

PLANTEAMIENTOS APLICABLES AL DESARROLLO DE LA VIGILANCIA AMBIENTAL DE LOS SANEAMIENTOS LITORALES

A. Puente Trueba, J.A. Juanes de la Peña, C. Alvarez Díaz, J.A. Revilla Cortezón

Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente
Universidad de Cantabria
Avda. de los Castros s/n., Santander 39005
araceli@emisarios.unican.es

Resumen: La entrada en funcionamiento de los saneamientos litorales proyectados en la Cuenca Norte requiere el desarrollo de Planes de Vigilancia y Control Ambiental (PVCA) que garanticen el cumplimiento de las normas y criterios de calidad establecidos para los diferentes usos del medio receptor de los vertidos. La adecuación de los PVCA a los objetivos que se persiguen parte de la incorporación en su diseño de cuatro elementos básicos: 1) formular objetivos claros y precisos, 2) diseñar programas de muestreo eficientes, 3) efectuar un control de calidad de todo el proceso y, 4) sintetizar e interpretar la información recopilada. En este trabajo se analizan aspectos referentes a estos cuatro elementos que dificultan el diseño de estos PVCA y se sintetizan algunas de las propuestas efectuadas para su incorporación al seguimiento de los espacios litorales potencialmente afectados por las actuaciones de saneamiento.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de los saneamientos litorales desarrollados o proyectados en la Cuenca Norte contemplan el vertido de las aguas residuales, una vez depuradas, a través de emisarios submarinos. Para el diseño de gran parte de estos saneamientos se ha aplicado la metodología desarrollada por la Confederación Hidrográfica del Norte y la Universidad de Cantabria (Álvarez *et al.*, 1995), cuyo planteamiento conceptual comprende tres etapas: I) la ordenación del medio litoral, II) el dimensionamiento ambiental de las infraestructuras que integran el saneamiento y, III) el plan de vigilancia y control ambiental. De acuerdo con este planteamiento, y tal y como recoge la instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar (Orden de 13 de julio de 1993), la entrada en funcionamiento de los saneamientos mencionados requiere el desarrollo de Planes de Vigilancia y Control Ambiental (PVCA), cuyos objetivos generales pueden sintetizarse en los siguientes: comprobar el cumplimiento de los criterios y normas de calidad establecidos para los distintos usos del medio receptor de los vertidos, identificar y cuantificar los cambios producidos en dicho medio y, finalmente, adoptar las medidas

correctoras necesarias en los distintos elementos del sistema general de saneamiento.

La consecución de dichos objetivos y, en definitiva, la eficacia de los Programas de Vigilancia, se base en el diseño adecuado de los mismos, incorporando en sus planteamientos los siguientes elementos (NRC, 1990):

1. Formular objetivos claros y precisos, bien delimitados en el tiempo y en el espacio
2. Diseñar programas de muestreo eficientes, coherentes con los objetivos planteados
3. Efectuar un control de todo el proceso
4. Sintetizar los datos e interpretar la información recopilada

No obstante, la integración de estos elementos en el diseño de los PVCA de saneamientos litorales representa una tarea compleja, cuya problemática no ha sido abordada con suficiente rigor y precisión por la normativa vigente al respecto. Este hecho determina la existencia de una diversidad de planteamientos metodológicos, que no siempre son los apropiados y que, consecuentemente, dificultan la toma de decisiones, objetivo último de los PVCA. Por ello, en este trabajo se analizan aspectos referentes a los elementos mencionados que dificultan el

diseño de los PVCA y se sintetizan algunas de las propuestas efectuadas para su incorporación al seguimiento de los espacios litorales potencialmente afectados por las actuaciones de saneamiento.

ESTABLECIMIENTO DE OBJETIVOS Y CRITERIOS

El diseño de un plan de saneamiento parte del establecimiento de unos objetivos de calidad específicos para cada uno de los usos existentes en el entorno de afección (zonas de baño, zonas de producción de moluscos, conservación de ecosistemas) (Álvarez *et al.*, 1995). Lógicamente, el PVCA debe incorporar a sus planteamientos dichos objetivos de calidad, cuyo enunciado, una vez que tenemos los usos perfectamente definidos y delimitados, representa una tarea relativamente sencilla (p.ej. garantizar la salubridad de las aguas de baño o el mantenimiento del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos).

Mayor dificultad supone la definición de criterios específicos para poder valorar de forma objetiva y precisa si se cumplen o no los objetivos de calidad establecidos. En relación con algunos usos, como las aguas de baño o las zonas de producción de moluscos, estos criterios vienen definidos por las normativas específicas que los regulan (Directivas 76/160/CEE y 79/923/CEE), estableciendo unas concentraciones límite de indicadores de contaminación fecal, en el agua o en los moluscos, en función de las cuales las playas o las zonas de producción se califican en distintas categorías de calidad.

No obstante, a pesar de su especificidad, estas Directivas no definen los valores de referencia para todas las variables consideradas, estableciendo las concentraciones límite, en algunos casos, en términos muy genéricos, como "... no deberá ser superior en un porcentaje determinado del que se haya medido en las aguas no afectadas", o "... no deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos". Al mismo tiempo, generalizan su aplicación a todas las zonas geográficas, cuando, por ejemplo, la problemática del mar Mediterráneo o del Cantábrico es totalmente diferente (p.ej. régimen de precipitaciones, hábitos de baño) e incluyen imprecisiones como la posibilidad de incumplir los criterios de calidad en condiciones meteorológicas o geográficas excepcionales", sin especificar cuáles son tales condiciones. Estas imprecisiones motivan, entre otros aspectos, la necesidad de tener que definir con exactitud cuáles son las condiciones

en las que deben cumplirse los criterios de calidad, en concordancia con el requisito de especificidad de los objetivos del PVCA expuesto anteriormente.

En el caso de las aguas de baño, la Directiva 76/160/CEE acota el cumplimiento de los criterios establecidos a la temporada de baño, definiendo ésta como el "período durante el cual sea previsible una afluencia importante de bañistas". Siguiendo esta filosofía, la propia definición induce a planteamientos como la consideración del concepto de "día de baño", incluso del "período de baño", entendidos, respectivamente, como los días y las franjas horarias en los que la playa es frecuentada por un número suficientemente representativo de bañistas. Ambos aspectos, tal y cómo se ha constatado en estudios específicos llevados a cabo en las playas de Santander (López *et al.*, 2000), pueden ser determinantes de la calificación final que obtenga la playa, dada la relación existente entre la concentración de indicadores de contaminación fecal en el agua y los episodios de lluvia (Revilla *et al.*, 1994), así como la variación de las tasas de desaparición bacteriana en función de la irradiancia (Canteras *et al.*, 1995) y, por lo tanto, de la hora del día (Figura 1).

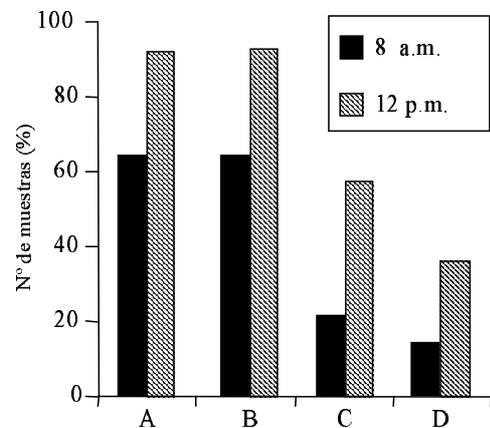


Figura 1. Diferencias registradas en el número de muestras que cumple el criterio aconsejable de coliformes fecales (Directiva 76/160/CEE) en cuatro playas de la bahía de Santander (A-D) en función de la hora de toma de muestras (8 a.m. y 12 p.m.) (Fuente: Delgado *et al.*, 1999)

En otras ocasiones, el problema deriva de la dificultad de adaptar los criterios de calidad establecidos en las diferentes normativas a los trabajos de diseño y dimensionamiento ambiental del saneamiento. Por ejemplo, la consideración

de la concentración de coliformes fecales en el interior de los moluscos (Directiva 79/923/CEE) como criterio de diseño implicaría la necesidad de desarrollar modelos de calidad complejos que simularan, además de la dilución, dispersión e inactivación de los indicadores fecales, la dinámica nutricional de los propios bivalvos. Considerando este aspecto, se ha planteado un criterio específico para estos casos, basado en el establecimiento de una relación entre la contaminación fecal en el entorno acuático y la que presentan los moluscos (Beucher *et al.*, 1989; Puente *et al.*, 2003).

Toda esta problemática se incrementa cuando el objetivo es la conservación de los ecosistemas litorales potencialmente afectados por las actuaciones de saneamiento, dado que no se cuenta con normas de calidad específicas, salvo en lo que respecta a las concentraciones máximas establecidas para un número limitado de sustancias tóxicas (Directiva 76/464/CEE). Esta indefinición implica que, en la mayoría de los casos, se tenga que adoptar o desarrollar criterios propios, con las implicaciones que eso conlleva. Por ejemplo, considerando que la disminución del oxígeno disuelto, como consecuencia de la materia orgánica aportada por los vertidos, es un factor crítico para la conservación de los ecosistemas, fue necesario adoptar un criterio de calidad en relación con esta variable que permitiera valorar la afección de los alivios de tormenta sobre los ecosistemas estuáricos en zonas de baja renovación (Revilla *et al.*, 1995).

Con la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) se produce un avance en este sentido, al definir el "estado" de los ecosistemas con base en desviaciones respecto a unas condiciones de referencia, e incluso especificar los compartimentos ambientales que deben considerarse para su valoración. Aún así, la aplicación de esta normativa a los PVCA de los saneamientos encuentra limitaciones, entre las que destaca especialmente el escaso conocimiento que se tiene en muchos casos sobre cuáles son esas condiciones de referencia. Este aspecto, unido a la carencia de sistemas de valoración apropiados para el medio marino y a las dificultades que entraña su estudio, representa uno de los factores más críticos para el desarrollo de los PVCA.

No obstante, hay que indicar que, en respuesta a esta falta de información, previamente a la puesta en funcionamiento de los saneamientos se han llevado a cabo campañas de caracteri-

zación preoperacional, las cuales constituyen el punto de referencia para valorar posteriormente la evolución de la calidad del medio en el entorno de afección de los vertidos (FLTQ, 1995, Puente *et al.*, 2002).

DISEÑO DE LOS PROGRAMAS DE MUESTREO

Las campañas de toma de muestras, así como su posterior procesado y análisis, representan un proceso laborioso y costoso, de cuyo diseño depende, en gran parte, la eficacia de los PVCA. La importancia de los programas de muestreo y la problemática que entraña su diseño se refleja en la numerosa literatura existente en relación con el tema (cf. Ferraro *et al.*, 1988; Alden *et al.*, 1997; Sheppard, 1999), así como en las consideraciones recogidas en manuales de referencia (Kramer *et al.*, 1994).

La diversidad de elementos que integran estos programas de muestreo (variables, sistemas de medida, procedimientos analíticos, ...) no permite hacer un análisis exhaustivo de la problemática global asociada al mismo. No obstante, pueden destacarse tres requisitos fundamentales que debe cumplir un diseño de muestreo: ajustarse a los objetivos y criterios de calidad establecidos para cada uno de los usos del medio receptor, reflejar, en la medida de lo posible, la variabilidad espacial y temporal propia del medio marino y, por último, optimizar los recursos técnicos, humanos y económicos. A pesar de la importancia de este diseño, las normativas existentes normalmente no especifican con suficiente detalle los protocolos de muestreo y análisis y, cuando lo hacen, en muchos casos no cumplen los requisitos mencionados anteriormente.

Por ejemplo, la periodicidad mínima bimensual y trimestral establecida para el control de las aguas de baño y las zonas de producción de moluscos en las respectivas Directivas, especialmente en el último caso, es insuficiente para poder valorar con rigor la evolución de la calidad bacteriológica en dichas zonas, dependiente de multitud de factores y, por lo tanto, con una variabilidad elevada. En este sentido, hay que tener en cuenta, además del número de muestras, la distribución estadística que sigue la probabilidad de incumplimiento de los criterios de calidad, aspecto que puede ser determinante de la calificación final que obtenga una determinada zona, tal y como fue demostrado por Revilla *et al.* (1993) y Nikolov *et al.* (1994).

Variables	Control de las aguas	Control de los fondos
De cumplimiento	Transparencia Oxígeno disuelto	Sustancias tóxicas
De diagnóstico	Temperatura Salinidad Detergentes Aceites y grasas	Granulometría Materia orgánica Carbono total Fósforo total
De alerta	Clorofila 'a'	Estructura de las comunidades bentónicas

Tabla 1. Variables seleccionadas para el control de la calidad de las aguas y de los fondos en el entorno de afección de los vertidos continuos a través de emisarios submarinos

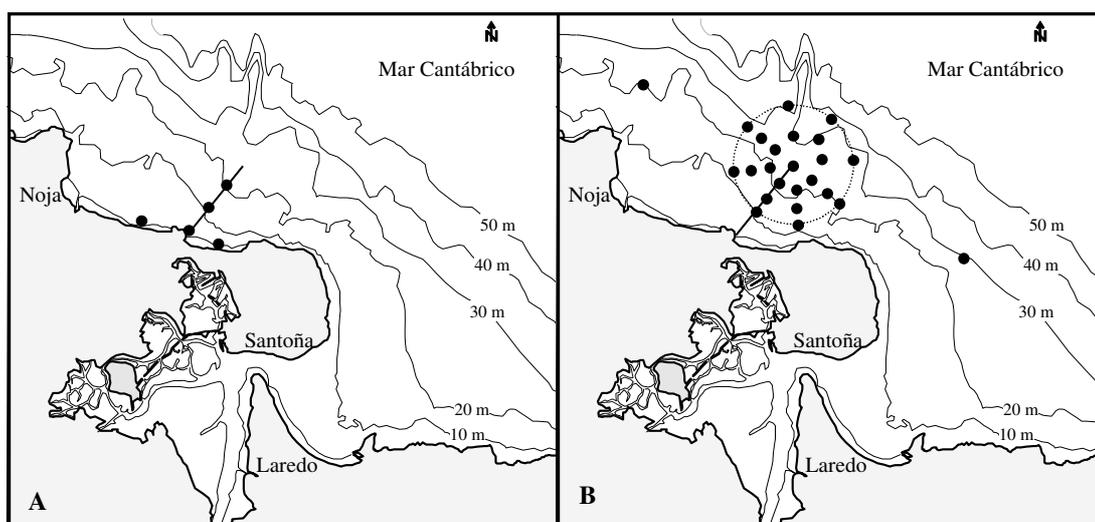


Figura 2. Distribución de las estaciones planteada en la Instrucción de vertidos al mar (Orden de 13 de julio de 1993) para el control de la calidad de las aguas (A) y un ejemplo de las mallas de muestreo propuestas (B)

En el caso de las aguas receptoras, la instrucción de vertidos (Orden de 13 de julio de 1993) incluye los indicadores de contaminación fecal dentro de las variables que deben medirse para el control de su calidad, planteamiento que no se ajusta a la especificidad de los criterios de calidad comentada anteriormente, dado que dichos indicadores no representan ningún problema para los ecosistemas pelágicos fuera de las zonas de baño o de producción de moluscos. En contrapartida, para la vigilancia de los emisarios se han seleccionado variables más representativas del estado del medio acuático, las cuáles, siguiendo los planteamientos de Cairns y McCormick (1992) se han clasificado en variables de cumplimiento, diagnóstico y alerta (Álvarez *et al.*, 1995, Juanes *et al.*, 1998) (Tabla 1).

Asimismo, ni el número ni la localización de las estaciones de muestreo planteadas por la Ins-

trucción (Orden de 13 de julio de 1993) son los apropiados para detectar cambios en la calidad de las aguas como consecuencia del vertido, por lo que se han propuesto mallas de muestreo más amplias (Figura 2), en las que se han tenido en cuenta las predicciones efectuadas sobre la evolución de la pluma del vertido (Juanes *et al.*, 1997, 1998; Zabala *et al.*, 1999; Álvarez *et al.*, 1999).

La problemática expuesta anteriormente ha motivado el desarrollo y la propuesta de protocolos de vigilancia específicos para las aguas de baño y las zonas de producción de moluscos que complementen los planteados por las normativas y los desarrollados por las administraciones encargadas de su vigilancia (López *et al.*, 2000; Puente *et al.*, 2003). Asimismo, se han establecido protocolos específicos y estandarizados para el control del medio receptor poten-

cialmente afectado por los alivios de tormenta y el vertido continuo de los emisarios submarinos, tanto en lo que respecta al medio pelágico como al bentónico (Juanes *et al.* 1997,1998; Revilla *et al.*, 1998; FLTQ, 1998 a,b; Álvarez *et al.*, 1999).

CONTROL DEL PROCESO

Un aspecto fundamental de los PVCA es la necesidad de llevar a cabo un control de calidad de todo el programa, incluyendo, desde la estandarización de los protocolos de muestreo, la formación del personal o los procedimientos analíticos, hasta la gestión de los datos recopilados o la valoración del propio control de calidad (NRC, 1990). De esta forma, se incrementa la efectividad del programa y se garantiza que realmente responda a los objetivos específicos de la vigilancia.

A pesar de ello, y del reconocimiento de que, en muchas ocasiones, las variaciones derivadas de los "errores" técnicos o humanos son mayores que las asociadas a la variabilidad natural propia del medio acuático (NRC, 1990; Batley, 1999), en la normativa y en los PVCA se suelen hacer pocas o ninguna referencia en relación con los controles de calidad, con excepción de las propuestas efectuadas más recientemente. En este contexto, pueden destacarse las especificaciones referentes a los programas de seguimiento incluidas en la Directiva Marco del Agua, en las que se hace referencia a aspectos como la necesidad de estimar "los niveles de fiabilidad y precisión", así como las recogidas en la propuesta para la elaboración de una nueva política de las aguas de baño (COM 2002, 581 final), donde se resalta la necesidad de establecer "disposiciones sobre el control de calidad del muestreo, el transporte de muestras, los métodos de análisis y el tratamiento de datos".

Estas consideraciones conducen a la necesidad de elaborar manuales técnicos específicos que integren las diferentes recomendaciones y procedimientos estandarizados de muestreo y análisis, así como aspectos específicos de los PVCA de saneamientos litorales (p.ej. Standard Methods, 1995, AENOR, 1977). De esta forma, se incrementa la eficacia del proceso de control y, lo que es más importante, se garantiza la validez de todo el proceso (ACEM, 2003).

SÍNTESIS E INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

El objetivo de los PVCA no es generar informa-

ción sobre el conocimiento básico de diferentes aspectos técnicos y científicos sino aportar la información necesaria para reducir la incertidumbre asociada a la toma de decisiones. Por lo tanto, los datos recopilados deben sintetizarse, tratarse e interpretarse adecuadamente, de forma que se conviertan en información útil para la gestión de los saneamientos (Drucker, 1988). En este sentido, puede mencionarse la necesidad de disponer de herramientas apropiadas para la gestión de los datos recopilados y de la información generada, facilitando, entre otros aspectos, su transferencia y el control de la calidad de los mismos (Ricketts, 1992). Asimismo, se requieren sistemas de valoración que permitan sintetizar la gran cantidad de información recopilada de una forma sencilla, concisa y fácilmente aplicable a la gestión (WRC, 1990).

En relación con estos aspectos, hay que indicar que en el Plan de Vigilancia del Saneamiento de la Bahía de Santander se ha incorporado una Base de Información Geográfica, que combina las Bases de Datos (BD) con los Sistemas de Información Geográfica (SIG), como herramienta para la gestión de la información generada (ACEM, 2003) (Figura 3). Dicha herramienta es aplicable en sus aspectos conceptuales, a los PVCA de cualquier saneamiento litoral.

CONCLUSIONES

De las consideraciones efectuadas anteriormente pueden destacarse, por las limitaciones que suponen en el desarrollo de los Planes de Vigilancia y Control Ambiental de los saneamientos litorales, las siguientes:

- Se requiere el desarrollo de criterios de calidad específicos que permitan valorar, de forma objetiva y precisa, el grado de cumplimiento de los objetivos de calidad establecidos para los distintos usos del medio receptor de los vertidos. Dichos criterios deben estar claramente definidos, tanto en relación con los parámetros concretos como en lo que respecta a los límites (espaciales y/o temporales) o las condiciones de su cumplimiento.
- La escasa información existente sobre el medio litoral limita, en muchos casos, la definición de las condiciones de referencia, aspecto que dificulta la valoración de los cambios asociados a los vertidos y condiciona el desarrollo de sistemas apropiados para su cuantificación.

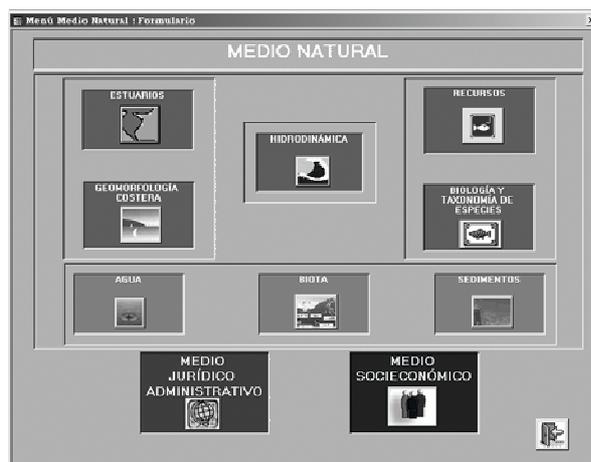


Figura 3. Ejemplo de los formularios de la Base de Datos incorporada al PVCA del Saneamiento de la bahía de Santander

- Es necesario optimizar y estandarizar los protocolos de muestreo, seleccionando aquéllos que nos permitan obtener la máxima información con el menor coste humano y económico posible, cumpliendo, como requisito imprescindible, su adecuación a los criterios de calidad establecidos y a los propios del PVCA. De esta forma, se incrementaría la calidad de los datos recopilados y se facilitaría la comparación entre estudios efectuados en otras zonas, épocas (series históricas) o por diferentes equipos de trabajo, incrementando, en definitiva, la eficacia de los PVCA.

Esta problemática ha llevado al planteamiento de PVCA específicos para las aguas de baño y las zonas de producción de moluscos, complementarios a los planteados en las normativas correspondientes y a los desarrollados por las administraciones encargadas de su vigilancia. Asimismo, se han propuesto protocolos de vigilancia específicos para el control del medio receptor de los vertidos, para cuyo diseño se han tenido en cuenta, entre otros aspectos, la evolución de la pluma del vertido, la selección de variables representativas del medio y coherentes con la especificidad de los criterios de calidad, la variabilidad espacial y temporal propia del medio marino y la optimización de los recursos humanos y económicos.

AGRADECIMIENTOS

Para la elaboración de este artículo se ha partido de la información generada y la experiencia obtenida en diversos proyectos de diseño de saneamientos litorales financiados por diferentes organismos (Confederación Hidrográfica del

Norte, Diputación Foral de Guipúzcoa, Centro de Investigación del Medio Ambiente), así como en el proyecto del Plan Nacional de I+D+I 2000-2003, REN2001-1225/MAR.

REFERENCIAS

- AENOR, (1997). Calidad del agua. Recopilación de Normas UNE. AENOR N.A.
- Alden, R.W., S.B. Weisberg, J.A. Ranasinghe y D.M. Dauer, (1997). Optimizing temporal sampling strategies for benthic environmental monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (11), 913-922.
- Álvarez, C., J.A. Juanes, J.A. Revilla, K. Koev, A. Roldán y V. Ivanov, (1999). Environmental study of the alternatives for the sewer system of a small coastal community in the Bay of Biscay. *Water Science & Technology*, 39 (8), 161-168.
- Asociación Científica de Estudios Marinos, (2003). Desarrollo del plan de vigilancia del saneamiento de la bahía de Santander. Gobierno de Cantabria - Centro de Investigación del Medio Ambiente. Informe inédito.
- Batley, G.E., (1999). Quality assurance in environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 39 (1-12), 23-31.
- Beucher. M., S. Corre, J.-J. Cleret, E. Jacq y A. Plusquellec, (1989). Étude de l'accumulation, de la rétention et du relargage de bactéries d'intérêt sanitaire par *Crassostrea gigas*. Ubo-CNRS. Contrat Ifremer n 87.2.43.0420. Dero/EI. 61 pp.