

ANÁLISIS PROBABILÍSTICO DE LA EFICIENCIA DE LOS NIVELES DE REFERENCIA PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE SUELOS

PROBABILISTIC ANALYSIS OF THE EFFICIENCY OF REFERENCE LEVELS IN THE EVALUATION OF GROUND CONTAMINATION

A. Callaba de Roa¹, E. Chachón Oreja²

¹Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Dirección de Recursos Minerales y Medio Ambiente.

²Departamento de Matemática Aplicada a los Recursos Naturales.

RESUMEN

El desarrollo de reglamentación para suelos contaminados se viene llevando a cabo teniendo en consideración tanto los usos del suelo como el riesgo ambiental. De acuerdo a los principios elementales de la valoración de riesgos, el IGME (Instituto Geológico y Minero de España) ha planteado una propuesta para la determinación de concentraciones umbral en suelos. En relación con estas concentraciones una cuestión de la máxima importancia es valorar su eficiencia (tendencia a dar lugar a pocos falsos positivos o negativos en su uso en la evaluación de la contaminación de suelos). Con el fin de valorar este extremo se ha realizado un análisis probabilístico mediante métodos de simulación de Monte Carlo. Los resultados obtenidos permiten concluir que los niveles umbral propuestos presentan una elevada eficiencia con una probabilidad de falsos positivos prácticamente nula y de falsos negativos alrededor de 0.1.

PALABRAS CLAVE: Contaminación de suelos, Valoración de riesgos, Simulación de Monte Carlo.

INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

El Título V de la Ley de Residuos 10/98 viene a dar un marco legal, por primera vez en nuestro país, a los trabajos de investigación y gestión de terrenos contaminados. Se trata de una ley que, al menos en esta materia, tiene una concepción moderna y ajustada al estado de conocimiento actual por cuanto hace gravitar lo esencial de estas tareas sobre consideraciones de riesgo ambiental admisible así como sobre el uso a que se destina o se piensa destinar el terreno. Lo novedoso de la misma es que, al introducir la función de uso del suelo como factor ponderador, deshecha la aplicación generalizada del concepto de multifuncionalidad del suelo que haría en la práctica inviable cualquier política de protección de suelos frente a la

ABSTRACT

The developing of regulations for contaminated soils in Spain is taking place under considerations of specific uses for soil and also taking in to account environmental risk. Based on basic principles of risk assessment, a methodology to derive threshold concentrations for substances in soil has been proposed by IGME (Spanish Geological Survey). Regard these threshold concentrations an instrumental issue is to assess their efficiency (trend to produce few false positives and negatives by using them in soil pollution assessment). A probabilistic analysis for efficiency of these screening concentrations has been done by means of a Monte Carlo simulation exercise. Taking into account simulation results, threshold values show a high efficiency with negligible probabilities to yield false positives and probabilities around 0.1 for false positives.

KEY WORDS: Soil Pollution, Risk Assessment, Monte Carlo Simulation.

contaminación. No obstante, ello no supone que se renuncie en todos los casos a este *desideratum*.

Con estas premisas, el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) ha venido colaborando con el Ministerio de Medio Ambiente en la línea de trasladar a términos científicos el mandato de la Ley. En particular, ha hecho una propuesta metodológica para la derivación de Niveles Genéricos de Referencia para protección de la salud de las personas (NGR).

Reservando para el epígrafe siguiente la explicación sobre el modo en que éstos se han derivado, si conviene traer aquí a consideración alguna de sus características esenciales y delimitar el alcance y utilización de

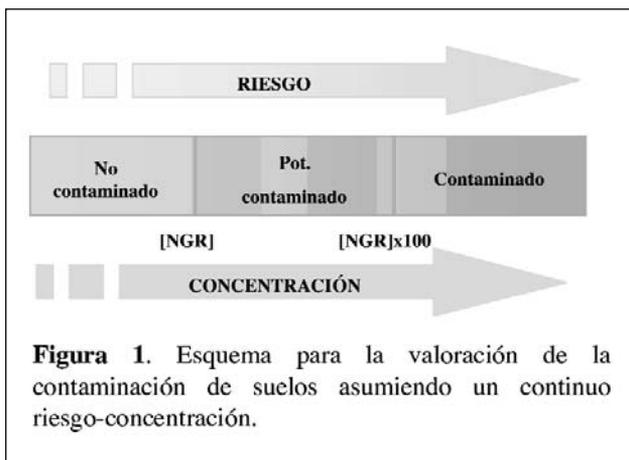
Correspondencia: Antonio Callaba de Roa. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Dirección de Recursos Minerales y Medio Ambiente. C/ Ríos Rosas, 23. 28003 Madrid, e-mail: acallaba@igme.es

los mismos en las prácticas de gestión de suelos contaminados.

La primera de sus características relevantes es que éstos son de carácter genérico; quiere ello decir que permiten evaluar en el nivel igualmente general la severidad de la contaminación en un terreno. Es por ello que la comparación con éstos es de carácter indicativo siendo más ajustada a la realidad cuanto más próximas sean las condiciones del terreno en consideración con las del suelo genérico para los que se definen. Por otra parte, con el fin de atender el mandato de la Ley, se definen para tres escenarios de uso del suelo igualmente genéricos: suelo sin restricciones de uso, suelo urbano y suelo de uso exclusivamente industrial.

En segundo término tenemos que considerar que los NGR están definidos sobre consideraciones de riesgo entendiendo como tal la probabilidad de ocurrencia de un determinado efecto. Ello es de particular relevancia en el contexto de este artículo pues, como se deriva de su propia naturaleza aleatoria, son susceptibles a ser sometidos a una evaluación de tipo probabilista.

Por último conviene hacer una mención a su alcance y utilización. Éstos han sido concebidos con la finalidad de ser operativos y eficientes en términos de protección ambiental. Respecto a su operatividad se debe señalar que lo que se persigue es ofrecer una herramienta para determinar de modo sencillo que concentraciones en suelo producen un riesgo admisible (*suelos no contaminados*) y cuales se traducen igualmente en situaciones de riesgo no admisible (*suelos contaminados*); entre ambas va a situarse un rango de concentraciones que limitan el espectro de los suelos potencialmente contaminados. Para cada sustancia, un valor de concentración inferior al NGR correspondiente marca la frontera suelos no contaminados-suelos potencialmente contaminados, de modo análogo se considera que concentraciones superiores a cien veces el valor del NGR van a marcar la frontera de los suelos contaminados (Figura 1). Mientras que los suelos declarados como contaminados van a estar sometidos a los imperativos que les marca la Ley, en los suelos potencialmente contaminados tan sólo existiría la obligación de verificar estudios específicos que permitiesen incluirlos en una de las dos categorías básicas.



Como se ha señalado un requisito adicional para que estos niveles sean útiles en la gestión de terrenos contaminados es que sean eficientes, entendiendo por eficiencia que en la valoración de la contaminación éstos produzcan pocos falsos negativos o positivos. En el primer caso un requisito de estas características implica plasmar un principio de precaución de acuerdo con el cual la probabilidad de que el riesgo asociado a una concentración menor a la del NGR correspondiente sea superior a al riesgo considerado admisible debe ser reducida. Igualmente, por razones de índole económica, la probabilidad de falsos positivos debe ser baja.

2. LA DEFINICIÓN DE NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA COMO UNA APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE RIESGOS AMBIENTALES

La valoración de riesgos ambientales está entre los instrumentos más útiles con los que se cuenta para llevar a término políticas de protección ambiental. En su aplicación específica al campo de suelos contaminados, persigue determinar el riesgo (una probabilidad cuantificable) para, a partir de su ponderación, juzgar la severidad de una situación sirviendo al mismo tiempo como uno de los elementos sobre los que descansa la toma de decisiones. En el caso que nos ocupa, lo que se pretende valorar es la probabilidad de que la salud de las personas se vea comprometida por la existencia de sustancias contaminantes en el suelo. Eventualmente es posible valorar los efectos sobre otros receptores ecológicos, si bien en este último caso, fuera del alcance de este artículo, hay diferencias notables en los planteamientos¹.

En el análisis de riesgos para protección de salud humana clásicamente se distinguen cuatro etapas básicas² según se recoge en el esquema recogido en la figura 2. Las principales tareas implicadas en cada una de estas etapas comprenden:

Recogida y valoración de la información. En esta etapa, entre otras cosas, se identificarán las sustancias contaminantes específicas que pueden ser de interés en cada caso.

Valoración de la exposición. Incluye la determinación de vías de exposición de relevancia en cada terreno, la definición de un receptor tipo y de sus parámetros de exposición característicos y, finalmente, la cuantificación de la dosis recibida (mg/Kg-día).

Evaluación de las relaciones dosis-respuesta. Ésta es una etapa en la que se determina el potencial tóxico de una sustancia. Para ello existen diversas bases de datos de mayor o menor grado de accesibilidad. Los niveles umbral de no efecto, convenientemente modificados mediante el uso de factores de corrección serán aquellos que se utilicen como valor de toxicidad (dosis de referencia *lato sensu*).

Caracterización del riesgo. Estimación cuantitativa del riesgo a partir de la combinación de la dosis recibida y la de referencia.

Para la definición de los niveles genéricos de referencia el problema se ha planteado en sentido inverso, esto es: se

¹ Concentración de referencia para la vía inhalatoria. En el caso de sustancias carcinogénicas se denomina factor de pendiente.

establece un nivel de riesgo aceptable, se define un uso(s) genérico para el suelo que lleva implícito un escenario de exposición, se define un receptor tipo con unas características de exposición igualmente tipificadas y se selecciona un conjunto de expresiones más o menos sencillas que relacionan la dosis recibida por un individuo por las diferentes vías con la concentración en el suelo. El nivel genérico de referencia corresponderá a aquella concentración en el suelo que se traduce en una dosis tal que lleva implícito un riesgo admisible. En lo que sigue, se plantea más detalladamente la propuesta hecha para su definición.

2.1. Niveles de riesgo admisible

Los niveles de riesgo que se han venido considerado como admisibles son: ≤ 1 para el cociente dosis recibida/dosis de referencia en el caso de sustancias con efectos sistémicos y de 10^5 para sustancias con efectos carcinogénicos. La diferencia en la métrica de ambos tipos de sustancias se relaciona con el modo de acción de las mismas. Las sustancias con efectos sistémicos producen efectos adversos al alcanzar cierta dosis umbral (dosis/concentración de referencia) y no por debajo de ésta; de este modo un valor igual o superior a la unidad llevaría implícitamente aparejado la aparición de determinado efecto y para valores inferiores a uno la dosis recibida es-

taría exenta de éstos. Contrariamente, para sustancias carcinogénicas se asume que cualquier dosis recibida, por ínfima que esta sea conlleva un incremento de la probabilidad de aparición de cáncer; así un valor de 10^5 significa que se admite como tolerable que en poblaciones expuestas a la contaminación se incremente la frecuencia de aparición de cáncer en 1 cada cien mil casos.

El nivel de riesgo admitido para contaminantes sistémicos es, como no podía ser de otra forma, universalmente admitido. Por el contrario el riesgo admisible para sustancias carcinogénicas varía de un país a otro, encontrando valores que oscilan entre los 10^6 de los EEUU a los 10^5 en el caso de Alemania^{3,4}. En nuestro país la Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco (IHOBE) ha establecido un valor de 10^5 en la definición de los Valores Indicativos de Evaluación (VIE-C)⁵.

2.2. Escenarios de exposición

Anteriormente se ha señalado que tanto por razones prácticas como en cumplimiento de mandato legal, se diferenciaban tres usos genéricos del suelo en cada uno de los cuales se admite un número limitado de vías de exposición. En la Tabla 1 se han recogido las consideradas en la propuesta que venimos discutiendo.

Tabla 1. Escenario de exposición considerado para la definición de los Niveles Genéricos de Referencia de acuerdo a las diferentes usos del suelo.

VÍA DE EXPOSICIÓN	USO DEL SUELO		
	Urbano	Industrial	Sin restricciones de uso
Inhalación de vapores del suelo	•	•	•
Inhalación de partículas de suelo contaminado	•	•	•
Ingestión accidental de suelo contaminado	•	•	•
Ingestión de alimento contaminado	-	-	•
Contacto dérmico con el suelo contaminado	•	-	•

2.3 Cuantificación de la dosis recibida

Una vez fijadas las rutas de exposición el paso siguiente es seleccionar un conjunto de expresiones que permitan cuantificar la dosis recibida relacionando ésta con la concentración existente en el terreno contaminado. Éstas son expresiones generales del tipo:

$$\text{Dosis} = \frac{C \cdot CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$$

Donde C es la concentración de la sustancia en el suelo, CR es un factor que cuantifica la tasa de contacto con el medio contaminado (específico para cada ruta de exposición) y BW, AT, EF y ED son parámetros de exposición característicos del receptor tipo (peso, tiempo medio, frecuencia y duración de la exposición).

Los parámetros de exposición vienen a sintetizar los hábitos y características del individuo expuesto a la contaminación y que, en definitiva, condicionan la dosis. Estos parámetros, como es lógico, varían de modo sensible de acuerdo al uso que se asuma para el suelo. En la Tabla

2 se recogen los valores por defecto utilizados en la definición de los NGR. Además de una variación de éstos según el uso del suelo puede darse una fuerte variabilidad dentro de un mismo uso. Este asunto se discutirá con algún detalle en el siguiente epígrafe.

Con todos estos elementos se ha preparado una hoja de cálculo que permite derivar de modo sencillo los Niveles Genéricos de Referencia para los usos del suelo expuesto. Igualmente, en sentido inverso, es posible estimar la dosis recibida por un individuo tipo dada una concentración en el suelo y, consecuentemente, el riesgo asociado a la misma.

3. CONCEPCIÓN DETERMINISTA Y PROBALISTA DEL RIESGO

Hasta ahora lo que se ha venido exponiendo es una aproximación preliminar a la valoración de riesgos. En ésta, a partir de unas expresiones de carácter determinista se hace una estimación puntual del riesgo que se verifica asociado a la existencia de una sustancia en el suelo a cierto nivel de concentración. Ahora bien esta concep-

ción choca con la propia concepción de riesgo como probabilidad en tanto se ha omitido cualquier indicio de aleatoriedad. Sin embargo, si queremos ir algo más allá de las meras definiciones hemos de reconocer su naturaleza estocástica.

El riesgo ambiental lo hemos definido como la función de un conjunto de factores que condicionan la exposición (concentración de la sustancia y parámetros de exposición) y un valor asignado al potencial tóxico de una sustancia:

$$\text{Riesgo}_{\text{amb.}} = f(\text{Conc}_{\text{suelo}}, V_1, V_2, V_3, \dots, V_n) \cdot \text{Toxicidad}$$

Intuitivamente reconocemos que existe cierta *probabilidad* de que los parámetros de exposición que, en primera

Tabla 2. Valores asignados para las variables de exposición en la determinación puntual de los NGR para suelos sin restricciones de uso.⁽¹⁾ Para sustancias con efectos carcinogénicos.

Variable	Unidades	
Peso medio del receptor (BW)	(Kg)	70
Duración de la exposición (ED)	años	30
Frecuencia de exposición (EF)	días/año	350
Tiempo medio de exposición (AT)	años	30/70 ⁽¹⁾
Ingestión de suelo (IR _s)	mg/día	450
Ingestión total de hortalizas (IV _h)	Kg/día	0.260
Superficie de piel expuesta (SA)	m ²	0.405

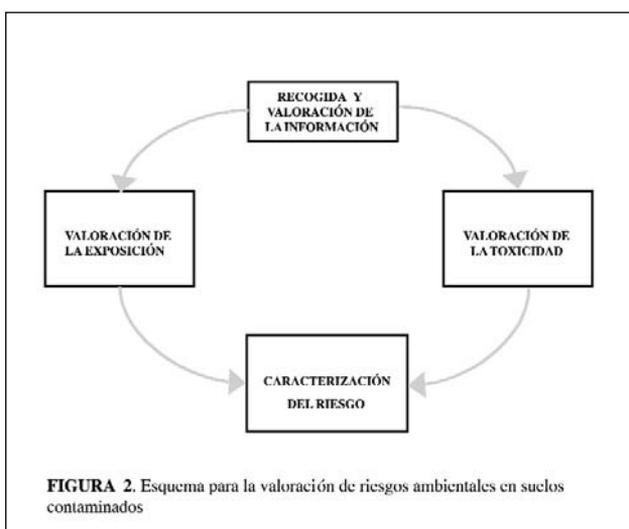


FIGURA 2. Esquema para la valoración de riesgos ambientales en suelos contaminados

aproximación hemos considerado constantes no sean tales y más bien se trate de realizaciones de variables aleatorias continuas o discretas con distribuciones de probabilidad especificadas. Un ejemplo de ello lo podemos encontrar

en el peso de los individuos: en términos generales se asume que el peso del receptor tipo para suelos sin restricciones de uso es de 70 Kg (Tabla 2); ahora bien entra dentro de lo razonable considerar receptores con pesos sensiblemente mayores o menores a éste. De hecho, reflejaríamos de modo más fiel la realidad si asumimos que el factor de exposición peso es una variable aleatoria que sigue una ley de distribución normal truncada de parámetros (70, 15.4, 25, 125). De este modo, es claro que como quiera que el riesgo se determina como combinación de variables aleatorias, éste viene a ser en realidad otra variable de naturaleza aleatoria (Figura 3).

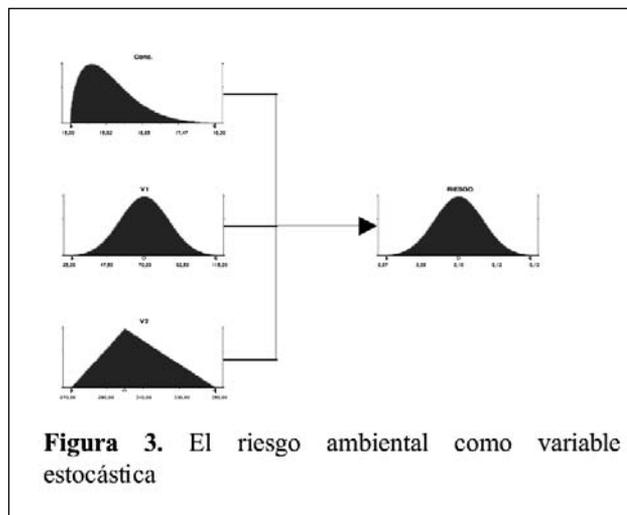


Figura 3. El riesgo ambiental como variable estocástica

Esto nos conduce a introducir dos conceptos a tomar en consideración cuando se verifica un análisis de riesgos: variabilidad e incertidumbre. La variabilidad se define como las diferencias inherentes existentes entre los individuos de una población mientras que la incertidumbre es la carencia de conocimiento sobre determinadas variables o parámetros⁶. Mientras que la incertidumbre puede ser reducida mediante un esfuerzo en la recogida de datos y mejora de su calidad, no es posible reducir la variabilidad. Por el contrario, no sólo es posible tomar en consideración esta última en la valoración de riesgos sino que además es deseable puesto que en caso de no hacerlo estaríamos pasando por alto una de las más fructíferas fuentes de información con las que enfocar la investigación de suelos contaminados. Este último extremo ha experimentado un gran impulso durante los últimos años con la puesta en el mercado de aplicaciones de simulación para ordenadores personales⁷.

4. ANÁLISIS DE LA EFICIENCIA DE LOS NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA MEDIANTE SIMULACIÓN DE MONTE CARLO

Hasta ahora se han venido exponiendo tanto los fundamentos de la valoración de riesgos en suelos contaminados, como la naturaleza estocástica del propio riesgo. Conjugando ambos elementos es posible responder a la cuestión inicialmente planteada acerca de la eficiencia de los NGR para discriminar suelos contaminados y no contaminados.

En efecto, puesto que consideramos el riesgo ambiental como una variable aleatoria, producto de la combina-

Tabla 3. Funciones de distribución asignadas a las variables empleadas en el ejercicio de simulación.

Variable	Función de distribución	Ref.
Peso	NT (72, 15.9, 24, 125)	[12]
Ingesta de suelo	LogNT (40, 4, 37.3, 1.8, 437.1)	[12]
Ingesta de hortalizas	T (130000, 260000, 600000)	-
Frecuencia de exposición	T (180, 250, 350)	-
Carga contaminante dérmica	T (0.2, 0.2, 1)	[12]
Superficie dérmica	T (2100, 3100, 4050)	[5]
Factor de absorción dérmica	T (0.001, 0.06, 0.1)	[12]

ción de otras igualmente aleatorias, estamos ante un claro ejemplo en el que se pueden obtener funciones de distribución de riesgos para una concentración dada en el suelo mediante métodos de simulación. Éstos permiten asignar funciones de distribución a aquellos parámetros variables que forman parte de un modelo matemático y mediante muestreos aleatorios de los mismos determinar la función de distribución de respuestas del modelo⁸.

Para ello se plantea el siguiente esquema:

Para un grupo de sustancias (pentaclorofenol, ddt, benceno, 2,4,6 triclorofenol, p-xileno, etilbenceno y tolueno) se hace una estimación puntual del NGR para un riesgo prefijado y unos parámetros de exposición asumidos por defecto (tabla 2). Los niveles de riesgo admisible considerados han sido, de acuerdo con lo expuesto con anterioridad, 10^5 para sustancias con efectos cancerígenos y un cociente de riesgo 1 para contaminantes sistémicos. Los valores de toxicidad empleados han sido tomados de la base de datos *Integrated Risk Information System* [IRIS] de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los

EEUU⁹. En el caso de los contaminantes sistémicos se ha asumido que la máxima contaminación admisible en el suelo no debe exceder del 5% de la dosis total, este extremo está viene a tener en consideración la existencia de otras fuentes de contaminación distintas a las del suelo^{9,10}.

Se asignan funciones de distribución a cada uno de los parámetros de exposición variables (Tabla 3).

Se establecen las condiciones de simulación. En este caso el método de muestreo elegido es el de Monte Carlo habiéndose verificado 20000 iteraciones para cada sustancia: 10000 para el valor correspondiente al NGR y otras tantas para el valor de concentración correspondiente a 100 veces NGR.

Se procede a la simulación.

5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Un resumen de los resultados obtenidos en el ejercicio de simulación se ha recogido en la Tabla 4, igual-

Tabla 4. Estadísticos obtenidos en la simulación de Monte Carlos tras 10.000 iteraciones. 0* denota cantidades infinitesimales tendentes a 0.

Sustancia	NGR/100 NGR mg/jg	Valor Medio Riesgo	P90/P10 Riesgo	Prob $\leq 10^{-5}/1$
Pentaclorofenol	0.005	$7.2 \cdot 10^{-6}$	$1.06 \cdot 10^{-5}$	0.87
	0.5	$4.4 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-4}$	0*
Benceno	0.2	$7.3 \cdot 10^{-6}$	$1.05 \cdot 10^{-5}$	0.87
	20	$7.4 \cdot 10^{-4}$	$4.7 \cdot 10^{-4}$	0.02
2, 4, 6 Triclorofenol	0.9	$7.4 \cdot 10^{-6}$	$1.06 \cdot 10^{-5}$	0.86
	90	$4.3 \cdot 10^{-4}$	$4.3 \cdot 10^{-4}$	0*
DDT	0.6	$6.8 \cdot 10^{-6}$	$9.99 \cdot 10^{-6}$	0.91
	60	$4.4 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-6}$	0.01
p-Xileno	30	0.74	1.03	0.86
	3000	73.6	45.1	0*
Etilbenceno	1.7	0.73	1.06	0.87
	170	75.83	46.5	0*
Tolueno	3	0.71	1.06	0.88
	300	71.23	44.4	0*

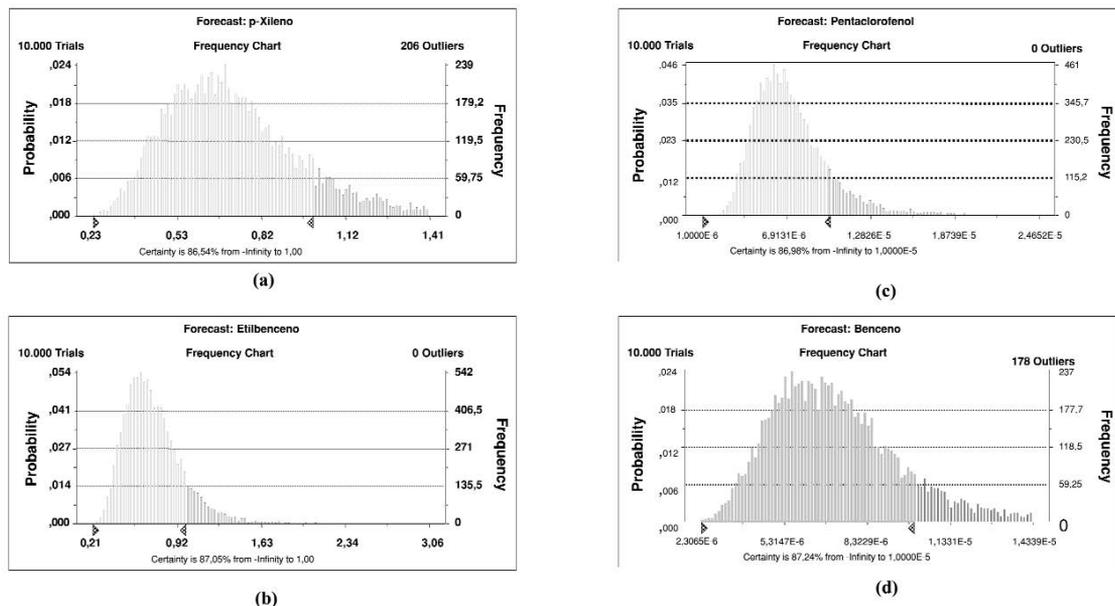


Figura 4. Funciones de distribución de riesgo ambiental para algunas de las sustancias consideradas: (a) p-xileno, (b) etilbenceno, (c) pentaclorofenol (d) benceno

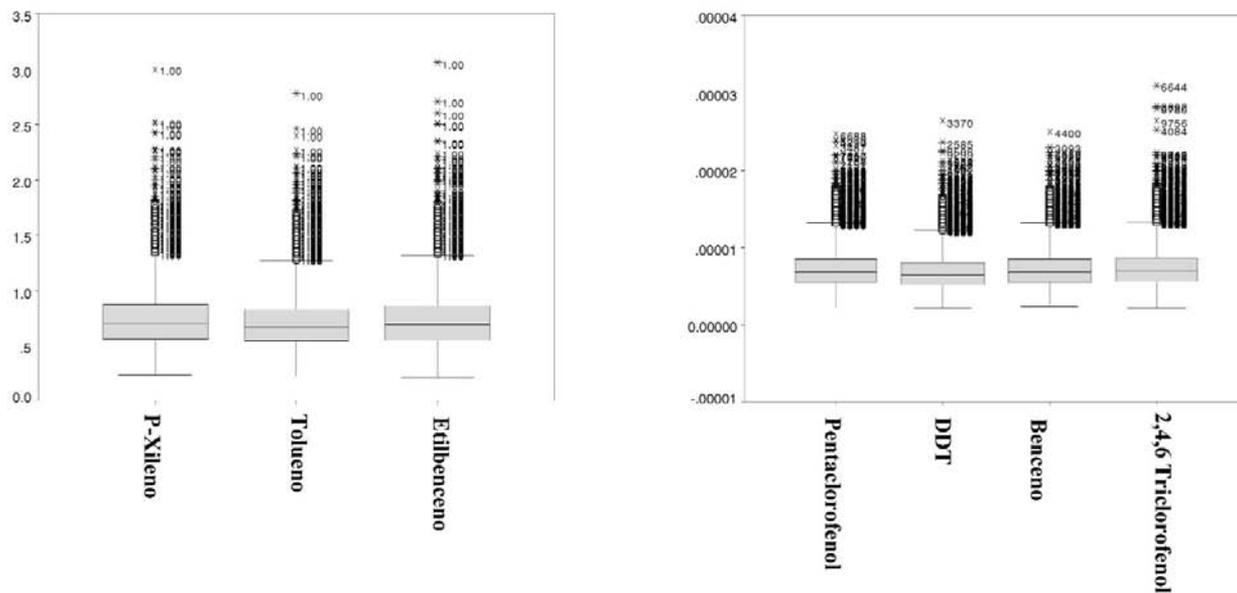


Figura 5. Diagramas de Box-whisker de los riesgos asociados a las concentraciones equivalentes al NGR para las sustancias consideradas tras una simulación de Monte Carlo con 10000 iteraciones .

mente, en la Figura 4 se muestran las funciones de distribución del riesgo asociado a las concentraciones correspondientes al valor del NGR para alguna de las sustancias que venimos considerando.

El primer aspecto a destacar es que para todas las sustancias consideradas el valor medio del riesgo para una concentración en el suelo iguala a la del NGR se encuentra sensiblemente por debajo del riesgo considerado

como admisible, cada clase (carcinogénicos y sistémicos) en su escala; de este modo el valor de riesgo se sitúa alrededor del valor $6-7 \cdot 10^{-6}$ para el primer tipo de sustancias y cerca del valor 0.7 para el segundo. Considerando los valores extremos superiores reflejados por el percentil 90, se puede observar que, igualmente para ambos tipos de sustancias, los valores del estadístico se sitúan imperceptiblemente por encima de los niveles de riesgos admisibles. En la Figura 5 se han representado en diagramas *box-whisker* las observaciones teóricas obtenidas mediante simulación.

En el otro extremo, para valores de concentración dos órdenes de magnitud superiores al NGR, encontramos que las distribuciones asociadas presentan tanto valores medios como extremos (percentil 10 en este caso) muy por encima de lo admisible.

Con relación a la eficiencia de los NGR para valorar la contaminación en supuestos genéricos de usos del suelo, se debe señalar que para todas las sustancias, la probabilidad de producir riesgos superiores al definido como admisible es próxima a 0.1. Con estos niveles de probabilidad se viene a poner en evidencia su eficiencia y lo conservador de los mismos, siendo igualmente eficientes en rangos de concentraciones altas donde la probabilidad de falsos positivos es prácticamente nula.

Fuera del alcance de los trabajos que se han expuesto, una última cuestión a considerar en este contexto se relaciona con la posibilidad de aumentar los márgenes de seguridad disminuyendo la probabilidad de falsos negativos. Aunque este extremo requeriría de un riguroso análisis coste-beneficio, es opinión de los autores que en primera aproximación sería difícil justificar los sobrecostes implícitos a una rebaja sustancial de los niveles dado el escaso margen de disminución de la probabilidad de falsos negativos del que se parte. En cualquier caso, aunque sólo sea desde una perspectiva académica, éste es un interesante problema por explorar.

6. NOTA ACLARATORIA

Como quiera que en el momento de redactarse este trabajo, el Ministerio de Medio Ambiente todavía no ha dictaminado oficialmente nada al respecto sobre los NGR y las consecuencias que de su aplicación se derivan, lo aquí expuesto carece de otro valor que no sea el estrictamente científico y no refleja opinión alguna de la mencionada institución.

BIBLIOGRAFÍA

- 1.-Asante-Duah K. Risk assessment in environmental management. Chichester: John Wiley & Sons;1998.
- 2.-USEPA (US Environmental Protection Agency). Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC: PB90-155581;1989.
- 3.-USEPA (US Environmental Protection Agency). Soil Screening Guidance: User's Guide (2ª Ed.). Washington DC: Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/R-96/018;1996.
- 4.-Bundesanzeiger. Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf und Maßnahmewerte nach der Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung (BbodSchV) (18 Juni 1999);1999.
- 5.-IHOBE, Investigación de la contaminación del suelo: Valores indicativos de evaluación (VIE-A, VIE-B, VIE-C): Gobierno Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente;1998.
- 6.-USEPA (US Environmental Protection Agency). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Risk Assessment Forum EPA/630/R-97/001; 1997.
- 7.-Molak V, editor. Fundamentals of Risk Assessment and Risk Management. Cincinnati: CRC Press;1996.
- 8.-Ross S. Simulación (2ª edición). México: Prentice Hall;1999.
- 9.-Junta de Residus. Guía de evaluación de la calidad del suelo: Criterios provisionales de calidad del suelo en Cataluña. Generalitat de Catalunya. Department de Medi Ambient.
- 10.-Ferguson C et al, editors. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe). Vol I. Scientific Basis. Nottingham: LQM Press;1998.