

APLICACIÓN DEL MÉTODO SISTÉMICO MULTIVARIADO A LA DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DEL ESTUARIO DE LA RÍA DE HUELVA

APPLICATION OF THE MULTIVARIATED SYSTEMIC METHOD TO THE DETERMINATION OF THE ENVIRONMENTAL QUALITY OF THE ESTUARY OF RIA OF HUELVA

Ricardo Arribas de Paz¹ y Carlos Ruiz-Frutos²

¹ Departamento de Ingeniería de Diseño y Proyectos. Universidad de Huelva

² Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública. Universidad de Huelva

RESUMEN

El estuario de la Ría de Huelva, reconocido como Reserva de la Biosfera por la UNESCO, se ve afectado por vertidos de diversa procedencia. Se ha utilizado el Método Sistemático Multivariado (MSM), aplicado con anterioridad a obras portuarias o en economía, para caracterizar al estuario en términos de riesgo y fiabilidad ambiental. Tras determinar las variables que intervienen y describir los mecanismos de actuación de los tóxicos, estos se han clasificado en cancerígenos y no cancerígenos. Se han usado criterios definidos por la Environmental Protection Agency (EPA-EEUU), la "dosis de referencia" para los no cancerígenos, el "factor de caída" para los cancerígenos, fijándose los "componentes de fallo". Se ha analizado la fiabilidad del sistema y la de cada componente con la que debería tener el sistema "Ría de Huelva", siguiendo la metodología MSM sobre determinación de la fiabilidad admisible de un sistema de diseño. La fiabilidad del sistema es despreciable para las condiciones fisiológicas de los peces estudiados, significando que determinadas especies están condenadas a su extinción o a su ausencia del paraje. Se ha visto la aplicabilidad del MSM a la caracterización del estado ambiental de determinados factores ambientales y ecosistemas. También se ha podido constatar la precaria situación de las especies piscícolas en la Ría de Huelva y la importancia del efecto sinergia en el modelo propuesto sobre el efecto que sufren las poblaciones afectadas, frente al modelo aditivo usado habitualmente por la EPA.

PALABRAS CLAVE: Análisis multivariado, componente de fallo, dosis de riesgo, dosis de referencia, salud ambiental.

ABSTRACT

The estuary of Ría of Huelva, recognized like Reserve of the Biosphere by UNESCO, is affected by spills of diverse origin. The method Sistemático Multivariado (MSM), applied prior to harbor works or in economy, has been used to characterize the estuary in risk terms and environmental reliability. After determining the variables that take part and to describe the mechanisms of performance of toxics, these have been classified in cancerigenic and noncancerigenic. Criteria defined by Environmental Protection Agency have been used (EPA-EEUU), the "dose of reference" for the noncancerigenic ones, the "factor of fall" for the cancerigenic ones, paying attention to the "components of failure". The reliability of the system has been analyzed and the one of each component, with which it must have the system "Ría of Huelva", following methodology MSM on determination of the permissible reliability of a design system. The reliability of the system is despicable for the physiological conditions of the studied fish, meaning that determined species are condemned to their extinction or its absence of the place. One has seen the applicability of the MSM the characterization of the environmental state of certain environmental factors and ecosystems. Also it has been possible to state the precarious situation of the piscicolas species in Ría of Huelva and the importance of the synergic effect, in the model proposed, on the conditions that undergo the affected populations, in front of the model additive used habitually by the EPA.

KEY WORDS: Multivaried analysis, component of failure, dose of risk, reference dose, environmental health.

INTRODUCCIÓN

El estuario formado por las desembocaduras de los ríos Tinto y Odiel, en la provincia de Huelva, conforma un paraje con destacados valores paisajísticos, naturales, ecológicos y socioeconómicos. Dentro de él se encuentran las Marismas del Odiel, declaradas Reserva de la Biosfera por la UNESCO el año 1983. Estas zonas soportan la presión del entorno urbano industrial de la próxima ciudad de Huelva.

Los métodos aplicados para evaluar la calidad ambiental pueden dividirse históricamente en tres etapas. Una primera etapa artesanal, intuitiva, basada en la experiencia secular, sin recurrir a modelo matemático alguno. Una segunda etapa, que se inicia en el siglo XIX, aplicando algún modelo matemático más o menos sofisticado.

Al iniciarse la segunda mitad del presente siglo, se introducen los métodos estadísticos, fundamentalmente aplicados a variables relacionadas con fenómenos naturales. En esta tercera etapa dichos métodos se aplican con prontitud al dimensionamiento de obras marítimas, en las que una variable es considerada como principal y a ella se le asigna un carácter aleatorio, considerándose al resto de las variables como deterministas. Estos métodos son los llamados "univariados". Aún suponiendo un importante avance sobre los métodos deterministas, rara vez las construcciones, o los sistemas en general, son función de una única variable, o constan de un solo elemento. En general, cualquier realización o realidad está formada por una pluralidad de elementos y sometida a una diversidad de acciones. Muchas de estas acciones y de aquellos elementos tendrán un carácter aleatorio. El conjunto de ambos, acciones y elementos, forman los correspondientes sistemas de estabilidad, funcionalidad, ecosistemas, etc. Para el estudio de los sistemas aleatorios multivariados de diseño, Bores (1977) propuso el Método Sistemático Multivariado (MSM), inicialmente desarrollado para el diseño de las obras marítimas, puede también aplicarse a otros campos y disciplinas como la economía o la ingeniería ambiental.¹

Aunque los conceptos de vulnerabilidad y de riesgo no multicomponente ni multivariado pueden ser interesantes desde un punto de vista fenomenológico y aplicarse a análisis de factibilidad, anteproyectos, etc., consideramos que la determinación de la fiabilidad del sistema, en el que se encuentran presentes todos los componentes del sistema y todas las variables de los componentes, aplicados de acuerdo con las especificaciones de diseño, permite, con el nivel tecnológico que hoy requieren los proyectos, la realización de los indispensables estudios económicos, de sensibilidad, de riesgo o de decisión. En suma, la aplicación del MSM al dimensionamiento de los sistemas de diseño, puede considerarse como una cuarta etapa. En nuestro trabajo nos centramos en ver su aplicación a la fiabilidad de un sistema de calidad ambiental.

Planteamiento general

"Todos los sistemas se fabrican, funcionan, trabajan, para realizar una cierta función, cumplir con una determinada misión, o mantener un determinado activo. En consecuencia deben mantener su integridad física, funcional, representativa, durante su vida previsible útil, o de servicio, con una fiabilidad determinada. Esta fiabilidad determinada es la que denominamos **fiabilidad admisible**."¹ En

general cada componente de fallo de un sistema de diseño es función de varias variables exógenas, dependientes del entorno, y de varias variables endógenas, dependientes del propio sistema. En ambos casos dichas variables pueden ser simples o compuestas, deterministas o aleatorias. Los componentes de fallo de los sistemas de diseño pueden ser de dos tipos: intrínseco y extrínseco y como componentes de fallo extrínseco consideraremos los fallos referentes a la relación del sistema con su entorno físico, cultural, social, etc. En el caso considerado consideraremos tres clases de fallo de componentes extrínsecos de los sistemas: ambiental o ecológico, económico o financiero y estético¹.

Fallo ambiental: son las alteraciones producidas en el ecosistema del estuario que tienen una importancia acusada sobre la calidad ambiental del entorno y la afección producida en un determinado paraje tiene repercusiones sobre otros parajes, físicamente separados del estudiado en concreto. *Fallo económico:* son las repercusiones que sobre el turismo, la actividad pesquera, y toda su industria asociada, tiene el fallo del sistema, repercusiones que aunque evidentes, son de difícil evaluación. *Fallo estético:* el sistema que estamos analizando tiene unas características que le hacen singular y privilegiado, por lo que su belleza la consideramos como una variable importante.

En ingeniería civil son numerosos los ejemplos de realizaciones en las que, por sus características, magnitud, linealidad, etc., algunos de sus elementos están formados por una serie de subelementos o piezas. Esta característica que es frecuente en obras lineales, se da también, curiosamente, en algunos sistemas naturales, como los bancos de peces, las plantaciones de árboles de la misma especie, o incluso los sectores de población humana con unos hábitos de vida similares. En estos sistemas, el fallo del componente formado por múltiples elementos dependerá del fallo de un número determinado de elementos. Así, en el ejemplo más simple de elementos múltiples, una cadena, el fallo del componente estará determinado por el de uno solo de sus elementos. En el caso de una población de seres vivos, el fallo del componente se producirá cuando falle una fracción "f" de dichos elementos múltiples. Naturalmente, esa fracción variará en función de la importancia de la población considerada. La fracción "f" será muchísimo menor cuando se trate de una población humana que cuando estudiemos una plantación de una especie de árboles. En general, podemos decir que la probabilidad de presentación del fallo de un componente múltiple formado por "n" elementos es: $P = (1/2) * (1/n)^n$

En donde: n = n° de elementos del componente y f = fracción de elementos con fallo que provoca el fallo del componente.

Consideraremos como sistema de diseño, objeto de este estudio, el conjunto de comunidades biológicas que habitan permanente o transitoriamente en el estuario de la Ría de Huelva. El fallo de dicho sistema se producirá cuando una o varias de dichas comunidades sufran una afección determinada. Dicha afección será causada por la presencia de compuestos químicos en las aguas estuarias por encima de unas concentraciones límites que posteriormente se analizarán.

Las acciones tóxicas se clasifican por sus consecuencias en dos categorías: las que producen efectos no cancerígenos y las que producen efectos cancerígenos. En función de ello, y según la terminología del MSM, consideraremos dos componentes de fallo: **sustancias no cance-**

rígenas y sustancias cancerígenas. Las sustancias no cancerígenas incluyen, literalmente, todas aquellas sustancias que inducen efectos tóxicos distintos a la aparición de tumores². La definición del nivel de toxicidad que corresponde a las sustancias químicas no cancerígenas está basada en el concepto de umbral. Solamente se producirán consecuencias de tipo tóxico cuando un fragmento significativo del órgano de destino haya sido afectado por la acción tóxica, es decir, cuando la dosis sobrepase un nivel umbral específico, es decir el **umbral de afección**. El valor umbral de una sustancia tóxica sobre el ser humano no puede ser determinado con gran precisión. Puede estimarse únicamente en base a estudios epidemiológicos o a experiencias con animales. En la práctica, el control de peligrosidad se basa en experiencias con animales, en los que se intenta establecer la dosis más alta de inocuidad, lo que se denomina el "nivel de efectos no observables" (NENO de la EPA). Al centrarse en general el interés en las consecuencias tóxicas significativas, se emplea a menudo el "nivel de efectos adversos no observables" (NEANO de la EPA)³. Otros términos de uso común son el NMEO (Nivel mínimo de efectos observados) o dosis mínima a partir de la cual se comienza a observar una respuesta; el NMEAO (Nivel mínimo de efectos adversos observados) que indica únicamente las consecuencias adversas. La dosis de referencia (DRf) es el término más moderno empleado por la EPA⁴. El proceso de determinación de una DRf consta de los siguientes pasos: a) la selección de las especies más sensibles sobre las que existen investigaciones disponibles; b) la selección de las investigaciones principales o más significativas y que empleen la vía apropiada de exposición; c) la selección de investigaciones de apoyo; d) la identificación del NEANO, o, en caso de ser posible, del NMEAO para el punto de destino sensible.

Para reflejar el grado de incertidumbre en la determinación del NEANO, éste se ajusta para el punto más sensible, adoptando los siguientes coeficientes reductores: el NEANO determinado se afecta de un factor de incertidumbre en su aplicación para el ser humano de 10, de esta forma, se intenta tener en cuenta la protección de los sectores más sensibles de la población, como niños y ancianos. Se adopta un factor reductor de 10 para el NEANO para reflejar la incertidumbre en la extrapolación de los resultados de los experimentos en animales a seres humanos y se adopta otro factor reductor de 10 que refleja la incertidumbre de que los datos no provengan de una investigación continua. Los factores reductores de incertidumbre se aplican secuencialmente.

En el estudio del riesgo de cánceres durante el período de vida de un ser humano se asume que la carcinogénesis funciona de modo tal que es posible, aunque remoto, que la exposición a una sola molécula de una sustancia cancerígena genotóxica provoque una de las dos mutaciones necesarias para dar inicio a un proceso cancerígeno. En teoría, por tanto, la curva de dosis – respuesta es asintótica hacia la incidencia nula. Al no existir valores umbrales no se cuenta con niveles de seguridad de no afección sino con niveles aceptables. La sociedad suele mostrar preocupación hacia cualquier nivel aceptable que se fije, mientras que los organismos reguladores tienden a establecer un objetivo de no alcanzar un sobrerriesgo de cáncer superior a 1.10^{-6} durante el período vital⁵.

El cálculo de riesgos cancerígenos conlleva el uso de un factor de potencia cancerígena (FPC). En síntesis un FPC consiste en la pendiente de la curva de dosis – res-

puesta en el entorno de las exposiciones muy bajas, y se conoce como el **factor de caída**. El factor de caída se mide en (kg diarios/mg). Una vez establecido este factor de caída es posible calcular directamente el riesgo cancerígeno, cuya cuantificación frente a una exposición requiere únicamente la conversión de la dosis, a las unidades adecuadas, multiplicada por el factor de caída (EPA, 1993).

Estos factores de caída dependen de la vía de exposición, y están obtenidos para la actuación de cada compuesto de forma aislada, ya que se obtienen de los ensayos sobre animales expuestos a una única sustancia tóxica. Para tener en cuenta la acción conjunta de varias sustancias tóxicas, la EPA utiliza el llamado modelo aditivo. Es decir, el riesgo conjunto es la suma de los riesgos individuales frente a cada una de las sustancias tóxicas. La dosimetría de respuesta humana potencial a la mezcla de varios compuestos tóxicos no parece estar de acuerdo con el modelo aditivo, sino que resulta más compleja. Los estudios epidemiológicos realizados así parecen demostrarlo. Se dan efectos de sinergia, tanto positiva como negativa.²

La afección de una o varias comunidades presentes en el estuario, por toxicidad originada por la presencia en el agua de sustancias no cancerígenas, así como cancerígenas, es función de dos tipos de variables: variables endógenas y variables exógenas. Las *variables endógenas* están agrupadas en dos tipos: variables de tipo fisiológico y variables etológicas o de comportamiento. Las variables de tipo fisiológico caracterizan las condiciones físicas del tipo de comunidad que se analice. Se han elegido las siguientes variables:⁶ a) tasa de aclaramiento (TA) que indica el volumen de agua que un determinado individuo deja libre de partículas en la unidad de tiempo (se mide en $L.H^{-1}$); y b) eficiencia de Adsorción (AE) que indica el rendimiento del sistema digestivo del individuo en cuestión (se mide en %). Las variables de tipo etológico indican los hábitos de comportamiento de los individuos en cuestión y de ellas se ha elegido: a) tiempo de permanencia (TP) que indica el tiempo diario en horas que el individuo permanece diariamente en el estuario y viene impuesta por el carácter más o menos sedentario del individuo en cuestión.

Como variables exógenas se han tomado las concentraciones de los compuestos tóxicos. Se han elegido compuestos cuyas concentraciones medias relativas a las correspondientes DRf son más altas. Flúor, cobre y fenoles para las Sustancias cancerígenas y arsénico y cadmio para las sustancias cancerígenas.

Las variables endógenas, como se ha expuesto anteriormente, caracterizan a un determinado individuo o a una determinada especie. Se han escogido tres rangos de variación para cada una de las variables. En la Tabla 1 se indican los valores adoptados.

Tabla 1: Rangos de variación para cada una de las variables

AE(%)	TA(L.H ⁻¹)	TP(Horas)
0,25	1	6
0,4	1,5	12
0,6	2	24

AE(%): eficiencia de la adsorción

TA(LH⁻¹): tasa de aclaración

TP(Horas): tiempo de permanencia diario en el estuario

MATERIAL Y MÉTODOS

Para caracterizar el estuario se han recogido datos de la climatología (Central térmica Cristóbal Colón, años 1982 a 1999), de geología y geomorfología, régimen mareal, vegetación, biomasa, fauna, especies piscícolas y avifauna (consumo de pescado e individuos censados). El medio socioeconómico ha sido analizado mediante las variables de actividad pesquera y turismo.

El Método Sistemático Multivariado (MSM), aplicado por su autor Borea a obras marítimas, es el elegido por nosotros para ver su aplicación a la fiabilidad de un sistema de calidad ambiental. Es un método totalmente general, al considerar directamente todas las variables exógenas de los factores ambientales (antrópicos, etc.) relacionados para cada una de las estrategias de las diversas clases de diseño (estructural, ambiental, funcional, etc.), con las variables endógenas de cada alternativa de fallo de cada uno de los diversos componentes del sistema, mediante un modelo físico, analógico, matemático, que caracterice las condiciones de ruptura, fallo o no-fallo, del componente en el hiperespacio (v_1, v_2, \dots, v_n) . En donde v_k representa una variable endógena o exógena. En algunos puntos de ese hiperespacio ocurrirá el fallo, mientras que en otros no. Se denomina hipersuperficie

característica a aquella que divide el hiperespacio en dos regiones o dominios: de fallo y de no-fallo del componente analizado.

La intersección de la hipersuperficie característica con un plano $\{v_i, v_j\}$ proporciona una línea, generalmente cóncava, que divide al plano $\{v_i, v_j\}$ en dos regiones planas o semiplanos, de fallo y de no-fallo. En todos los puntos del semiplano o dominio de fallo se cumplirá que la señal, de respuesta a la acción, es superior al umbral de fallo del sistema. Esta condición se puede expresar de forma funcional mediante la siguiente expresión:

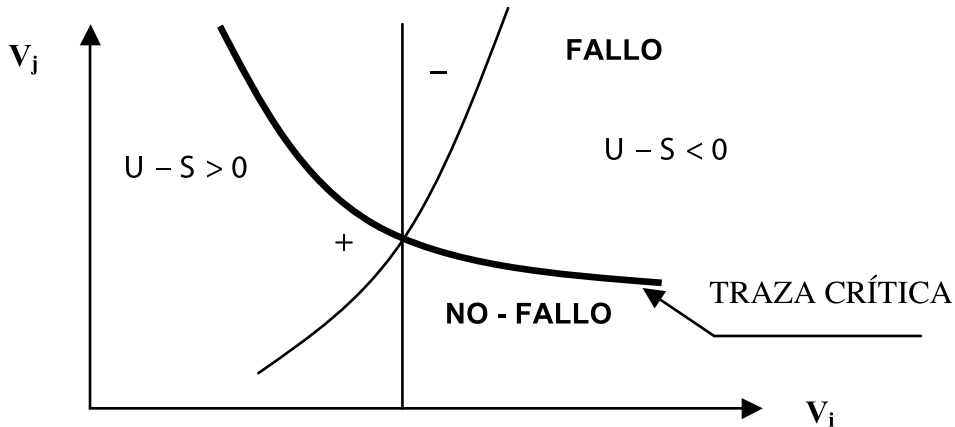
$$K_{ij}(v_1, \dots, v_n) = U - S < 0$$

en donde U y S son funciones compuestas de (v_1, \dots, v_n) , y representan a la respuesta a la acción y el umbral de fallo respectivamente. La función K_{ij} la denominamos función de fallo. En el semiplano de no-fallo se verificará:

$$K_{ij}(v_1, \dots, v_n) = U - S > 0$$

Precisamente el límite de las dos condiciones expresadas por las ecuaciones anteriores nos determinará la traza, ya que para los puntos que pertenecen a ella se debe verificar: $K_{ij}(v_1, \dots, v_n) = U - S = 0$ es decir, en la traza la respuesta a la acción, señal, iguala el umbral de fallo.

Figura 1: Esquema del proceso para dos variables, dividido en dos planos mediante la traza



En la Figura 1 se esquematiza el proceso descrito para el caso de dos variables. El espacio queda dividido en dos semiplanos de FALLO y NO-FALLO mediante la traza. Para el caso general de n variables la traza es una hipersuperficie que divide al espacio de n dimensiones en dos regiones de FALLO y NO-FALLO. Una vez determinada la traza, según se ha indicado, se puede determinar

inmediatamente la probabilidad de fallo en un plano cualquiera, $(v_i), (v_j)$. Para ello trazaremos otros dos ejes de coordenada referidos a la probabilidad de excedencia de ambas variables, $(p_{vi}), (p_{vj})$. Como puede apreciarse en la Figura 2, en cada uno de los intervalos en que podemos considerar dividido el dominio plano de fallo se verifica:

$$(p_{vij})_k = (p_{vi})_k (\Delta p_{vj})_k$$

Sumando todos los intervalos del dominio plano de fallo se obtiene:

$$P_{ij} = \sum_{k=1}^{m_i} p_j \Delta p_i$$

$$K_i = 1$$

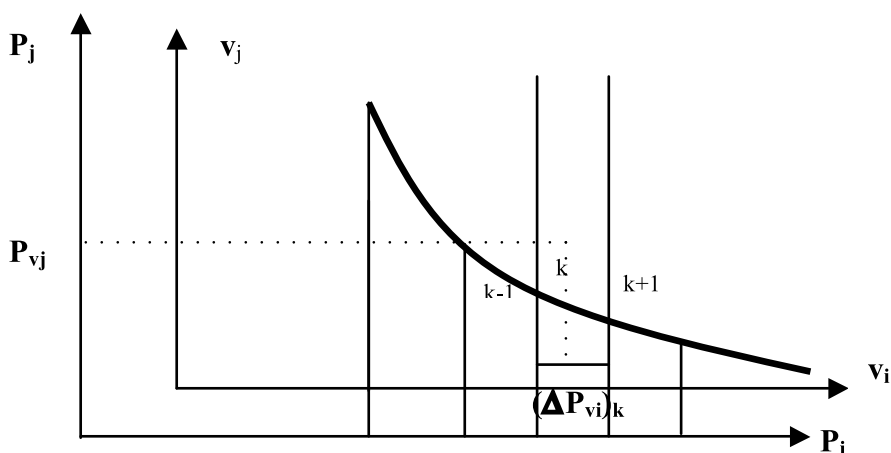
Para tres variables la expresión sería:

$$P_{ijk} = \sum_{K_1=1}^{m_j} \sum_{K_j=1}^{m_k} p_i \Delta p_j \Delta p_k$$

Y para n variables, la expresión general sería:

$$P = F(k(v_1, \dots, v_n) \leq 0) = \prod_{i=1}^n \sum_{k_i} [p_j (\prod_{r=1}^n \Delta p_{r(r\#j)})]$$

Figura 2.- Probabilidad de excedencia de ambas variables



Las concentraciones de los distintos compuestos presentes en el estuario de la Ría de Huelva, se miden en el Plan de Policía de Aguas de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Se miden por meses las distribuciones de los distintos compuestos de los valores de emisión de los diferentes vertidos que confluyen al paraje analizado. Asimismo se determinan las concentraciones medias de inmisión de los distintos compuestos. Todo ello se incluye en el Sistema de Información Ambiental de Andalucía (SINAMBA – 1.999)'. A partir de dicha información el proceso seguido para determinar los valores de las variables exógenas ha sido el siguiente: a) se han determinado las distribuciones medias de los va-

lores de emisión, correspondientes a las cinco estaciones más cercanas al punto de inmisión; b) se han tomado los valores medios de inmisión en el punto más característico del estuario, es decir, en la confluencia de los ríos Tinto y Odiel; c) se ha supuesto el mismo coeficiente de variación (desviación típica/media) para las distribuciones de los valores de emisión hallados en el punto 1, y para los valores de inmisión del punto 2; y d) una vez obtenidos los valores característicos se ha adoptado la distribución normal como representativa de las concentraciones de inmisión. Los resultados obtenidos pueden verse en las tablas 2 a 5.

Tabla 2. Valores medios de emisión de contaminantes a la Ría de Huelva (años 1995-99)

COMPUESTO	PERC.5	PERC.50	PERC.95	Mem.	Sem.	Cv=S/M
ACEITES	10,65	16,68	24,34			
NH ₃	0,95	2,75	4,40			
As	2,14	6,28	12,33	6,30	2,80	0,44
Cd	0,02	0,07	2,38	0,10	0,07	0,70
Cn	0,00	0,00	0,00			
Cu	0,71	1,32	2,17	1,30	0,40	0,31
Cr ⁶	0,00	0,00	0,00			
DQO	455,16	737,65	1118,43			
Fenoles	5,08	53,22	123,90	53,20	34,50	0,65
F-	76,28	95,75	124,35	95,80	13,50	0,14
PO ₄ ³⁻	23,34	58,68	101,58			

Mem: media de emisión del compuesto considerado

Sem: desviación típica de emisión del compuesto considerado

Cv : coeficiente de variación del compuesto considerado

Fuente: SINAMBA (Sistema de Información Ambiental de Andalucía - Consejería de Medio Ambiente - J.A.)⁷ (modificado)

Tabla 3. Valores medios de inmisión de contaminantes a la Ría de Huelva (años 1995-99)

COMPUESTO	MEDIA (Mim)	Cv=S/M	Sim	P5	P25	P50	P75	P95
ACEITES								
NH ₃	2,43							
As	0,16	0,16	0,07	0,04	0,11	0,16	0,20	0,27
Cd	0,02	0,02	0,02	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05
Cn	0,01							
Cu	0,53	0,53	0,16	0,26	0,42	0,53	0,64	0,80
Cr ⁶								
DQO								
Fenoles	44,33	44,33	28,74	0,00	24,94	44,33	63,71	91,61
F-	11,88	11,88	1,67	9,12	10,75	11,88	13,00	14,63
PO ₄ ³⁻								

Mim: media de inmisión del compuesto considerado

Sim: desviación típica de inmisión del compuesto considerado

Cv : coeficiente de variación del compuesto considerado

Fuente: SINAMBA (Sistema de Información Ambiental de Andalucía - Consejería de Medio Ambiente - J.A.)⁷ (modificado)

Tabla 4: Percentiles de las sustancias no cancerígenas, en mg/l

SUSTANCIAS NO CANCERIGENAS					
COMPUESTO	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅
COBRE	0,26	0,42	0,53	0,64	0,80
FLUOR	9,12	10,75	11,88	13,00	14,63
FENOLES	0,00	24,94	44,33	63,71	91,61

Tabla 5: Percentiles de las sustancias cancerígenas, en mg/l

SUSTANCIAS CANCERIGENAS					
COMPUESTO	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅
ARSÉNICO	0,042	0,109	0,156	0,209	0,269
CADMIO	0,000	0,011	0,022	0,032	0,046

Según se ha indicado anteriormente, el mecanismo de acción de las sustancias no cancerígenas y cancerígenas es diferente. Desde el punto de vista de determinación del riesgo de afección de un determinado individuo, la principal diferencia es que el fallo del sistema debido a la presencia de sustancias no cancerígenas tiene un umbral de fallo. Sin embargo, el fallo provocado por la presencia de sustancias cancerígenas carece de dicho umbral. En función de ello, el análisis de ambas componentes, es necesariamente diferente.

En la normativa sobre concentraciones límites de sustancias contaminantes en los distintos medios, aquellas están siempre referenciadas a los seres humanos. De ahí que se adopten unos coeficientes de seguridad que, según lo indicado en este bloque, en conjunto suponen una reducción de un factor de 1.000, respecto a los valores del NEANO hallados en laboratorio, para determinar la DRf. Asimismo, toda la normativa está referida a las limitaciones para la presencia de cada contaminante de forma aislada. No hay una normativa sobre los efectos conjuntos que la presencia de distintos contaminantes pueden suponer. La EPA, aplica, de modo indicativo, un modelo lineal para incluir el efecto conjunto que dicha presencia conjunta puede suponer. Es decir el riesgo conjunto sería la suma de los riesgos individuales. No se contempla ningún efecto sinérgico, como los ensayos parecen demostrar, (Goyer, 1991)¹⁰. En este trabajo se ha adoptado el siguiente modelo, para el cálculo del riesgo de afección por contaminación por sustancias no cancerígenas, para los individuos (peces) presentes en el estuario:

$$DPR = [1 \pm ((1 - (C_i / DRf_i)_{\max}) / \sum (C_i / DRf_i))^{1/n}]^m [\sum (C_i / DRf_i)] * AE * TA * TP$$

Siendo AE: la eficiencia de adsorción con el significado y valores indicados anteriormente; TA: la tasa de aclaración; TP: el tiempo de permanencia diario en el estuario; C_i: la concentración en mg/l del compuesto "i" y DRf_i: la dosis de referencia para el compuesto "i", expresada en mg/día por unidad de peso.

Las dosis de referencia para los tres compuestos químicos no cancerígenos que se encuentran presentes en cantidades significativas en el estuario son: DRf de cobre 0,0018; de flúor 0,08 y de fenoles 0,8.¹¹ Siendo DRP: la dosis proporcional de riesgo. Equivale al número de veces que un individuo recibe la dosis de referencia homogeneizada. Teniendo en cuenta los coeficientes de seguridad que se adoptan en la determinación de la DRf, indicados con anterioridad, se han adoptado tres escalones para la DRP: 1000 – 2500 – 5000.

La fórmula indicada para determinar la dosis proporcional de riesgo está formada por el producto de los siguientes factores: El primer factor está formado por dos sumandos. El segundo sumando es un coeficiente que

tiene en cuenta la sinergia que se produce al presentarse simultáneamente varios compuestos contaminantes. Cuando únicamente existe un compuesto este sumando se anula. Es decir, no hay sinergia, obviamente. Los exponentes en este primer factor, ajustan el efecto sinérgico en cada combinación de compuestos específica. Dando valores a los exponentes "n" y "m", se puede contemplar cualquier posibilidad de interacción, incluida la sinergia negativa si se adopta el signo negativo. En el análisis que posteriormente se presenta se ha tomado el signo positivo, sinergia positiva, y los siguientes valores para los exponentes: n= 2; m= 1. El segundo factor expresa la suma de las concentraciones homogeneizadas. Esto se hace dividiendo cada concentración de un compuesto por la DRf que le corresponde. Los restantes factores (AE, TA, y TP) son las variables endógenas de ambas componentes del sistema, según se ha expuesto antes.

Según se ha venido repitiendo, las sustancias cancerígenas no poseen una concentración umbral de afección, por lo que el método de determinación de riesgos debe ser distinto que el utilizado para determinar el riesgo de las sustancias no cancerígenas. Las normas reguladoras actuales, determinan el límite de sobreincidencia de casos de cáncer en la población humana sometida al efecto tóxico de compuestos cancerígenos. Es decir, utilizando la terminología del MSM el fallo del sistema se produce cuando el número de casos porcentual en una determinada población tiene un incremento prefijado.

En el caso estudiado, el fallo del sistema por el componente de fallo 2, "Sustancias cancerígenas", se dará cuando la probabilidad de incidencia de cáncer en la población estudiada alcance un determinado valor. El modelo propuesto para el cálculo del sobrerriesgo de afección por cáncer producido por contaminación de compuestos cancerígenos, para los individuos (peces) del estuario de la Ría de Huelva, es el siguiente:

$$\text{Riesgo (R)} = [1 \pm ((1 - (C_i * FPC_i)_{\max}) / \sum (C_i * FPC_i))^{1/n}]^m (\sum (C_i * FPC_i)) * AE * TA * TP / \text{Peso}$$

Siendo AE: la eficiencia de adsorción; TA: la tasa de aclaración; TP: el tiempo de permanencia diario en el estuario; C_i: la concentración en mg/l del compuesto "i" y FPC_i: el factor de caída para el compuesto "i", expresado en mg/día por unidad de peso

Los factores de caída para los dos compuestos químicos cancerígenos, que se encuentran presentes en cantidades significativas en el estuario son de 0,025 para el arsénico y de 0,041 para el cadmio. Los valores indicados están corregidos respecto a los prescritos para los seres humanos, multiplicándolos por setenta, que es la vida media del ser humano adoptada para determinar los factores de caída, es decir, se supone un período de afección de un año frente a la vida media del ser humano. Asimismo, es de destacar que los dos metales indicados, ar-

sénico y cadmio, son cancerígenos completos, es decir, actúan tanto como mutagénicos como activadores.²

Se ha supuesto un individuo medio de 250 gramos de peso fresco. Riesgo (R) es el tanto por ciento de sobreincidencia de cánceres en la población analizada, adoptando tres escalones: 0,10 – 0,50 – 1,00

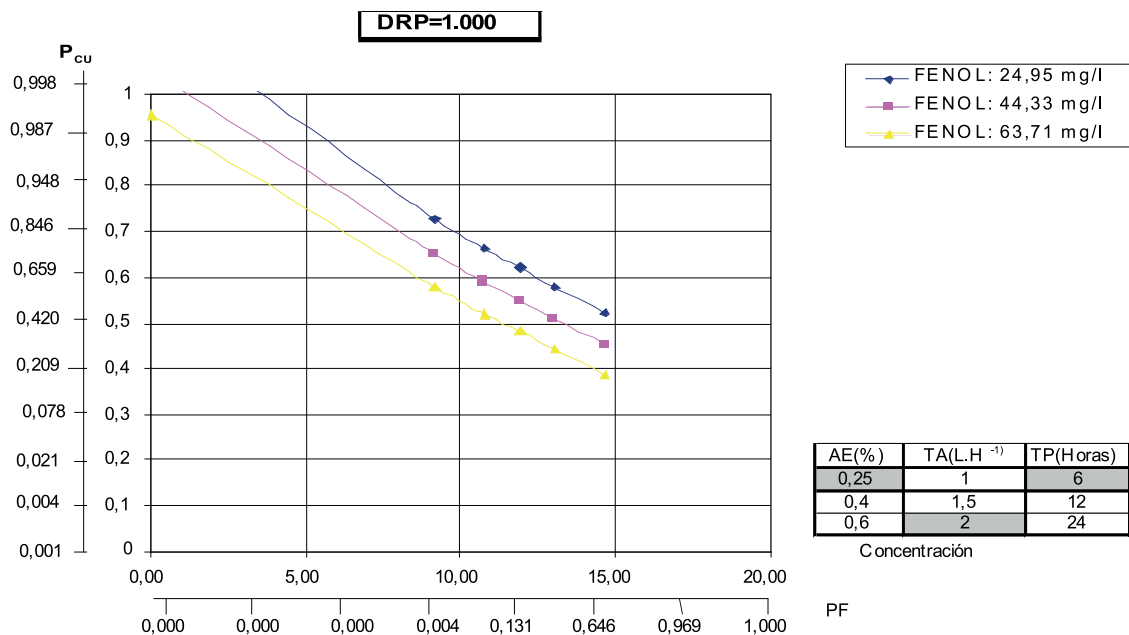
La fórmula indicada para determinar el incremento de riesgo de contraer cáncer, lo que se ha denominado “riesgo” (R), tiene una expresión similar a la adoptada para calcular la dosis proporcional de riesgo, en la componente 1, sustancias no cancerígenas, si bien, conceptualmente es distinta al serlo también los mecanismos de acción de ambos tipos de sustancias. Está formada por el producto de los siguientes factores: El primer factor está formado por dos sumandos. El segundo sumando es un coeficiente que tiene en cuenta la sinergia que se produce al presentarse simultáneamente varios compuestos contaminantes. Cuando únicamente existe un compuesto este sumando se anula. Es decir, no hay sinergia, obviamente. Los exponentes en este primer factor, ajustan el efecto sinérgico en cada combinación de compuestos específica. Dando valores a los exponentes “n” y “m”, se puede contemplar cualquier posibilidad de interacción, incluida la sinergia negativa si se adopta el signo negativo. En el análisis que posteriormente se presenta se ha tomado el signo positivo, sinergia positiva, y los siguien-

tes valores para los exponentes: n= 2; m= 1. El segundo factor expresa la suma de las concentraciones homogeneizadas. Esto se hace dividiendo cada concentración de un compuesto por el factor de caída que le corresponde. Los restantes factores (AE, TA, y TP) son las variables endógenas de ambas componentes del sistema, según se ha expuesto antes. Asimismo el peso adoptado corresponde a un individuo tipo de 250 gramos de peso fresco.

RESULTADOS

Aplicando la expresión indicada, para los distintos escalones de Dosis Proporcional de Riesgo fijados, y haciendo variar los valores de las variables endógenas, se obtienen las distintas curvas que expresan las combinaciones de concentraciones que producen dichas DPR. Se han tomado como ejes las concentraciones de Cobre y Flúor, los dos compuestos cuyas concentraciones homogeneizadas son más altas. Como concentraciones de fenol se han tomado las correspondientes a los P₂₅, P₅₀ y P₇₅. Asociados a los ejes de concentraciones, siguiendo la metodología del MSM, se han representado los ejes de probabilidad de no excedencia de dichas concentraciones. En la Figura 3 puede observarse una curva en la que la Dosis Proporcional de Riesgo es igual a mil.

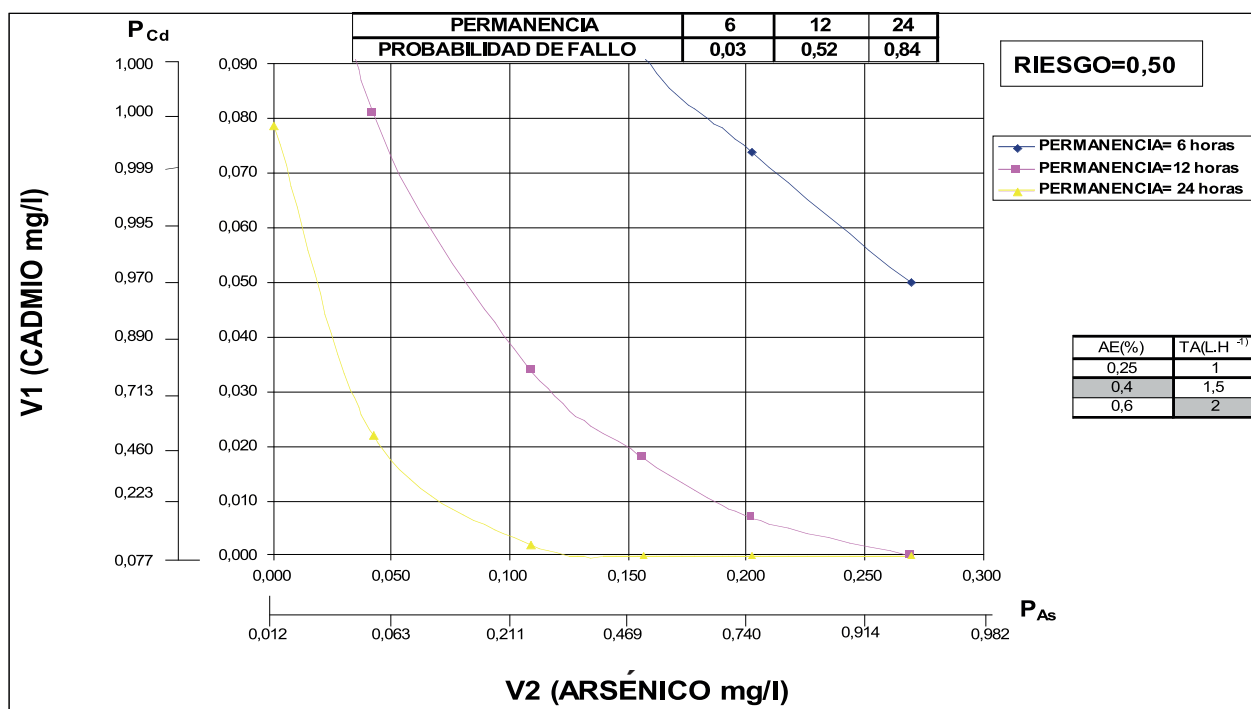
Figura 3.- Curva en la que la Dosis Proporcional de Riesgo es igual a mil



Aplicando la expresión adoptada para el sobrerriesgo de cáncer, y haciendo variar los valores de las variables endógenas, Eficiencia de adsorción y Tasa de aclaramiento, se han representado en ejes de coordenadas Arsénico – Cadmio, las variaciones de concentraciones que producen el sobrerriesgo indicado, para cada escalón

prefijado de la variable “Tiempo de Permanencia”. Asociado a cada eje se han representado los ejes de probabilidad de no excedencia de las distintas concentraciones. En la Figura 4 puede verse las curvas para un Riesgo igual a 0,50.

Figura 4.- Curvas en las que el Riesgo es igual a 0,50



DISCUSIÓN

Se ha visto que el Método Sistemico Multivariado puede aplicarse al estudio de la contaminación de la población de peces del estuario por la presencia en las aguas de compuestos tóxicos. Para ello ha sido necesario definir las componentes, variables y, especialmente, las funciones que determinen los efectos sobre las poblaciones: Dosis proporcional de riesgo y Riesgo de afección. El modelo propuesto es totalmente general para el caso estudiado y para adaptarlo a otras situaciones solo habría que ajustar las variables y los coeficientes que se indican en las fórmulas que definen las funciones propuestas. De igual forma que la aplicación del análisis de fiabilidad de los sistemas de diseño a las condiciones de vida de determinadas poblaciones proporciona una herramienta objetiva de cuantificación de resultados.

Se ha constatado que la afección que la presencia de sustancias contaminantes en el agua del estuario origina sobre las especies del paraje es muy importante. El efecto de sinergia, o de acción conjunta, que la presencia de varias sustancias contaminantes en el agua produce sobre los individuos afectados, es importante. Los conceptos de concentración límite de contaminantes en el agua, considerados de forma aislada, como prescribe la legislación actual, tanto internacional como nacional y autonómica, suponen una simplificación, en la mayoría de los casos, inaceptable. Los límites legales para calidad de aguas, serían bastante más significativos y operativos si estuviesen referidos a límites de dosis proporcional de riesgo o sobrerriesgo que a concentraciones de diversas sustancias.

A la vista de los resultados obtenidos sería deseable ampliar la aplicación del modelo utilizado (MSM) a otros

ecosistemas y sería oportuna la determinación de los coeficientes de sinergia indicados, mediante ensayos de laboratorio sobre afección conjunta de contaminantes.

REFERENCIAS

- 1.-Suarez Bores P. Análisis de fiabilidad de los sistemas de diseño. Madrid: Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Madrid, 1980
- 2.-LaGrega M, Buckingham PL., Evans JC. Hazardous Waste Management. McGraw-Hill, 1.994
- 3.-US Environmental Protection Agency. Superfund Public Health Evaluation Manual. Washington DC: US-EPA, 1989
- 4.-Barnes DG, Dourson M. Reference dose (RfD): description and use in health risk assessments. Regul Toxicol Pharmacol 1988;8(4): 471-86
- 5.-US Environmental Protection Agency. Exposure Factors Handbook. Washington DC: US-EPA, 1994
- 6.-Larretxea X, Pérez A. Evolución temporal de la contaminación por hidrocarburos en el mejillón de batea. Incidencia de concentraciones subletales de la fracción acomodada en agua sobre los parámetros de balance energético. En: Seguimiento de la contaminación producida por el accidente del buque Aegean Sea. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, 1996
- 7.-Sistema de Información Ambiental de Andalucía (SINAMBA). Sevilla: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 1999
- 8.-Goyer RA. Toxic Effects of Metals. En: Casarett and Doull's (eds.) Toxicology: The Basis Science of Poisons. New York: Pergamon Press, 1991
- 9.-U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System, IRIS. Washington DC: US-EPA, 1 994