganismos entéricos, así como concentraciones variables de compuestos tóxicos permanentes o bioacumulables, entre los que destacan los metales pesados (Velinsky *et al.*, 1994), sobre todo cobre, plomo y zinc, y compuestos orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y BPCs (Williamson, 1991) (Figura 1.1).

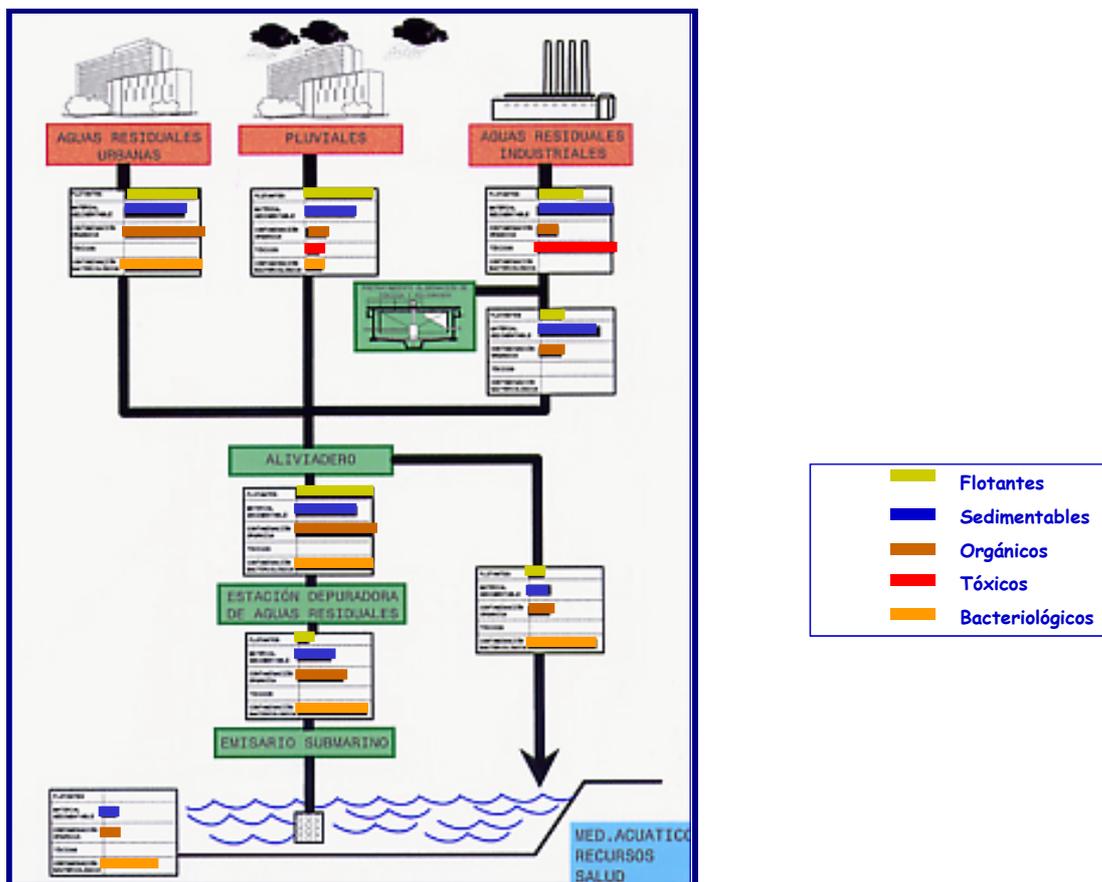


Figura 1.1. Proporciones relativas de las fracciones de contaminantes asignadas a los distintos tipos de aguas residuales (urbanas, industriales y escorrentía) que vierten a la red de alcantarillado ((CHN, 1995), modificado por el autor).

Por el contrario, en el caso de los vertidos procedentes de instalaciones o polígonos industriales se invierten las proporciones de dichas fracciones, pudiendo ser los

compuestos tóxicos los mayoritarios, aunque resulta difícil definir unas características estándar de tales efluentes, ya que dependen del tipo de actividad industrial desarrollada (Figura 1.1).

Todas estas fuentes de entrada de contaminantes al medio marino provocan la presencia de concentraciones de estos compuestos en las zonas costeras que, si sobrepasan ciertos niveles, pueden llegar a ser un factor de riesgo para el medio marino y para la salud humana. A nivel de los riesgos que entraña para el medio marino, la presencia de estos compuestos puede provocar la aparición de episodios o procesos locales de **eutrofización, contaminación química y/o bacteriológica** en las masas de agua afectadas. La persistencia de dichos episodios pueden acarrear el cambio en la composición y estructura de las comunidades marinas y, el deterioro de los ecosistemas. De igual modo, la salud pública puede verse comprometida como consecuencia de la calidad de las aguas, bien por el contacto directo con las aguas de baño contaminadas o, de modo indirecto, al ingerir especies comestibles contaminadas. La comprensión del mecanismo de generación y actuación de los procesos mencionados va a ser, por tanto, clave a la hora de prever los problemas que ocasionan en los sistemas acuáticos y constituye la base para abordar la gestión ambiental de los vertidos de estos contaminantes en áreas costeras y estuarinas, así como para diseñar los procedimientos adecuados de caracterización, evaluación y diagnóstico de dichos sistemas.

La eutrofización y sus efectos

Uno de los mayores problemas que acarrea el vertido de sustancias inorgánicas disueltas (nutrientes) al medio marino es la aparición de sucesos de eutrofización en las aguas. Países desarrollados como Dinamarca, Alemania, Italia, Croacia, Suecia o Finlandia han sufrido los efectos de este tipo de contaminación de las aguas desde mediados del siglo pasado.

La eutrofización es una de las formas de contaminación acuática más extendidas en el medio marino y se manifiesta como consecuencia de una sobreabundancia de sustancias nutritivas en el agua, principalmente compuestos nitrogenados y fosfatados, en zonas con tiempos de renovación elevados, que acarrea un aumento de la productividad en la columna de agua y, con ello, de la biomasa de productores primarios, tal y como describen Dugdale & Goerning (1967) y Lacaze (1996) (Figura 1.2).

Atendiendo al origen de los nutrientes, los episodios de eutrofización registrados en el medio marino pueden ser de dos tipos. Por un lado, existe un proceso de eutrofización **natural**, que se produce como consecuencia de la incorporación de nutrientes al medio acuático, en su mayoría sustancias minerales procedentes del medio natural, dando lugar a un lento y gradual aumento de la productividad del sistema. Este proceso se sucede sin intervención humana y suele producirse a muy largo plazo, sobre todo en zonas de baja hidrodinámica, como estuarios, rías, bahías o áreas confinadas. Por otro lado, la eutrofización de tipo **cultural**, está producida por el aporte localizado de nutrientes inorgánicos generados por la actividad humana que acarrear, a corto-medio plazo, la aparición de proliferaciones algales en zonas costeras o estuarinas con baja tasa de exportación.

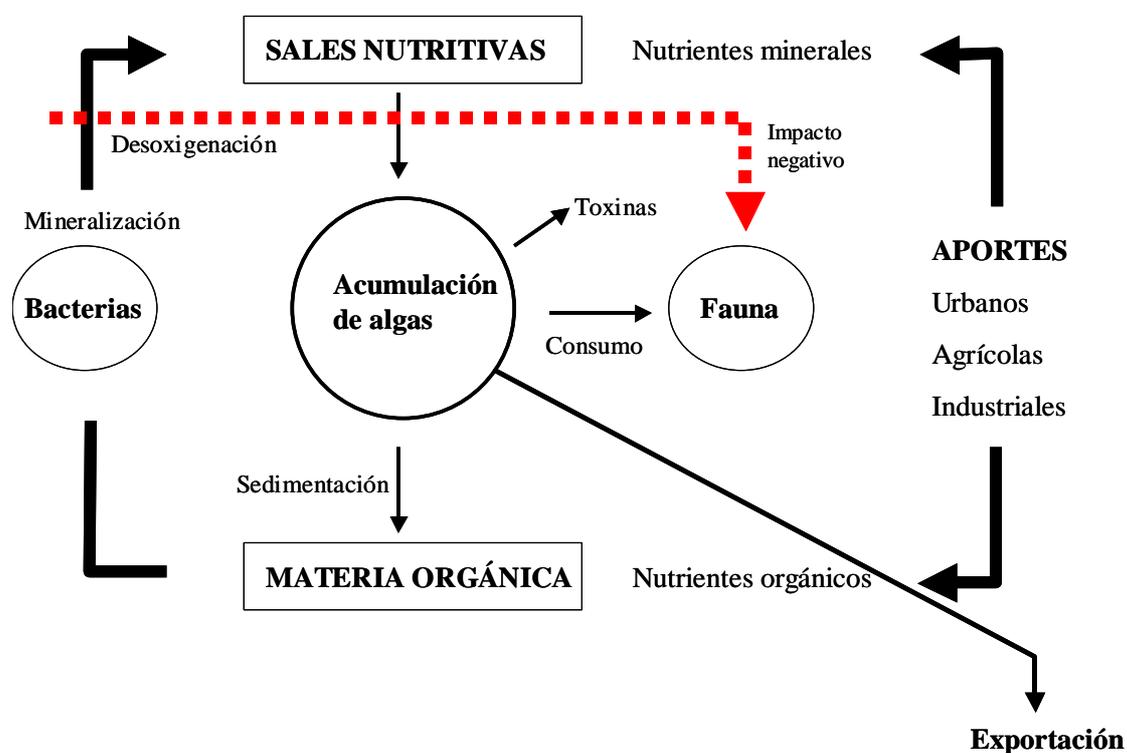


Figura 1.2. Ciclo simplificado de los elementos nutritivos. Aportes nutritivos en exceso (Lacaze, 1996).

En este tipo de eutrofización, además del aporte de sales nutritivas minerales, se introducen grandes cantidades de materia orgánica disuelta y particulada que, en su proceso de mineralización por las bacterias, consume gran cantidad de oxígeno, contribuyendo así a agravar los posibles efectos sobre el sistema originados por el exceso de material vegetal a degradar.

La eutrofización de las aguas provoca efectos múltiples sobre el medio acuático y éstos varían, en cierta medida, dependiendo de las especies que canalizan el “procesado fisiológico” de este exceso de nutrientes: las algas microscópicas unicelulares (fitoplancton) o las algas pluricelulares nitrófilas (algas clorófitas principalmente). De este modo, un exceso de estas sustancias en el medio puede inducir tanto la aceleración del crecimiento de las poblaciones fitoplanctónicas como la aparición de especies de macrófitos oportunistas. El primero de los casos suele estar más ligado a la columna de agua en zonas litorales de cierta profundidad. Este evento puede llegar a provocar el enturbamiento del agua a causa del incremento de la biomasa planctónica, relegando la fotosíntesis a la zona localizada en los primeros metros y provocando, en determinados casos, el cambio en la distribución del plancton y de los macrófitos bentónicos (Richardson & Jorgensen, 1996). En este sentido, la adición de nitrógeno y otros nutrientes a través de vertidos tratados en la región de Perth’s, en Australia, provocó un aumento en la concentración de clorofila “a” y la atenuación de la luz en las aguas adyacentes (Thompson & Waite, 2003). Si la abundancia de nutrientes persiste en el tiempo, la eutrofización puede llegar a producir alteraciones en la periodicidad de los ciclos planctónicos, modificando el patrón estacional, así como la amplitud y duración de los *blooms*, de modo que se den biomásas elevadas a lo largo del todo el ciclo anual, sobre todo en los períodos de verano e invierno. Este efecto ha sido mayoritariamente comprobado en lagos templados estratificados (Smith, 1990) y en sistemas en los que se da una baja renovación de las aguas (Velikova *et al.*, 1999).

De igual modo, la aparición de proliferaciones masivas de algas verdes pluricelulares de morfología simple y elevada tasa de crecimiento (Birch *et al.*, 1981; Sfriso *et al.*, 1992) en regiones costeras someras pueden provocar su acumulación en las playas conformando las denominadas “mareas verdes”. Arribazones masivas de este tipo de algas del género *Cladophora* en las playas de la zona de Kattegat (Dinamarca) (Banden *et al.*, 1990), de *Ulva* en las costas Bretonas (Piriou *et al.*, 1989; Menesguen, 1992), o de *Chaetomorpha* en Kertinge (Dinamarca) resultaron estar relacionadas con fenómenos de esta índole.

En determinadas condiciones hidrodinámicas, la estimulación de la biomasa algal resultante de la sobreabundancia de nutrientes puede provocar, por tanto, un cambio en el balance de los procesos naturales que se producen en el ecosistema (Richardson &

Jorgensen, 1996). Es durante estos cambios cuando pueden aparecer efectos que se asocian a la eutrofización, tales como variaciones en la diversidad y abundancia de las especies planctónicas (Jorgensen, 1980), proliferaciones de algas tóxicas ó fenómenos de hipoxia o anoxia en las masas de agua y en los fondos, capaces de alterar tanto la diversidad como la abundancia de los organismos pelágicos y bentónicos (Rosenberg, 1985; Rydberg *et al.*, 1990; Malone, 1991; Kemp *et al.*, 1992; Turner & Rabalais, 1994; Kruse & Rasmussen, 1995).

Los eventos de eutrofización pueden inducir, por tanto, cambios en la composición y sucesión de las comunidades de algas unicelulares. Así, las comunidades fitoplanctónicas afectadas por episodios de eutrofización mostraron variaciones en la composición de organismos, con un aumento de especies nuevas de dinoflagelados frente a las diatomeas, como el registrado en el mar Negro (Velikova *et al.*, 1999), en el Báltico (Humborg *et al.*, 2000) y en otros sistemas acuáticos con tasas de renovación reducidas (Conley *et al.*, 1993). En este sentido cabe indicar que, mientras los vertidos antropogénicos liberan elevadas concentraciones de nitrógeno y fósforo (Meybeck, 1993), apenas si se introducen silicatos al medio marino (Berner & Berner, 1996). Por ello, Billen *et al.* (1991) sugieren que, si se altera la disponibilidad de Si en relación con el N y el P en el medio, las diatomeas silíceas se pueden ver discriminadas frente a otras especies fitoplanctónicas, como los flagelados (Redfield *et al.*, 1963; Dippner, 1998). Este hecho incrementa la probabilidad de que se produzcan episodios de proliferación de especies tóxicas, comúnmente denominadas “mareas rojas” (Officer *et al.*, 1984; Smayda, 1990; Smayda, 1997), como los ocurridos en Hakata Bay (Karim *et al.*, 2002), en Kattegat, en el Mar del Norte, en las rías gallegas (Figueiras *et al.*, 1994) y, desde hace poco tiempo, en la cornisa Cantábrica.

Estos *blooms* pueden provocar, además de cambios en la composición de las especies fitoplanctónicas, efectos nocivos sobre las comunidades biológicas, como la mortandad de peces e invertebrados (*Chrysochromulina* spp., *Gyrodinium* spp.) o efectos sobre la salud humana (*Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp.), a través de toxinas diversas como la Diarrheic shellfish poisoning (DSP) o la Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) acumuladas en productos marisqueros como los moluscos, entre otros (Ducrotoi, 1999). Además, las proliferaciones de algas tóxicas en Skagerrat y Kattegat (Mar del Norte) de *Chrysochromulina polylepis* en la primavera de 1988 provocaron efectos directos sobre

los organismos bentónicos, en particular sobre las macroalgas. La presencia de esta alga tóxica en las aguas inhibió la síntesis de clorofila en los tejidos de algas verdes y rojas, proporcionándoles una coloración blanquecina (Pedersen, 1994).

La eutrofización puede acarrear, también, cambios en la estructura y funcionabilidad de las comunidades bentónicas, tanto faunísticas como de macrófitos, debido a la desaparición de especies autóctonas sensibles a este tipo de contaminación y al reemplazo de las mismas por especies oportunistas. Así, el incremento de nutrientes esenciales para los productores primarios pueden alterar la estructura de las comunidades de macrófitos bentónicos mediante la aparición de especies oportunistas nitrófilas de elevada capacidad de crecimiento, como las ulváceas, frente al decremento de especies con menor tasa de crecimiento y mayor capacidad de acumulación de estas sustancias, como las fucáceas (Lacaze, 1996).

Otro de los problemas importantes que origina la eutrofización es el aumento de materia orgánica, en su mayoría particulada, en el medio acuático proveniente de la muerte de los productores primarios. Este exceso de material orgánico va a ser el principal causante de la substancial disminución del oxígeno en capas inferiores, provocando el efecto deletéreo más importante generado por la eutrofización de las aguas de cuantos analizados, el reemplazo o la desaparición de las especies marinas más sensibles. Así, durante las proliferaciones fitoplanctónicas y algales se genera un exceso de materia vegetal en el sistema que, conjuntamente con la carga orgánica de los materiales alóctonos (vertidos), acaba sedimentando en forma de agregados en los fondos. La mineralización de este exceso de material particulado por organismos heterótrofos, generalmente bacterias, va a ir acompañado del consumo de una gran cantidad de oxígeno (Rydberg *et al.*, 1990). Si el consumo de oxígeno es muy elevado puede llegar a ocasionar fenómenos de hipoxia ($O_2 < 4$ mg/l) o anoxia ($O_2 < 0,2$ mg/l) como los ocurridos en los estuarios de la Rance (Lacaze *et al.*, 1976), la Bahía de Chesapeake (Officer *et al.*, 1984; Holland *et al.*, 1987), Baie de Vilaine (Merceron, 1987); la Bahía de Elefsis (Frigilos & Zenetos, 1988), la Bahía de Laholm (Banden *et al.*, 1990), la Bahía de Kiel (Weigelt & Rumohr, 1986), o en la Ría de Bilbao (González-Oreja & Saiz-Salinas, 1998), entre otros.

Pese a que la mayor parte de los eventos de hipoxia y anoxia se dan en áreas acuáticas confinadas, la deficiencia de oxígeno en el medio también se puede producir en áreas

marinas costeras en las que se dan fenómenos físicos capaces de alterar los procesos de mezcla, como por ejemplo la generación de termoclinas y haloclinas. La estratificación estacional causada por diferencias de temperatura o salinidad entre las distintas capas de agua puede provocar la separación espacial de los procesos de producción y de degradación, que motivan la aparición de hipoxias en las capas más profundas (Fenchel, 1992). Así, cuando la eutrofización de las aguas es excesiva, la mineralización de la materia orgánica se puede ver desplazada a la zona por debajo de la picnoclina, debido a la abundancia y a la elevada tasa de sedimentación de los agregados (Kiørboe, 1996). La estratificación de las aguas va a limitar, por tanto, la mezcla vertical de la masa de agua y la difusión del oxígeno desde la superficie a aguas más profundas, facilitando así la aparición de eventos de hipoxia o anoxia. La extensión de la zona con deficiencia de oxígeno va a estar determinada, entre otros factores, por la extensión de la estratificación, mantenida por el balance entre las fuerzas estabilizadoras (entrada de calor, entrada de agua dulce) y fuerzas desestabilizadoras (mareas, viento, corrientes). Es por tanto comprensible que los eventos de hipoxia estén asociados estacionalmente y de modo positivo con las mayores temperaturas del agua, que suelen producirse en Agosto en el Hemisferio Norte (Rosenberg, 1980).

En las aguas al sureste del Mar del Norte, Westernhagen *et al.* (1986) comprobaron que durante el período de 1981 a 1983 se produjeron dos temporadas en las que se registraron fenómenos de hipoxia en aguas profundas. El escaso intercambio vertical de las aguas, debido a la estratificación térmica y al elevado aporte de material particulado al fondo por sedimentación, fue la causa de esta situación. Esta deficiencia de oxígeno estuvo, además, acompañada por la presencia de mareas rojas en la zona. Asimismo, en las tres últimas décadas, se viene detectando una disminución estival de la concentración de oxígeno en las aguas profundas de Kattegat (Dinamarca), de los fiordos noruegos y suecos y de las aguas externas del fiordo de Oslo (Anderson & Rydberg, 1988), que se ha relacionado con el aumento de sedimentación de material particulado y de la estratificación de las aguas. Sucesos de escasez de oxígeno en aguas profundas por generación de picnoclinas se vienen observando, también desde hace décadas, en zonas costeras del Mar Caspio (Zenkevitch, 1963), del Mar Báltico (Andersin *et al.*, 1978), del Mar del Norte (Dyer *et al.*, 1983; Westernhagen & Dethlefsen, 1983), del Golfo de Trieste en el Adriático (Stachowitsch, 1991), etc.

Al hablar de eutrofización no debemos menospreciar el importante papel que desempeñan los sedimentos y los organismos que los habitan en la degradación de la materia orgánica, así como su función de reservorio de todo tipo de sustancias. Aquel material que no ha sido mineralizado en la columna de agua acaba en los fondos. Los sedimentos marinos poseen una función reguladora en los ecosistemas marinos debido a su gran capacidad de almacenamiento de materia orgánica y nutrientes. Así, del 25 al 50% del carbono orgánico, nitrógeno y fósforo generados en las proliferaciones planctónicas sedimentan (Wollast, 1991) y, aunque la mayor parte de este material orgánico sedimentado se remineraliza, un 10% de este material permanece de modo permanente enterrado en el sedimento, pasando a formar parte del contenido en materia orgánica del mismo (Berner, 1982). Cuando se producen fenómenos de eutrofización, la tasa de sedimentación de materia orgánica puede llegar a ser de la misma magnitud que la productividad fitoplanctónica y los sedimentos pueden llegar a acumular el 35% de la materia orgánica sedimentada (Madsen & Larsen, 1986).

Dado que la profundidad de la capa óxica del sedimento depende de la tasa de deposición de la materia orgánica y de la concentración de oxígeno en el agua superficial e intersticial (Revsbech *et al.*, 1980; Rasmussen & Jorgensen, 1992), los sedimentos y las comunidades bentónicas que albergan son muy sensibles a los eventos de eutrofización y a los efectos secundarios que acarrea sobre los ecosistemas litorales. En este sentido, cuando los aportes de oxígeno disminuyen o la demanda de los mismos aumenta por la eutrofización de las aguas, se pueden producir cambios significativos en los ciclos metabólicos microbianos, en la química de los sedimentos y en las comunidades bentónicas. Así, en ausencia de oxígeno en el sedimento (anoxia), los procesos de degradación aerobia se substituyen por procesos anaerobios en los que los microorganismos dominantes emplean otros compuestos como aceptores de electrones (NO_3^- , MnO_4 , FeOH , SO_4^{2-} y CO_2), dando como resultado la formación de compuestos reducidos como el sulfuro de hidrógeno (H_2S). Los efectos combinados de hipoxia junto con la liberación de sulfuros de hidrógeno al medio provocan un mayor estrés en los organismos marinos (Vismann, 1990). Así mismo, la reducción del potencial redox y el aumento de la resistencia a la rotura en el sedimento (Bolam *et al.*, 2004) va a ir asociado a la disminución de oxígeno en el sedimento, dificultando, aún más, el asentamiento de determinados taxones.

La aparición de eventos de hipoxia o anoxia van a ser, por tanto, uno de los efectos provocados por la eutrofización más nocivos para la fauna marina de cuantos analizados. Es más, cuando la deficiencia de oxígeno es muy acusada, ésta puede llegar a ser el efecto deletéreo local inducido por el hombre en el medio marino que causa más mortalidad sobre la macrofauna bentónica (Díaz & Rosenberg, 1995). En los últimos 25 años, el número de áreas costeras con eventos de hipoxia en el fondo de la columna de agua, achacables a eventos de eutrofización, ha aumentado de modo alarmante (Rosenberg, 1985; Colombo *et al.*, 1992; Wollenweider *et al.*, 1992; Justic *et al.*, 1993; Orel *et al.*, 1993).

Las consecuencias ecológicas de un período de hipoxia son variadas. Antes de la muerte, los organismos bentónicos muestran distintos tipos de tolerancia o resistencia ante la escasez de oxígeno. Este estrés en estos organismos queda patente a nivel de individuo, y a nivel de comunidad mediante cambios en la distribución de los organismos (Pearson & Rosenberg, 1978). Así, a nivel de individuo, la respuesta de los organismos marinos ha sido ampliamente estudiada (Magnum & Van Winkle, 1973; Herreid, 1980; Warren, 1984). Fluctuaciones y pequeños eventos de hipoxia son soportados por los organismos mediante una combinación de adaptaciones fisiológicas y de comportamiento (Vernberg, 1972; Davis, 1975; Herreid, 1980). El aumento de la tasa de respiración (Petersen & Petersen, 1988), el aumento de las migraciones longitudinales de las especies móviles (Banden *et al.*, 1990; Rahel & Kolar, 1990; Pihl *et al.*, 1991), el descenso de las actividades fisiológicas (excepto la respiratoria) y metabólicas en especies de escasa movilidad (p.ej. el descenso de la irrigación de tubo en organismos tubícolas (Warren, 1984) o las migraciones verticales en el sedimento (Tyson & Pearson, 1991; Llansó, 1992)) son algunas de las respuestas de los organismos frente a este tipo de estrés.

A nivel de comunidad, los eventos de hipoxia y anoxia registrados en la costa de Skagerrat (Suecia), durante la década de los 70 y de los 80, motivaron la reducción de la abundancia y biomasa media de las comunidades infaunales (excluyendo algunas especies de gran tamaño o especies raras) sobretodo de los organismos carnívoros y suspensívoros (Josefson & Rosenberg, 1988). En Limfjord (Dinamarca) eventos periódicos de hipoxia durante el verano provocaron que la fauna bentónica mostrase pulsos de mortalidad masiva, a lo largo del año, acompañados de períodos de

recolonización y que los fondos fangosos mostrasen, además, elevadas densidades de bacterias sulfato-reductoras, como *Beggiatoa* spp. (Jorgensen, 1977, 1980). En la Bahía de Chesapeake, períodos de mortalidad masiva y/o reducción de la abundancia de invertebrados fueron registrados durante eventos de hipoxia por Holland (1977; 1987). Durante estos eventos se observó un descenso de la abundancia de organismos de gran tamaño y ciclo de vida largo y la dominancia de organismos efímeros de pequeño tamaño (Holland *et al.*, 1977; Mountford *et al.*, 1977; Holland *et al.*, 1987). En estudios realizados en la desembocadura del Río Rappahannock (Massachussets), Llansó (1992) observó que los eventos de hipoxia afectaban al reclutamiento y que la duración de los mismos era crítica para la supervivencia de las especies afectadas. Este mismo autor también advirtió que las comunidades perturbadas estaban dominadas por poliquetos oportunistas y que la magnitud de la respuesta frente a la hipoxia era específica de cada especie.

La contaminación química y sus efectos

Además de la eutrofización, el vertido de aguas residuales a zonas costeras puede acarrear problemas de contaminación química en el medio acuático. De esta forma, junto con los nutrientes inorgánicos, una amplia variedad de contaminantes de distintas procedencias son introducidos al medio a través de la red de colectores. Sustancias inorgánicas no nutritivas, como los metales pesados, y contaminantes orgánicos como los HAPs (Hidrocarburos aromáticos policíclicos), los BPCs (Policlorobifenilos), los pesticidas (p.ej. el DDT (diclorodifeniltricloroetano)), los surfactantes aniónicos o los aceites y grasas, son algunos de los compuestos más comunes hallados en este tipo de vertidos que pueden actuar de manera individual o sinérgica sobre los organismos.

A nivel general, los contaminantes químicos, salvo excepciones, son sustancias tóxicas, difícilmente biodegradables y generalmente hidrófobas que, una vez en el medio marino, van a interactuar con la biota. Así, estas sustancias pueden ser transformadas o biodegradadas, parcial o totalmente, por los microorganismos presentes en la columna de agua, o bien pueden sedimentar adheridos al material particulado, siendo en este caso biodegradados o almacenados en los sedimentos. El tipo de interacciones entre los organismos de zonas costeras (planctónicos, pelágicos y bentónicos) y los contaminantes que llegan a las aguas, así como el grado de afección y los efectos ocasionados por los mismos, es muy amplio y difícilmente generalizable para los

distintos contaminantes ya que depende de la naturaleza y disponibilidad de cada contaminante así como de la propia sensibilidad de cada organismo.

Dentro de este grupo de contaminantes destacan, por su ubicuidad, los metales pesados, elementos que en algunos casos, constituyen compuestos esenciales para los organismos a nivel de cantidades traza pero que, dependiendo de la forma en la que el elemento esté representado en el medio (“especiación”) y de su concentración, pueden ser altamente tóxicos para las distintas formas de vida, llegando incluso a acarrear la muerte de los organismos.

Derivados de vertidos industriales y domésticos, los metales pesados se hallan mayoritariamente asociados con la fase particulada. Así, por ejemplo, estas sustancias se asocian con organismos planctónicos, principalmente con el bacterioplancton (Capone & Bauer, 1992) que se encuentra en suspensión o epifitando partículas, participando así en la formación y sedimentación de complejos de numerosos metales. De igual forma, estos contaminantes también interactúan con partículas biogénicas, como las células fitoplanctónicas (Fowler *et al.*, 1983), o las exuvias de crustáceos planctónicos, especialmente copépodos (Martin, 1970), que son generadas de forma masiva durante las proliferaciones fitoplanctónicas. Todas estas interacciones microorganismo-metal van a tener una gran importancia, ya que estas poblaciones tienen la capacidad de transformar los metales, jugando así un papel crucial en la absorción, adsorción, quelación (Gadd & Griffiths, 1978), movilización (Bruland, 1983) y/o transformación de los metales a formas más o menos tóxicas para los organismos (Cloern & Oremland, 1983).

La deposición de todo este material orgánico particulado (bacterioplancton, exuvias, materia orgánica, etc) junto con la del material mineral en suspensión provoca que la contaminación asociada a los mismos alcance los fondos de la columna de agua y pasen a enriquecer los sedimentos (Carmody *et al.*, 1973; Greig & McGrath, 1977), interactuando, una vez allí, con los organismos demersales y bentónicos. La acción mecánica del oleaje, el estado de oxigenación, la presencia de sulfuros en el sedimento, las sustancias químicas liberadas por el metabolismo de los organismos bentónicos o bien la bioturbación (Otero *et al.*, 2005) son factores que van a controlar la disponibilidad de los metales en procesos químicos y biológicos una vez alcanzan los fondos (Ankley *et al.*, 1991; di Toro *et al.*, 1992; Tang *et al.*, 2002).

Los metales pesados una vez en el agua o en los fondos, penetran en los organismos marinos a partir de soluciones (“efecto de baño”), del consumo de detritus orgánico o a través de la cadena trófica, mediante procesos de biomagnificación. Una vez absorbidos y asimilados por los organismos, estos metales van a provocar una serie de efectos tóxicos sobre los mismos. El grado de toxicidad de los metales dependerá en parte de la naturaleza de los mismos (“especiación”), del tipo de combinación química en la cual interviene el metal, de los agentes quelantes que se hallen en el medio (Péres, 1980; Harwoodsears & Gordon, 1990; Schreiber *et al.*, 1990) y de la adaptación de las distintas especies marinas frente al metal (Bryan & Langston, 1992). Aunque no se tienen evidencias experimentales de muchas de las posibles relaciones causa-efecto derivadas de la contaminación por metales pesados sobre la composición y dinámica de los ecosistemas marinos, los resultados de numerosos ensayos toxicológicos muestran que determinadas dosis de algunos elementos tienen tendencia a inhibir el desarrollo y retardar el crecimiento de los organismos. Los conocimientos que se poseen sobre los efectos subletales (crónicos) de los metales pesados son aún insuficientes, aunque se sabe que mayoritariamente son de tipo morfológico, histológico o fisiológico (inhibitorios de la fotosíntesis, o del crecimiento, etc) (Ishio, 1990; Bradl *et al.*, 2005).

De este modo, entre los efectos que puede ocasionar la introducción de este tipo de contaminantes en el medio acuático destaca la afección que generan sobre las poblaciones fitoplanctónicas. Este tipo de afección puede provocar la generación de mareas rojas por inhibición del crecimiento de determinadas especies frente a otras (Ishio, 1990). Así mismo, la bioacumulación y biomagnificación de los metales pesados en los organismos bentónicos de bahías y estuarios, o bien de zonas costeras (Péres, 1980; Cheung & Wong, 1992; Sañudo-Wilhelmy & Flegal, 1992; Cossa *et al.*, 1993; Flegal & Sañudo-Wilhelmy, 1993; Michel, 1993; Paulson *et al.*, 1993; Macdonald & Crecelius, 1994; Parsons, 1998; González *et al.*, 1999; Vaschenko *et al.*, 1999), la ausencia de determinadas especies de crustáceos o la substitución de las especies dominantes por especies resistentes a la contaminación (Zhang *et al.*, 1998; Warwick, 2001), van a ser otros de los efectos achacables a contaminación por metales pesados más importantes. Aún así, de entre todos los efectos mencionados, la bioacumulación y la biomagnificación de estas sustancias son los que mayor interés y preocupación ha suscitado. Al contrario de lo que con algunos contaminantes orgánicos, los metales pesados no pueden ser degradados por los organismos, siendo, por tanto, bioacumulados

(Bradl *et al.*, 2005) y posteriormente biomagnificados a lo largo de la cadena trófica. La acumulación de estas sustancias en especies comerciales de interés para el hombre entraña un gran riesgo para la salud humana, sobre todo en aquellas poblaciones donde el consumo de pescados y mariscos es habitual. Enfermedades como la de Minamata, detectada durante los años ochenta en poblaciones pesqueras de China, y que provocó la muerte de cientos de personas por envenenamiento con metilmercurio, es uno de los ejemplos.

Además de los metales, son muchos los contaminantes capaces de llegar a provocar efectos letales en el medio acuático. En las últimas décadas se ha producido una proliferación de compuestos orgánicos de síntesis, comúnmente utilizados para distintos fines industriales, que han ido recalando en las aguas costeras u oceánicas provenientes de la atmósfera, de los ríos o directamente a través de vertidos. Entre ellos, los compuestos organohalogenados como los BPCs, algunos pesticidas clorados (p.ej. DDT, los ciclodienos clorados, los diversos isómeros del Hexaclorohexano o el toxafeno), las dioxinas, los plásticos como el PVC, los disolventes como el tetracloruro de carbono o los refrigerantes como el CFC son los que mayor preocupación ambiental han suscitado. Estas sustancias organohalogenadas son mezclas estables muy complejas, primordialmente cloradas, capaces de bioacumularse y de amplificarse a lo largo de las cadenas tróficas de los ecosistemas (Muir *et al.*, 1992; Ross *et al.*, 2000) y, con intensa actividad biocida para los distintos niveles de organismos. Otro compuesto ubicuo en zonas costeras urbanizadas e industrializadas son los hidrocarburos aromáticos policíclicos, también conocidos como HAPs. Estos compuestos que provienen, fundamentalmente, de la combustión incompleta de materiales orgánicos, como carbón, petróleo, gas natural, así como de la emisión de vehículos, entre otros, aparecen en la naturaleza como mezclas complejas y han demostrado ser potentes mutágenos y carcinógenos (Sato & Aoki, 2002). Es más, estas sustancias pueden ser objeto de transformaciones que incrementan su potencial peligrosidad.

Pese a que la mayor parte todas estas sustancias están prohibidas en países industrializados desde la década de los setenta, su lenta degradación provoca que todavía se encuentren en las aguas y sedimentos de los mares y océanos de todo el mundo donde interactúan con las distintas especies marinas. Estas características han

motivado que a estas sustancias se les denomine compuestos orgánicos persistentes (COPs).

Una vez en el medio marino, el modo en el que se dispersan los COPs va a tener una gran influencia en la interacción de los mismos con los organismos ya que dependiendo en el compartimento en que se hallen (agua, sedimento, etc), los organismos afectados serán distintos (Muir *et al.*, 1992; Servos *et al.*, 1992; Hamenlink *et al.*, 1994; Wania & Mackay, 1999). La distribución y degradación de estas sustancias, que tienen la peculiaridad de ser, en su mayoría, hidrófobas, de poseer una elevada solubilidad en los lípidos (Sangster, 1997), y de hallarse preferentemente adsorbidas a la materia orgánica (ej. plancton, ceniza de carbón, microorganismos asociados al material particulado, etc) y a partículas minerales suspendidas, va a seguir dos caminos. Una pequeña parte de estas partículas serán dispersadas en las aguas por procesos físicos de advección generados por corrientes, vientos, mareas, turbulencias, etc, donde interactuarán con el fitoplancton o el zooplancton o bien serán degradadas por el bacterioplancton (Capone & Bauer, 1992) mientras que, otra parte, mayoritaria de estos agregados contaminados, sedimentará y será incorporada a la matriz sedimentaria, promoviendo la interacción de los COPs con las población microbianas del sedimento y con los organismos infaunales (Broman *et al.*, 1989; Servos *et al.*, 1992; Gustafsson *et al.*, 1998).

Así entre estas interacciones existentes en las aguas y en los fondos, la que se origina entre los COPs y las poblaciones microbianas es una de las más estudiadas debido a que estos organismos desempeñan, en general, un papel muy importante en los procesos de transformación y descomposición de la materia orgánica en los sistemas acuáticos. La interacción de los contaminantes con estas poblaciones, tanto en la columna del agua como en los fondos, va a afectar, por un lado, a la actividad de las mismas, y por otro, al destino de los contaminantes, ya que contribuyen a la asimilación y degradación de los mismos. Así, aquellos contaminantes que no sean susceptibles de ser degradados por bacterias o cuya toxicidad se incremente debido a las transformaciones ocasionadas por los propios microorganismos, pueden persistir en el medio, alterando la estructura de las comunidades bacterianas así como su función. Estos cambios, inducidos por los contaminantes organoclorados sobre la actividad fisiológica y metabólica de las bacterias, pueden ser atribuidos a su naturaleza hidrófoba, ya que estas sustancias pueden traspasar, sin apenas dificultad, las membranas celulares. Es más, cuando la

toxicidad del compuesto sobre la población microbiana es moderada o crónica el contaminante puede provocar cambios en la actividad heterotrófica (Capone & Bauer, 1992).

Por otro lado, la afección que producen dichos contaminantes sobre el fitoplancton ha sido también puesta en evidencia. El fitoplancton presenta una indudable sensibilidad a estas sustancias, pudiendo verse influenciada su actividad fotosintética cuando interaccionan con compuestos halogenados como el DDT, el Dieldrín o el Endrín (Ukeles, 1962; Wurster, 1968; Menzel *et al.*, 1970). De hecho, estos compuestos presentan un efecto nefasto sobre el crecimiento de estos organismos y aumentan su mortalidad más allá de un determinado umbral. Así mismo, el zooplancton, que desempeña una función esencial en la absorción de las trazas de compuestos organohalogenados presentes en las aguas superficiales marinas e interviene en la transferencia de los mismos a la cadena trófica, presenta una elevada sensibilidad a estos compuestos. Así los contaminantes pueden inhibir la transformación de las larvas nauplius en adultos. De igual forma, Pelletier *et al.* (1997; 2000) comprobaron que otros COPs como el antraceno, fluoranteno y pireno (HAPs) son altamente tóxicos sobre larvas y embriones de los invertebrados marinos. Esto es particularmente peligroso para los organismos que viven en la franja intermareal o cerca de la capa superficial del agua.

Además de estas afecciones, otro problema asociado a estos procesos contaminantes es la biomagnificación de estos compuestos a través de la cadena trófica. Así, los organismos micrófagos como los filtradores pueden llegar a concentrar miles de veces la concentración presente en el medio (Butler, 1965). De este modo, a pesar de las bajas concentraciones de estos contaminantes en el agua, éstas se van multiplicando en otras especies de mayor tamaño, a través del consumo de organismos contaminados (plancton, invertebrados, etc) hasta alcanzar sus máximos en los peces, mamíferos y aves. Teniendo además en cuenta la lentitud con la que se degradan y se incorporan estas sustancias en la cadena trófica hay razones para inquietarse. Así, el consumo de detritus orgánico contaminado puede provocar mortandades masivas de los crustáceos como el ocurrido en lagunas salobres de la costa oriental de Estados Unidos, tratadas durante varios años con DDT (Odum *et al.*, 1969), o bien puede provocar la inhibición del crecimiento de la concha de los moluscos de forma significativa. Más aún, los peces, consumidores de plancton, de otros peces y de invertebrados marinos, biomagnifican los

contaminantes pudiendo alterar sus funciones metabólicas y fisiológicas al alcanzar ciertas concentraciones y, en el peor de los casos, llegar a provocar mortandades masivas. Las aves marinas, en la mayoría ictiófagas, presentan también graves desordenes fisiológicos al consumir peces contaminados y bioacumular estas sustancias. El hombre también puede padecer la afección por este tipo contaminantes por consumo de peces y mariscos contaminados. Así, por ejemplo, la ingestión de especies contaminadas por furanos clorados puede provocar enfermedades como la de Yusho.

Otro de los efectos potenciales de los COPs sobre los organismos marinos es su incidencia sobre la función endocrina. Un número elevado de contaminantes, incluidos pesticidas, algunos BPCs, dioxinas, alquilfenoles, hormonas naturales y de síntesis y productos naturales, como fitoestrógenos, han mostrado alterar las rutas hormonales en animales, provocándoles efectos fisiológicos adversos. A las sustancias que generan alteraciones de la actividad hormonal se le conoce como disruptores endocrinos. A pesar del conocimiento de que muchos productos químicos naturales o sintéticos son disruptores poco se conoce acerca de las concentraciones necesarias para que estos agentes provoquen dichos efectos en los organismos. Así por ejemplo, un fuerte incremento de la concentración de BPCs en el agua de mar puede inducir una elevada mortalidad larvaria, ya que altera el desarrollo de los huevos y larvas o bien puede provocar un gran retardo en el crecimiento. Del mismo modo, sucesos de feminización de los peces, achacables a la presencia de disruptores endocrinos en el agua, ha sido comprobada en Inglaterra, Japón y Estados Unidos (UK Environment Agency, 1997; Jobling *et al.*, 1998; Nakamura & Iguchi, 1998; Folmar *et al.*, 2001).

Además de lo expuesto anteriormente, la presencia de este tipo de contaminantes genera una serie de efectos secundarios. La degradación de estas sustancias por parte de las bacterias puede provocar una reducción del oxígeno disuelto en el medio, fundamentalmente en el sedimento, agravando, aún más, la situación. De este modo, además de los efectos que conlleva la escasez de oxígeno para los organismos marinos, la disponibilidad del mismo va a ser un elemento clave en el modo, destino y tasa de transformación de las sustancias orgánicas persistentes. En este sentido, la mineralización completa de los COPs a CO₂ pasará a ser una excepción en vez de una norma general en sedimentos marinos. Más aún, los contaminantes serán parcialmente transformados en metabolitos intermedios y productos finales mineralizados. Estos

metabolitos tienen una mayor toxicidad inherente que el compuesto parental, haciendo más difícil su degradación (Capone & Bauer, 1992).

Además de los COPs anteriormente mencionados, la presencia de sustancias tensoactivas es un factor prácticamente constante en los vertidos de aguas residuales urbanas al mar. El empleo masivo de productos de limpieza en los hogares de países desarrollados ha provocado que su presencia alcance la costa con el consiguiente riesgo ambiental que acarrea a las comunidades biológicas. Así, en los últimos tiempos se ha incrementado la preocupación por los efectos medioambientales perjudiciales de los polifosfatos incluidos en la formulación de los detergentes domésticos para ablandar el agua. La liberación masiva de estas sales minerales nutritivas al medio marino va a contribuir así a potenciar la posible eutrofización de las aguas receptoras de vertidos.

Para poder comprender bien los efectos que ocasiona el vertido de detergentes al medio marino es necesario conocer la naturaleza de los mismos. Así, los detergentes comerciales están compuestos en un 30% por un tensoactivo de síntesis o principio activo cuya característica principal es la de tener la capacidad de mojar, hacer espuma, emulsionar y solubilizar. Esta propiedad está directamente relacionada con la estructura de la molécula, constituida por una cadena carbonatada hidrófoba que lleva uno o varios grupos hidrófilos. Gracias a estas propiedades el agente tensoactivo puede, después de haber sido liberado y vertido, permanecer en solución o bien acumularse en todos los materiales transportados por las aguas residuales, ya sean orgánicos o minerales, y llegar a sedimentar adherido a estas partículas. Al igual que otros compuestos orgánicos persistentes, una vez en el medio los detergentes pueden ser degradados o bioacumulados por los organismos y causar efectos subletales o letales entre las distintas especies con las que interactúan.

Según el Reglamento (CE) 648/2004, para que los detergentes puedan ser comercializables deben ser biodegradables en un 80%. Pese a la elevada capacidad de ser degradados en las estaciones de depuración con tratamiento biológico, una gran concentración de estos compuestos alcanza el medio marino (Romaña *et al.*, 1990). La degradación de estos compuestos en el medio marino es a menudo lenta e incompleta, ya que, en muchos casos, no se dan las condiciones adecuadas para su oxidación. Esto provoca que, en el medio marino, se hallen elevadas concentraciones de surfactantes aniónicos y no iónicos que, si superan la concentración de toxicidad subletal, pueden

provocar efectos nocivos sobre los organismos marinos como los anélidos o los peces (Lassus *et al.*, 1990). Además, durante el proceso de degradación de estos compuestos, en el medio marino se pueden producir una serie de efectos indirectos paralelos, nocivos para las comunidades biológicas. Así la biodegradación de estas sustancias va a ir acompañada de un gran consumo de oxígeno que puede fomentar la aparición de eventos de hipoxia en la columna de agua y en el sedimento.

Además, cierto tipo de detergentes como los surfactantes no iónicos pueden generar metabolitos más tóxicos para los organismos marinos que sus propios homólogos parentales. Estos metabolitos pueden alterar, de modo negativo, un gran número de funciones biológicas (Cserhati, 1995); así por ejemplo, el metabolito nonilfenol es también un disruptor endocrino (Sonnenschein & Soto, 1998) que tiene la capacidad de bioacumularse en peces y alterar su metabolismo hormonal, aunque actualmente su uso está prohibido o restringido.

Además de las afecciones biológicas, los detergentes pueden alterar, entre otras, las propiedades físicas del agua, disminuyendo la tensión superficial de la misma, lo que permite que se adhieran o se disuelvan, en el agua, sustancias que normalmente no son capaces. También pueden dificultar la difusión del oxígeno a la masa de agua, a causa de las espumas que se acumulan en superficie.

Por último, dentro de los problemas derivados por la contaminación química citaremos el efecto provocado por la liberación de aceites y grasa al medio marino. Estas sustancias hidrófobas de menor densidad, además de provocar un impacto estético, van a afectar, en gran medida, al intercambio gaseoso. Así, estas sustancias, una vez entran en el medio marino, se difunden por la superficie, reduciendo la oxigenación a través de la interfase aire-agua. Esta película superficial puede afectar, a su vez, a la actividad fotosintética, ya que absorbe la radiación solar, disminuyendo así, además, la producción interna de oxígeno disuelto.

La contaminación bacteriológica y sus efectos

Otro tipo de contaminación producida por los vertidos de las aguas residuales urbanas es la contaminación bacteriológica. Estos vertidos, además de arrastrar esencialmente materia orgánica en estado disuelto, coloidal o particulado, contienen una enorme

cantidad de microorganismos, en su mayoría de origen fecal, que finalmente son liberados al medio marino, entrañando un riesgo para la salud humana. Entre estos microorganismos, se encuentran bacterias huéspedes del aparato digestivo de los mamíferos, como los coliformes fecales (p.ej. *Escherichia coli*) y los enterococos (p.ej. *Streptococcus faecalis*), que, dada su abundancia, sirven de indicadores de contaminación bacteriológica. Esto es, su mayor o menor concentración se utiliza como medio para evaluar la probabilidad de que estén presentes microorganismos como *Salmonella typhi*, *Staphylococcus aureus* o *Vibrio cholerae*, así como de virus y hongos (*Candida* spp, *Aspergillus* spp), protozoos y metazoos parásitos, todos ellos patógenos para el hombre.

Una vez alcanzan el medio marino, estos microorganismos, asociados en su mayoría a las partículas en suspensión que transportan los efluentes (Borst & Selvakumar, 2003), se dispersan a zonas adyacentes. Pese a que factores ambientales como la radiación solar, el pH, la temperatura, la salinidad, o la depredación, pueden provocar la inactivación o la reducción de la abundancia de muchos de estos microorganismos durante su dispersión (Solic & Krstulovic, 1992; Canteras *et al.*, 1995), parte de ellos pueden contaminar masas de agua en las que se desarrollan actividades recreativas o de extracción de productos marisqueros, lo que puede generar problemas para los posibles usuarios y consumidores. Es a través de estos usos del medio acuático donde los microorganismos patógenos van a interactuar con la población humana.

Los contagios producidos por los patógenos en el hombre pueden ser de tipo directo o indirecto. Los contagios o infecciones de tipo directo se producen cuando el patógeno entra en contacto con heridas o penetra a través de los epitelios del oído y nariz. Entre los síntomas comunes que pueden desarrollar los bañistas están la otitis, la dermatitis, y la gastroenteritis, entre otros, afecciones que, en la mayoría de los casos, no suelen revestir demasiada gravedad. Por el contrario, cuando la transmisión se produce de manera indirecta por ingestión de marisco y pescado fresco, o parcialmente cocinado, que esté contaminado las afecciones pueden ser más graves. Pese a que son numerosas las enfermedades de este tipo que se han descrito, las que se suelen producir con mayor frecuencia son la gastroenteritis, el tifus, la salmonelosis, el cólera y la hepatitis A, lo que constituye un peligro para la salud pública.

La importancia creciente de los moluscos bivalvos como proteína de consumo, junto con la estabilización de la producción pesquera mundial, han llevado a un desarrollo importante de este campo de la acuicultura. Así, en los últimos años, tanto el número de explotaciones de cultivo de moluscos como su volumen de producción se han incrementado notablemente en todo el mundo. Este hecho conlleva un problema sanitario asociado, ya que muchas de las áreas geográficas origen de las importaciones pueden haber estado contaminadas por distintos microorganismos patógenos, provocando que las enfermedades puedan ser transmitidas por moluscos contaminados.

Así por ejemplo, durante las últimas décadas, episodios de contaminación por *Vibrio* (*V. vulnificus* y *V. Parahaemolyticus*) ocurridos en Estados Unidos y Japón, asociado al consumo de ostras, cangrejos y gambas, provocaron brotes de gastroenteritis y diarreas (European Commission, 2001). Así mismo, en los últimos años (1999-2001) se ha sufrido un importante brote de Hepatitis A en nuestro país que ha podido asociarse al consumo de almejas coquinas (*Donax* sp) importadas de Perú (Bosch *et al.*, 2001).

La gestión de los vertidos en zonas costeras. El diseño ambiental de los saneamientos

Todos estos procesos, afecciones y consecuencias negativas para la “salud del medio” y del hombre, ligados al vertido de contaminantes al medio marino, han fomentado la percepción global de deterioro de los sistemas acuáticos marinos, ratificando lo puesto de manifiesto, a lo largo de las últimas décadas, en diversos informes publicados por Organismos Internacionales (OSPAR, ICES, GESAMP, EPA, Greenpeace, etc.).

Necesariamente, estas percepciones negativas han motivado que los países desarrollados hayan adoptado una postura progresivamente más conservacionista del medio frente a dichas actuaciones. La Unión Europea, en particular, inició en los años setenta una política de protección y mejora de la calidad de los sistemas acuáticos, a través de la promulgación de diferentes Directivas y la puesta en marcha de Programas de Investigación y Desarrollo (Bordeau y Barth, 1986) encaminados a hacer frente a la progresiva contaminación del medio marino. En este sentido, las Directivas promulgadas, como las relativas a la calidad de las aguas de baño (76/160/CEE), posteriormente derogada por la Directiva 2006/7/CE; de las aguas para la cría de moluscos (79/923/CEE); o la relativa al control de la contaminación causada por

determinadas sustancias peligrosas (76/464/CEE y legislación complementaria) constituyeron las primeras disposiciones legales en esta línea de actuación.

Posteriormente, en mayo de 1991, se publicó la Directiva (91/271/CEE) relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas, en la que se exige la instalación de sistemas de colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales urbanas, así como de estaciones depuradoras (E.D.A.R.) en la que se lleve a cabo un tratamiento adecuado de las mismas.

La promulgación de estas Directivas, unida a la creciente preocupación social por la protección del medio ambiente, ya mencionada, motivaron el cambio radical en la concepción tradicional del diseño de los sistemas de saneamiento. Si previamente el principal objetivo era prevenir problemas de salubridad pública (concepción sanitaria) o la inundación de las zonas urbanas (concepción hidrológica), ahora el objetivo básico, complementario de los anteriores, debe ser la protección del medio acuático frente a los vertidos de aguas residuales (Juanes *et al.*, 2007). En este contexto, el cumplimiento de los criterios de calidad establecidos en los distintos sistemas acuáticos pasa a ser el punto de referencia para el diseño técnico de los saneamientos, a la vez que objetivo medioambiental primordial.

La primera experiencia en España dentro de esta línea de actuación se debe a los trabajos de la Universidad de Cantabria, por encargo de la Confederación Hidrográfica del Norte (CHN), que desarrolló una metodología para el **diseño ambiental de los saneamientos** (CHN, 1995; Álvarez, 1996), que ha sido aplicada, durante las dos últimas décadas, en la mayor parte de los saneamientos construidos en la cornisa Cantábrica, como los de Irún (Álvarez *et al.*, 1999), Zumaia, San Sebastián-Pasajes (Revilla *et al.*, 1995; Álvarez *et al.*, 1998), Urdaibai (García *et al.*, 2002a; García *et al.*, 2002b), Bilbao (García *et al.*, 2005), Castro-Urdiales, Santoña (Roldán *et al.*, 2006), Bahía de Santander (Zabala *et al.*, 1999), Saja-Besaya (Koev *et al.*, 2006), Gijón-Avilés (Nikolov *et al.*, 1994) o La Coruña (Azpiazu *et al.*, 1999).

Adelantándose, de este modo, a los principios adoptados con posterioridad en la Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/EC), esta metodología considera, en primer lugar, la necesidad de integrar el diseño ambiental durante la fase de planificación, analizando, en términos probabilísticos, el cumplimiento de una serie de objetivos

ambientales asociados a las distintas masas de agua afectadas por el saneamiento. En segundo lugar, plantea el establecimiento de programas de vigilancia y control ambiental (PVCA) con el fin analizar el estado de las masas de agua y, en base a los resultados obtenidos, validar la efectividad de los sistemas de saneamiento finalmente adoptados.

El punto de partida para la aplicación de la metodología señalada es la definición y localización de los usos reconocidos en un área litoral. Asociados a dichos usos existen una serie de objetivos de calidad que hay que alcanzar y que, en algunos casos, vienen establecidos en las Directivas europeas mencionadas anteriormente. En concreto, las Directivas relativas a la calidad de las aguas de baño y de producción de moluscos establecen criterios precisos aplicables al control de algunos efectos producidos por las emisiones de los sistemas de saneamiento. Los límites que se definen en las mismas sobre contaminación de tipo bacteriológico suelen ser, de hecho, los parámetros críticos para el diseño ambiental de estos saneamientos. No obstante, existen condicionantes asociados a fenómenos como la eutrofización o la contaminación química de zonas litorales, sobre los que no existe una regulación concreta. En estos casos, los criterios de calidad o hipótesis de partida deben establecerse en base al conocimiento científico del efecto producido por este tipo de contaminantes sobre los ecosistemas marinos.

A partir de este punto, la segunda fase del proceso de diseño consiste en definir las características técnicas del sistema de saneamiento (capacidad de la red de colectores principales, nivel de depuración, sistemas de evacuación, etc) de modo que se cumplan los objetivos de calidad establecidos en las zonas del medio litoral afectadas. Dentro de este proceso, adquiere singular importancia el dimensionamiento de los aliviaderos de tormenta, encargados del control de los caudales a incorporar al sistema en tiempo de lluvia. Los vertidos esporádicos asociados a dichas estructuras, que se producen en condiciones de precipitación intensa, pueden derivar al medio cargas contaminantes que, en ocasiones, constituyen el factor determinante de la contaminación de los medios acuáticos receptores de los mismos (Álvarez, 1996).

El análisis de los efectos de estos vertidos de tormenta y del vertido final del sistema se lleva a cabo en la fase de planificación, mediante el uso de modelos matemáticos con los que se estima la cuantía y frecuencia de los vertidos, así como el transporte, dispersión y reacción en el medio litoral de la contaminación que llevan asociados

(Revilla *et al.*, 2002). Todo ello permite predecir la concentración de dichas sustancias en puntos concretos del medio litoral. No obstante, la definición última de las características del saneamiento exige un paso más en el desarrollo metodológico: como se ha mencionado anteriormente, hay que abordar el diseño de los diferentes elementos del sistema en términos probabilísticos. Para ello se deben cuantificar los riesgos de incumplimiento de los diferentes objetivos de calidad en distintas condiciones de capacidad hidráulica del saneamiento, para diferentes situaciones hidrometeorológicas, eligiéndose la alternativa más adecuada. En la determinación de la alternativa óptima deben incluirse, además de los condicionantes ambientales mencionados, otros criterios de tipo económico.

En términos generales, todos los saneamientos diseñados en la zona Cantábrica se caracterizan por una elevada capacidad hidráulica, fruto de la necesidad de reducir la frecuencia de los alivios de tormenta y por la adopción de sistemas de depuración biológicos, debido a las exigencias de la Directiva de vertidos de tratamiento de aguas residuales urbanas, así como por la evacuación de los efluentes depurados mediante emisarios submarinos, con el objeto de prevenir los problemas de contaminación bacteriológica de la zona costera.

La última fase, primordial desde el punto de vista medio ambiental, se dedica al establecimiento de los planes de vigilancia y control ambiental (PVCA). La Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/CE) establece, dentro de su articulado, la necesidad de evaluar, bien mediante controles de vigilancia sistemática o mediante la realización de controles operativos o de investigación más específicos, el estado de las masas de agua afectadas por las distintas presiones significativas identificadas con el fin de prevenir todo deterioro adicional y garantizar, así, el buen estado de las mismas. Adelantándose a las indicaciones de esta normativa, el diseño de los saneamientos adoptados contempla el desarrollo de controles específicos o PVCA en las masas de agua afectadas por de los vertidos del saneamiento, ya que éstos están considerados como presiones significativas que pueden entrañar un riesgo alto de impacto sobre el medio acuático afectado.

Este instrumento de gestión establece y desarrolla los mecanismos de evaluación sistemáticos que permiten comprobar la existencia de afecciones ocasionadas por los vertidos originados por el saneamiento sobre los medios receptores. La verificación del buen estado de las masas de agua afectadas por estos vertidos mediante el análisis del

cumplimiento de los criterios de calidad e hipótesis de partida, además de ser el objetivo principal del PVCA, va a servir para poder validar el diseño ambiental del saneamiento finalmente adoptado. Para llevar a cabo el cumplimiento de este objetivo los planes de vigilancia contemplan el desarrollo de una serie de trabajos que se integran en dos fases: 1) el establecimiento de las condiciones ambientales de referencia previas a las descargas en las masas de agua (estudio preoperacional) y 2) la evaluación de las posibles afecciones originadas por los vertidos del saneamiento sobre los medios receptores.

En relación con la primera de estas fases, el conocimiento de los patrones de variabilidad o ciclos propiamente naturales del sistema marino es fundamental a la hora de abordar la detección y cuantificación de estas afecciones (Underwood, 1993, 1994). Así, los planteamientos metodológicos que se vienen aplicando en la actualidad en la detección de impactos contemplan, en la mayoría de los casos, un diseño basado en el análisis comparativo antes-después o tipo BACI (antes-después (control-impacto)) (Underwood, 1992) en el que se realizan muestreos, más o menos exhaustivos en las masas de agua, tanto antes como después de ser afectadas por las distintas perturbaciones (vertidos, etc). Los saneamientos desarrollados en el Cantábrico, han contado, por tanto, con una serie de estudios preoperacionales de medición de parámetros físicos, químicos y biológicos previos a la construcción de las infraestructuras del saneamiento, como los realizados en Avilés-Gijón (Labein, 1993a), San Sebastián-Pasajes (Labein, 1993b), Zumaia-Fuenterrabia (AZTI-SIO, 1994), Saja-Besaya (Infraestructuras & Ecología, 1998), Bahía de Santander (ACEM, 1999), marismas de Santoña (AZTI, 1998) y Urdaibai (TEKNIMAP, 1998).

En cuanto a la segunda fase de los PVCA, a pesar de que se dispone de información sobre los efectos producidos por los vertidos urbanos tratados y sin tratar en estuarios, rías y zonas costeras, no existen estudios específicos suficientes que permitan predecir en el Cantábrico la magnitud y el alcance de los posibles mismos y, con ello, validar el diseño ambiental de los saneamientos diseñados. Por ello, las referencias científico-técnicas deben buscarse en regiones o países donde también se ha optado por este tipo de soluciones, como Australia (Otway *et al.*, 1996; Roberts, 1996; Underwood & Chapman, 1996; Philip & Pritchard, 1997; Mattai *et al.*, 1998; Thompson & Waite, 2003), Estados Unidos (NRC, 1992; Zmarzly *et al.*, 1994; Mickelson *et al.*, 2002; Tang

et al., 2002; Parnell, 2003; Schiff *et al.*, 2003; Dahlen *et al.*, 2006), Nueva Zelanda (Roper *et al.*, 1989), Portugal (Neves *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2004), Grecia (Theodorou, 1994), Italia (Terlizzi *et al.*, 2002), Francia (Romaña *et al.*, 1990) entre otros. Por otra parte, estos estudios, la mayoría basados en análisis comparativos (antes-después), se han centrado, fundamentalmente, en analizar las afecciones de los nuevos sistemas de saneamiento desarrollados, pero sin considerar, al mismo tiempo, los posibles efectos (positivos y negativos) derivados de la retirada de los antiguos vertidos continuos en zonas de mayor sensibilidad (p.ej. estuarios) o del mantenimiento de vertidos de tormenta en dichos medios.

El diseño de saneamientos como los de Sydney, Boston, San Diego, Miami, Hawaii, Atenas, Toulon, Morlaix o Lisboa, entre otros, plantea que el efecto del vertido tratado de los emisarios sobre el medio acuático no entraña riesgos significativos de incumplimiento de los objetivos de calidad establecidos por las normativas vigentes de cada país (Romaña *et al.*, 1990; Bothner *et al.*, 2002; Neves *et al.*, 2002; Parnell, 2003; Werme & Hunt, 2003; Koopman *et al.*, 2006; Werme & Hunt, 2006). Es más, estos autores han observado que la introducción de este tipo de vertidos al medio acuático no parece generar la aparición de eventos contaminantes de gran magnitud capaces de alterar el estado trófico, químico o bacteriológico de las masas de agua más allá de la zona de mezcla.

No obstante, a pesar del correcto funcionamiento de estos sistemas, existen probabilidades de que, bajo determinadas circunstancias y condiciones ambientales, estos vertidos puedan provocar la alteración puntual y/o temporal de las condiciones naturales de las masas de agua afectadas. De este modo, entre las perturbaciones que se han podido detectar, destacan el incremento de las concentraciones basales de determinados nutrientes, mayoritariamente de amonio y fosfatos, en las inmediaciones de los vertidos finales (emisario) procedentes de los saneamientos de grandes urbes como Boston o Miami (Hazen & Sawyer, 1994; Werme & Hunt, 2003; Werme & Hunt, 2006), sobretodo durante épocas en las que ha habido un bajo hidrodinamismo, o la aparición de especies de algas fitoplanctónicas tóxicas (*Phaeocystis*, *Alexandrium*) (Werme & Hunt, 2006), aunque ésta última afección no ha sido relacionada, de manera directa, con la presencia del vertido. Así mismo, se han observado incrementos en el porcentaje de finos, materia orgánica, metales pesados (Romaña *et al.*, 1990; Mattai &

Birch, 2000, 2001), así como la presencia de esporas de *Clostridium perfringens*, trazadora de vertidos urbanos (Bothner *et al.*, 2002; Werme & Hunt, 2006), en los sedimentos adyacentes.

Como respuesta a los cambios observados en el estado de las aguas y en la calidad de los sedimentos, diversos autores han detectado variaciones puntuales, tanto en la riqueza como en la abundancia y biomasa de especies bentónicas, mayoritariamente de macroalgas, en los primeros 300 metros en torno a estos vertidos (Roberts, 1997; Terlizzi *et al.*, 2002), así como cambios en la composición taxonómica de las comunidades más afectadas, bien por el exceso de materia orgánica y nutrientes o bien por el aumento de la turbidez y/o de la sedimentación en esta zona (Smith & Simpson, 1993).

Además de la afección originada por el vertido final del emisario, la liberación esporádica de vertidos de tormenta y alivios de la red de colectores va a ser otra de las principales fuentes de entrada puntual y aleatoria (dependiendo de la intensidad de las precipitaciones) de contaminantes a las masas de agua procedentes del saneamiento. A pesar de la importancia que entraña su vigilancia y control, poca es la información disponible referente a la afección que originan estos vertidos en el medio acuático. En relación con este tema, se han desarrollado estudios específicos en la zona Oeste de Estados Unidos (Santa Mónica) en los que se trató de comprobar la evolución de la pluma de los vertidos de tormenta al llegar al océano (Washburn *et al.*, 2003), así como los efectos que generaban en el agua (Bay *et al.*, 2003; Ahn *et al.*, 2005) y los fondos sedimentarios (Schiff & Bay, 2003). Aunque estos estudios han demostrado que la introducción de este tipo de vertidos a costa puede provocar incrementos en la concentración de contaminantes (metales pesados) en las aguas y sedimentos adyacentes hasta alcanzar niveles tóxicos para los organismos marinos, por el contrario, apenas han mostrado afectar a la estructura y composición de las comunidades bentónicas infaunales asentadas.

A pesar de las afecciones puntuales que puedan entrañar estos vertidos esporádicos sobre el medio acuático, por lo general, las masas de agua anteriormente afectadas por los vertidos continuos sin depurar procedentes de las antiguas redes de alcantarillado van a mostrar, a corto plazo, una mejora del estado trófico (Mickelson *et al.*, 2002), químico y bacteriológico (Alsan-Yilmaz *et al.*, 2004) de las aguas y, a medio-largo

plazo, un aumento de la calidad de los sedimentos y la mejora del estado de las comunidades bentónicas (NRC, 1992).

De cualquier forma, aunque los tipos de vertido (emisarios submarinos y vertidos de tormenta) reúnan muchos aspectos comunes, las distintas características del medio receptor (hidrodinámica, mareas, condiciones meteorológicas, geomorfología, tipología del sustrato, comunidades biológicas, etc) provocan que la extrapolación de estos resultados presente grandes dificultades sin llevar a cabo un análisis comparativo previo. Por todo ello, todo este conocimiento no es suficiente para poder validar el diseño ambiental desarrollado en los saneamientos del Cantábrico, pero si representa uno de los puntos de referencia para el planteamiento de las hipótesis de partida y del diseño experimental de la metodología a aplicar en los PVCA y en el presente estudio.

Siguiendo esta línea, entre las pocas referencias existentes en el Cantábrico se encuentra el análisis del impacto ambiental desarrollado en el entorno del emisario de Zarautz por INSUB (1991), aunque los resultados obtenidos en este estudio tampoco son extrapolables debido a que, por un lado, la definición de este saneamiento no se realizó aplicando la metodología de diseño ambiental y, por otro, porque el efluente vertido a la zona costera estaba únicamente pretratado, incumpliendo las especificaciones de la Directiva 91/271/CEE en la que se impone un tratamiento adicional (tratamiento primario y/o secundario).

Como consecuencia de todo lo anterior, en el año 2001, se comenzaron a desarrollar una serie de estudios encaminados a aportar información relativa a la determinación de la magnitud real y de la significación de los diferentes impactos producidos por los vertidos en torno a los saneamientos de la Bahía de Santander (Cantabria) (García-Castrillo, 2001, 2003) y de San Sebastián-Pasajes (País Vasco) (AZTI, 2004). La diferente tipología constructiva de los emisarios de San Sebastián (Ulía) (Román & Martínez, 2000) y de Santander (Virgen del Mar) (Zabala *et al.*, 1999), así como el distinto programa previsto para la puesta en marcha gradual de cada saneamiento (entrada en servicio del emisario y de la EDAR), promovieron la utilización de los vertidos de estos saneamientos como “banco de pruebas” para la comprobación de las afecciones ocasionadas por los mismos en las masas de agua afectadas.

Los planteamientos metodológicos iniciales para el desarrollo de dichos estudios surgieron de las propuestas preliminares de PVCA planteados por Revilla *et al.* (1995; 1998) para cada uno de los saneamientos mencionados. Tal y como se comentó anteriormente, estos PVCA tenían como objetivo principal el verificar el cumplimiento de los criterios de calidad propuestos en la legislación vigente y el comprobar las predicciones planteadas a partir de las campañas preoperacionales, del dimensionamiento del sistema y de los conocimientos científicos relativos a la afección sobre las masas de agua afectadas por el vertido del emisario y por los vertidos de tormenta, sirviendo como una validación de la efectividad del diseño del sistema de saneamiento adoptado.

A pesar de la larga experiencia acumulada en otros países en el desarrollo de PVCA, son frecuentes las controversias y las críticas tanto sobre aspectos conceptuales (Garber & Gunnerson, 1994) como sobre los referentes al desarrollo práctico de estos planes y a la eficiencia de algunos de éstos, tal cual se concibieron, como instrumentos de gestión (Segar & Stamman, 1986). Problemas relacionados con la definición de objetivos precisos, el diseño y la metodología empleados, la síntesis y presentación de los resultados o las propias limitaciones científicas y técnicas, constituían algunas de las deficiencias más comúnmente apuntadas. Lejos de cuestionar la necesidad de llevar a cabo dichos estudios, existía un creciente interés por mejorar su planteamiento, desarrollo y aplicación para mejorar así eficacia en la consecución de sus objetivos.

Para dar respuesta a dichas carencias en relación con el diseño de los PVCA de los saneamientos del Cantábrico, en el año 2002 se comenzó a desarrollar un proyecto de investigación integrado dentro del Plan Nacional de I+D+I (2000-2003) del Ministerio de Ciencia y Tecnología (REN2001-1225-C03-01/MAR), dirigido, por un lado a determinar los modelos ecológicos de respuesta característicos de este litoral frente a los efectos asociados a vertidos continuos procedentes de emisarios y, por otro, a determinar la magnitud real y la significación de los diferentes impactos producidos en el entorno del emisario. Ambos aspectos presentan una relevancia especial para el establecimiento de los “objetivos específicos de las vigilancias”, así como para la propuesta de los protocolos y técnicas estandarizadas para la valoración ambiental de este tipo de actuaciones. Este estudio, desarrollado a lo largo de tres años en torno al vertido del emisario del saneamiento de la Bahía de Santander, ha servido de base, junto

a los resultados obtenidos en los tres años de duración de los trabajos del PVCA, para poder evaluar, de manera científica, la validez del diseño ambiental de los saneamientos realizados en la cornisa Cantábrica, siendo por tanto los datos de partida para la consecución del objetivo general de esta tesis.