

CRITERIOS PARA EL DESARROLLO DE NIVELES DE LIMPIEZA EN
SITIOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS



TESIS

MAESTRÍA EN CIENCIAS CON
ESPECIALIDAD EN SISTEMAS AMBIENTALES

INSTITUTO TECNOLÓGICO Y DE ESTUDIOS SUPERIORES DE
MONTERREY
CAMPUS CD. DE MÉXICO

PRESENTADA

POR:

MA. INÉS J. NAVARRO GONZÁLEZ

8 DE NOVIEMBRE DE 2004



CRITERIOS PARA EL DESARROLLO DE NIVELES DE
LIMPIEZA EN SITIOS CONTAMINADOS POR
HIDROCARBUROS

TESIS PRESENTADA

POR:

MA. INÉS J. NAVARRO GONZÁLEZ

ASESOR: DR. ROBERTO CIPRIANO DANTE

CRITERIOS PARA EL DESARROLLO DE NIVELES DE LIMPIEZA EN
SITIOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS



TESIS PRESENTADA

POR:

MA. INÉS J. NAVARRO GONZÁLEZ

TESIS PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN SISTEMAS
AMBIENTALES

Presentada ante la Dirección Académica de la Universidad Virtual del
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey
Campus Ciudad de México
Programa de Graduados en Ingenierías y Tecnologías

8 DE NOVIEMBRE DE 2004

RECONOCIMIENTOS

A la Gerencia de Protección Ambiental de PEMEX-Refinación

Especialmente al Ing. José Manuel Olivares Páez, Gerente de Protección Ambiental de PEMEX-Refinación, y al Ing. Pedro Mejía, ex – subgerente de Protección Ambiental de PEMEX-Refinación, por su apoyo y colaboración en la realización de los proyectos que me proporcionaron conocimiento y experiencia para abordar el tema que sustenta este trabajo.

Especial agradecimiento a todos aquellos, estudiantes y trabajadores del Instituto de Ingeniería, UNAM, que participaron en los trabajos de campo de los proyectos de diagnóstico de la contaminación en suelo y cuyos resultados alimentaron esta investigación.

RESUMEN

La investigación aborda la problemática de estimar niveles de limpieza para suelo, determinantes para el saneamiento en sitios contaminados con combustibles, gasolina o diesel. En la última década, tanto PEMEX como la autoridad ambiental, han dado atención a esta problemática con respuestas caso por caso; la mayoría de las veces con base en normatividades elaboradas en los países desarrollados, alejadas de las peculiaridades del contexto mexicano.

La solución que se propone es establecer criterios específicos para el desarrollo de niveles de limpieza genéricos para los contaminantes que caracterizan el riesgo de exposición a la contaminación del suelo con combustibles. Esta investigación busca contribuir con un procedimiento para determinar criterios para asignar valores a las variables en el modelo de exposición, que sean confiables y representativos para la realidad mexicana.

El estudio se enfoca al desarrollo de un modelo de exposición a benceno para analizar el efecto de la variabilidad, inherente a cada variable, en la estimación de riesgo y para abordar la discusión sobre las incertidumbres relevantes en torno al valor que toman las variables.

Los resultados del análisis de sensibilidad del modelo, muestran que la vía de exposición que más contribuye a la estimación de riesgo es a través de la inhalación de vapores que se desprendan de suelo contaminado. El análisis de sensibilidad también indica que las variables temporales que describen la duración y frecuencia de la exposición son las más relevantes en cuanto a su contribución en la variabilidad de la estimación de riesgo.

A partir de esos resultados se ejemplifica el efecto en la estimación de riesgo al expresar la variabilidad con funciones de distribución para algunas variables de exposición en el modelo. Para este estudio se desarrollan funciones de distribución empíricas, resultado de un estudio epidemiológico, para representar la duración de la exposición, el peso del cuerpo de un receptor potencial y el área de contacto con la piel para un núcleo de mexicanos asentados en una zona agrícola e industrial en el centro del país.

El enfoque hacia la aplicación de la *Metodología de Evaluación Probabilística de Riesgo* es una de las principales conclusiones del estudio. Es una aportación para conocer mejor el comportamiento de valores de exposición típicos y su comparación con los investigados para el contexto mexicano. Este enfoque de solución permite dictaminar la limpieza de un sitio con criterios uniformes para cualquier suelo contaminado por combustibles y orienta en la realización de futuros estudios de caso, con el fin de obtener mayor certidumbre en los riesgos que se quieren controlar.

INDICE

	Pag.
Resumen	v
1. Introducción	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Problema de investigación	4
1.3 Objetivo	6
1.4 Hipótesis	6
2. Marco teórico	7
2.1 Metodología de evaluación de riesgo a la salud	7
2.2 Procedimiento para el desarrollo de niveles de limpieza	9
2.3 Principales variables y parámetros	9
2.4 Evaluación de las incertidumbres	13
2.5 Criterios en experiencias recientes	14
3. Método de investigación	17
3.1 Universo de análisis	17
3.2 Enfoque metodológico	18
3.3 Análisis de sensibilidad del modelo	24
4. Modelo de exposición	27
4.1 Definición de escenarios, vías de exposición y receptores potenciales	27
4.2 Ecuaciones del modelo de exposición	31
4.3 Incertidumbres en el término de la concentración	33
4.4 Estudio de caso: Benceno	35
5. Estimación de variables para la población mexicana	38
5.1 Estimación de peso del cuerpo (BW)	38
5.2 Estimación del área de piel expuesta (SA)	41
5.3 Estimación de la duración de la exposición (ED)	43
5.4 Estimación de la esperanza de vida (E_{vida})	45
6. Variables para estimar la exposición a hidrocarburos	48
6.1 Variables específicas a la vía de contacto	48
6.2 Factores de toxicidad y efectos a la salud	53
6.3 Variables temporales (ETo y EF)	55
6.4 Valores asignados para el análisis de sensibilidad	56
7. Análisis de sensibilidad	59
7.1 Contribución porcentual	60
7.2 Radio de sensibilidad	61
7.3 Radio de sensibilidad normalizado	66
7.4 Discusión de resultados	71
7.4.1 Estimación de riesgo con análisis probabilístico	71
7.4.2 Procedimiento para estimar niveles de limpieza	75
7.4.3 Perspectivas para investigaciones posteriores	77
8. Conclusiones y recomendaciones	79
Referencias bibliográficas	82
Vita	87

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Fig. 3.1 Procedimiento de investigación	19
Fig. 4.1 Escenario de exposición industrial	30
Fig. 4.2 Escenario de exposición residencial	30
Fig. 4.3 Distribución de concentraciones de benceno en suelo arcilloso	36
Fig. 4.4 Distribución de concentraciones de benceno en suelo limoso	37
Fig. 5.1 Distribución del peso del cuerpo (mujeres)	39
Fig. 5.2 Distribución del peso del cuerpo (hombres)	40
Fig. 5.3 Distribución del peso del cuerpo (total)	40
Fig. 5.4 Distribución del área de la piel expuesta (SA)	42
Fig. 5.5 Distribución del tiempo de residencia por sexo	44
Fig. 5.6 Distribución del tiempo de residencia (total)	45
Fig. 5.7 Distribución de la esperanza de vida (2000)	47
Fig. 5.8 Distribución de la esperanza de vida (1950-2001)	47
Fig. 7.1 Distribución de riesgo con variación en la concentración de benceno (criterios conservadores)	72
Fig. 7.2 Distribución de riesgo con variación en la concentración de benceno (criterios no conservadores)	72
Fig. 7.3 Distribución de riesgo con variación en la variable ED	73
Fig. 7.4 Distribución de riesgo con variación en la variable BW y SA	74
Fig. 7.5 Distribución de riesgo con variación en las variables Cs, ED y BW	75
Fig. 7.6 Distribución de concentraciones	76
Fig. 7.7 Distribución de riesgo	77

LISTA DE TABLAS

	Pag.
Tabla 4.1 Propiedades fisico-químicas de los compuestos	29
Tabla 4.2 Análisis estadístico para concentraciones de benceno	36
Tabla 5.1 Análisis estadístico de peso del cuerpo (BW)	39
Tabla 5.2 Análisis estadístico del área expuesta (SA)	42
Tabla 5.3 Análisis estadístico del tiempo de residencia (ED)	44
Tabla 5.4 Análisis estadístico de la esperanza de vida (E_{vida})	46
Tabla 6.1 Valores típicos para estimar la variable VF	51
Tabla 6.2 Valores típicos para estimar la variable PEF	52
Tabla 6.3 Factores toxicológicos para benceno	54
Tabla 6.4 Definición del valor de las variables –escenario industrial- caso benceno	58
Tabla 7.1 Valor de las variables (6 casos) para análisis de sensibilidad	59
Tabla 7.2 Contribución porcentual de las vías de exposición	60
Tabla 7.3 Resultados del Radio de sensibilidad (cáncer)	62
Tabla 7.4 Resultados del Radio de sensibilidad (no-cáncer)	64
Tabla 7.5 Selección de funciones de distribución para las variables de exposición	66
Tabla 7.6 Cálculo del coeficiente de variación (CV)	67
Tabla 7.7 Resultados del radio de sensibilidad normalizado (SS) (cáncer)	68
Tabla 7.8 Resultados del radio de sensibilidad normalizado (SS) (no-cáncer)	70

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

La contaminación del suelo debido a la operación de PEMEX en diferentes partes del país, fue un aspecto descuidado durante años, tanto por la empresa estatal como por la autoridad ambiental. A partir de las auditorías ambientales voluntarias que PEMEX realizó desde 1993 en sus instalaciones, se han elaborado estudios para evaluar el riesgo de exposición a suelo contaminado; para algunos sitios se estimaron niveles de limpieza para establecer las metas de saneamiento de suelo y/o del agua subterránea. Sin embargo, el contexto normativo bajo el cual se realizaron fue muy limitado e insuficiente; la legislación ambiental mexicana no proporcionaba metodología ni lineamientos para la caracterización del riesgo que se pretendía reducir o controlar con las medidas que se derivaban de las auditorías realizadas. Esta situación dio lugar a que en la práctica se realizaran estudios, caso por caso, y en algunos se tomaran como referencia lineamientos normativos extranjeros; principalmente los niveles o metas de limpieza elaboradas por las diferentes agencias estatales de la EPA en EUA.

En los países desarrollados los riesgos ambientales también fueron ignorados por mucho tiempo; sin embargo, en la década de los años setenta inician el largo proceso de incorporar a sus normas ambientales la regulación para decidir si se sana un sitio contaminado, a partir de la estimación de niveles preliminares de restauración (PRGs). En la última década del siglo XX fue madurando el acuerdo en torno a la necesidad de contar con estándares de limpieza en suelo a nivel nacional en EUA; es decir, ante la discusión entre estándares genéricos o sitio por sitio, hay el planteamiento a favor de estándares de limpieza uniformes para que en todos los sitios predomine el mismo principio de protección a la salud de la población y del ambiente.

A partir del contexto nacional y las experiencias de más de 20 años en los países desarrollados, esta investigación se propone analizar criterios específicos para México que apoyen el dictamen respecto a cuando es necesario limpiar un sitio contaminado con combustibles (gasolina y/o diesel).

La Industria Petrolera

Durante la primera mitad del siglo XX se observó el más importante desarrollo tecnológico que impulsó, al nivel internacional, las opciones energéticas basadas en combustibles derivados del petróleo. México, como país petrolero, también participó en ese proceso al ritmo y con las características impuestas por el subdesarrollo económico.

Las primeras perforaciones para la extracción de crudo se realizaron en 1901, en el conocido campo petrolero de El Ebano, en San Luis Potosí, por la compañía Mexican

Petroleum of California; en los años siguientes se diversificó la actividad petrolera realizada por compañías extranjeras de origen inglés y americano. Pero será a partir de la expropiación petrolera en 1938, que se observa el crecimiento sostenido en la industria petrolera nacional bajo la dirección de la empresa estatal PEMEX.

A partir de 1950 crece el volumen de exportación de crudo, se construyen las refinerías de Poza Rica, Salamanca y Cd Madero e inicia la industria petroquímica en México. En la década de los años setenta se da un impulso importante a la refinación, petroquímica y a la extracción de crudo por el descubrimiento de los campos de la Sonda de Campeche; y, en la década de los años ochenta, la estrategia de la industria petrolera fue consolidar la planta productiva con la ampliación de la capacidad productiva en refinación y petroquímica. A partir de 1992 se crean dentro de la paraestatal las cuatro subsidiarias que representan el proceso productivo de esta industria: PEMEX Exploración y Producción, PEMEX Refinación, PEMEX Gas y Petroquímica Básica y PEMEX Petroquímica (PEMEX, 2001a).

Actualmente, la planta industrial de PEMEX está integrada por campos de extracción de crudo en la Sonda de Campeche, en Tabasco, Chiapas y Veracruz; kilómetros de oleoductos, de poliductos y de gaseoductos; 6 Refinerías, varias plantas Petroquímicas, numerosas Terminales de Almacenamiento y Distribución de combustibles, de Terminales de Almacenamiento de Gas Licuado y Terminales Marítimas de Almacenamiento.

El Impacto Ambiental de la Industria Petrolera

Hoy en día, en los inicios del siglo XXI, las instalaciones son innumerables y cambios muy importantes han ocurrido hacia el interior de la paraestatal PEMEX; para efectos de esta investigación cabe resaltar los aspectos referentes al medio ambiente y contaminación. Un recuento rápido en ese sentido indica que durante décadas se siguieron prácticas, donde se construyeron las instalaciones petroleras y en la operación de las plantas de PEMEX, que resultaron en formas inadecuadas, generadoras de alteraciones al entorno natural. La afectación al agua, aire y suelo debido al manejo de sus desechos obedeció a la carencia de una política de prevención y control. Sin embargo, la década de los años noventa será muy importante en materia ambiental, al incorporar las auditorías ambientales voluntarias a la política de PEMEX en varias de sus instalaciones; así como por la producción, a partir de 1995, de combustibles de mejor calidad como las gasolinas PEMEX Magna y PEMEX Premium y PEMEX Diesel.

La contaminación del suelo en particular, debido a la operación de PEMEX en diferentes partes del país, fue uno de los aspectos más descuidados durante años, tanto por la estatal como por la autoridad ambiental. Para dar una idea de la magnitud de este problema, se muestra a continuación el balance del año de 1999, debido a una de las causas de la afectación al suelo: el derrame de combustibles.

En el informe de labores del año de 1999, PEMEX reporta la existencia de pérdidas de combustibles por derrames en las líneas de ductos; éstos obedecen a tres causas principales: vandalismo o robo de combustibles por tomas clandestinas en ductos, por fugas debido a

efectos de corrosión en tuberías y por fenómenos naturales como puede ser el deslave del terreno donde se ubican los ductos (PEMEX, 2001b).

Los 856 derrames reportados en 1999, ocurrieron en ductos de PEMEX Exploración y Producción y de PEMEX Refinación; es significativo que en tierra ocurrieron el mayor número de ellos (88 %) y también fue mayor el volumen derramado (98 %), en comparación a los ocurridos en el mar. El número de derrames fue mayor en ductos de PEMEX Exploración y Producción (89 %) pero el mayor volumen derramado ocurrió en los poliductos de PEMEX Refinación (56 %) (PEMEX, 2001b).

Otras causas de contaminación del suelo por las actividades de PEMEX son: las fugas incidentales en tanques de almacenamiento o en los drenajes aceitosos dentro de sus instalaciones y por el manejo inadecuado de los desechos aceitosos que con frecuencia, en el pasado, se enterraron o depositaron indefinidamente en los terrenos previstos para crecimiento futuro de las plantas.

Los resultados de las auditorías ambientales voluntarias realizadas por PEMEX, vincula directamente esa realidad ambiental con el tema de investigación que se propone.

Las 454 auditorías de PEMEX, realizadas de 1993 hasta Febrero de 2001, reportadas por la Profepa, indica que 232 de ellas se realizaron en instalaciones de PEMEX-Explotación y producción (PEP); 156 en PEMEX-Refinación, 53 en PEMEX-Gas y Petroquímica Básica y, por último 13 auditorías en PEMEX-Petroquímica (Profepa, 2001a).

Los resultados de las auditorías han sido, para la mayoría de las instalaciones, la obtención del certificado de industria limpia que otorga la Profepa, sujeto a revisión anual. En varios sitios se han ejecutado obras de saneamiento de suelo o de acuíferos con criterios heterogéneos por la ausencia de normatividad.

La Legislación Ambiental Mexicana

En los años cuarenta se promulgó la primera ley en materia ambiental denominada *Ley de conservación de suelo y agua*; en los años setenta se promulga la *Ley para prevenir y controlar la contaminación ambiental*; a partir de 1982 se crea la Sedue y se promulga la *Ley Federal de protección al ambiente* y en 1988, la *Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente* vigente actualmente. En 1992 la Sedue se transforma en Sedesol y se crean el INE y la Profepa; posteriormente, en 1994, se crea la Semarnap (Semarnap-INEGI, 1998) y se reorganiza esta entidad en 2001 para dar lugar a la Semarnat.

El marco normativo ambiental mexicano contenía hasta 1996, 88 Normas Oficiales Mexicanas, las cuales fueron modificadas y reajustadas a principios de 1997, reduciéndose a un total de 45 (Semarnap-INEGI, 1998). En ninguna de estas normas se regulaba la contaminación en suelo ni se establecían criterios para el saneamiento de sitios contaminados.

A raíz del trágico accidente de la explosión en la Ciudad de Guadalajara, Jal., en 1992, se creó la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), así como el instrumento voluntario de las auditorías ambientales. La Profepa asume las tareas de desarrollar y aplicar criterios, técnicas y metodologías para la realización de las auditorías

Un instrumento de política ambiental, como lo es la auditoría, no podía cubrir la ausencia de una normatividad para suelo en México. La realidad mostró que es un instrumento limitado; no proporciona metodologías o lineamientos para la caracterización de los riesgos que pretende reducir y controlar, según se manifestaba en el documento de Términos de Referencia (Profepa, 2001b).

Esta situación dio lugar a que se realizaran estudios, caso por caso, y se tomaran lineamientos normativos extranjeros; principalmente los niveles y/o metas de limpieza elaboradas por diferentes agencias estatales de la EPA en EUA; este proceder no tuvo una práctica uniforme o consistente.

Esta tendencia se modificó con la aplicación de la norma emergente NOM-EM-138-ECOL-2002 (Diario Oficial, 20 Agosto de 2002) y otro cambio ocurrirá cuando se apruebe la nueva propuesta de norma *Que establece los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y restauración* (PROY-NOM-138-SEMANARNAT-2003), publicada en el Diario Oficial para consulta pública el 19 de Marzo de 2004.

1.2 Problema de investigación

La contaminación, cuando ocurre un derrame o fuga de combustibles, puede encontrarse en suelo superficial, flotando en ríos, lagos o en el mar, *atrapada* en algún estrato del subsuelo o incluso en la superficie del espejo de agua de algún acuífero.

La magnitud de la contaminación en suelo depende fundamentalmente del tipo de suelo y de la profundidad a la que se encuentre el agua subterránea, así como del tipo y volumen del combustible derramado. Cuando ocurre un derrame de combustible en suelos muy porosos, tipo arena, sólo se observarán trazas de contaminación en esas capas del subsuelo si se trató de una fuga de gasolina; debido a la permeabilidad del suelo, este combustible migrará hasta encontrar un estrato arcilloso o poco permeable o hasta alcanzar el nivel freático. Si el combustible derramado fuese diesel, entonces el transporte será más tortuoso por la densidad de este producto, tomará más tiempo la migración a estratos inferiores o al acuífero y se observará la huella de la pluma en la adherencia al suelo y en los poros del mismo. Otra situación que llega a presentarse es que el volumen de combustible, al derramarse en suelo arcilloso, genera una pluma confinada y pasará mucho tiempo antes de que se observen concentraciones en estratos permeables inferiores. Es más probable que con el transcurso del tiempo aflore hacia la superficie del suelo la mancha de contaminación.

En cada uno de los casos descritos, que son algunos ejemplos de la diversidad de situaciones que pueden presentarse, la preocupación ambiental radica en que esa contaminación será una situación indeseable en la medida de la magnitud de los efectos adversos que ocasione hacia el hombre o a la naturaleza. Estos efectos adversos se han identificado con el grado de peligrosidad o toxicidad de los contaminantes contenidos en los combustibles, así como con la posibilidad de que algún individuo o recurso llegue a tener contacto, directo o indirecto, presente o a futuro, con los contaminantes.

La caracterización de sitios donde el suelo y/o subsuelo está contaminado por la presencia de hidrocarburos contenidos en combustibles derivados del petróleo, requiere de un soporte científico técnico para concluir si el nivel de peligrosidad presente es relevante, si deberá reducirse y hasta qué nivel considerar que la contaminación es tolerable. Para ello se cuenta con la *Metodología de Evaluación de Riesgo* que contiene las herramientas adecuadas para dicha caracterización (EPA, 1989).

Este tipo de contaminación es posible identificarla y caracterizarla a partir de los siguientes parámetros analíticos: BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos), MTBE (metil terbutil eter, constituyente de las gasolinas sin plomo), PAH's (hidrocarburos poliaromáticos), TPH's (hidrocarburos totales del petróleo) y plomo orgánico (presente en las antiguas gasolinas).

El análisis de las características físico-químicas y toxicológicas de esos compuestos aporta información para evaluar dónde puede presentarse una situación de mayor riesgo, qué efectos pueden esperarse en la salud humana y cuál o cuáles de los compuestos debiera de observarse con mayor cuidado ante diferentes condiciones de exposición a ellos.

La posibilidad de que esta contaminación ocasione efectos en la salud humana o hacia el entorno natural está en función de la cantidad de contaminante derramado, del comportamiento/transporte/destino que siga en el entorno particular donde ocurra, de la toxicidad de los contaminantes presentes, del uso actual o a futuro de los medios o recursos que altere y de la población que pudiese tener algún contacto, directo y/o indirecto, con ella.

Cuando se tiene interés en controlar o reducir ese daño adverso, conduce a determinar si es necesario limpiar la zona contaminada; si así fuese, la cantidad de contaminación que se acepte como remanente en el sitio será el nivel hasta el cual se llevará a cabo el saneamiento y representará el nivel de riesgo tolerable para cada contaminante. Ese valor del nivel de saneamiento será una concentración (en ppm o mg/kg) denominada nivel de limpieza que se definiría para los compuestos de interés.

Esta investigación busca contribuir con un procedimiento para contar con valores confiables y claros que apoyen la decisión de saneamiento o no de sitios contaminados. Es una aportación para conocer mejor el comportamiento de valores de exposición típicos y su comparación con algunos investigados para el contexto mexicano.

A partir de este planteamiento, el problema de investigación se enfoca a aplicar la *Metodología de Evaluación Probabilística de Riesgo* (EPA, 2001a) a la realidad mexicana, para obtener criterios que permitan encontrar niveles genéricos de limpieza en suelo para los compuestos antes mencionados, que caracterizan el riesgo de exposición a la contaminación por combustibles.

1.3 Objetivo

Determinar criterios para asignar valores, confiables y representativos para la realidad mexicana, a las variables en el modelo de exposición a la contaminación de suelo con combustibles.

Para lograr ese objetivo, el modelo particular de solución busca:

- Representar escenarios de exposición, industrial y residencial, asociados a la contaminación de suelo con combustibles en un modelo de exposición
- Determinar cuáles son las vías de exposición y las variables de mayor relevancia en la variación e incertidumbre de la estimación de riesgo en el modelo de exposición
- Identificar la incertidumbre en torno al valor que toman las variables relevantes y analizar el tipo de información adicional o la necesidad de estudios específicos para reducir el efecto que tienen en la estimación de riesgo

1.4 Hipótesis

Esta investigación busca probar que 1) incorporar la expresión de la variabilidad con funciones de distribución para algunas variables de exposición en el modelo, reduce la incertidumbre en la estimación de riesgo y 2) el comportamiento de algunas de las características de la población mexicana (variables en el modelo) pueden representarse como funciones de distribución empíricas

En el capítulo 2 se incorpora el marco teórico que sustenta a esta investigación. El procedimiento seguido en el desarrollo de este trabajo se describe en el capítulo 3; el modelo de exposición a concentraciones de benceno en suelo se define en el capítulo 4. En el capítulo 5 se presenta la estimación de variables para México con base en un estudio epidemiológico. El análisis de variabilidad y de las incertidumbres se presenta en el capítulo 6. El capítulo 7 contiene los resultados del análisis de sensibilidad del modelo de exposición y, las conclusiones y recomendaciones integran el capítulo 8. El documento concluye con la bibliografía consultada.

2. MARCO TEORICO

Los fundamentos teóricos que contribuyen a estructurar el método de trabajo para esta investigación son los desarrollados para la evaluación de riesgo a la salud y corresponden a contenidos de las disciplinas de: toxicología, epidemiología, estadística e ingeniería.

A partir de la integración de estas áreas del conocimiento se propuso, a principios de la década de los sesenta, un procedimiento para evaluar el riesgo a la exposición a compuestos tóxicos. A partir de entonces, la evaluación de riesgo ha evolucionado con la incorporación de técnicas, métodos y enfoques para obtener resultados más precisos y confiables ya que son la base para tomar decisiones de saneamiento. Es decir, la evaluación de riesgo es un área de conocimiento muy dinámica hasta nuestros días, en constante revisión crítica y enriquecimiento con las experiencias concretas que provienen de los países desarrollados.

Será a partir de 1976, con la publicación de los primeros lineamientos para evaluar el riesgo por la exposición a sustancias tóxicas, que se lleva a la práctica en EUA, la aplicación de teorías, modelos y métodos para establecer hasta que nivel realizar obras de restauración en sitios contaminados; los procedimientos entonces propuestos se aplicaron a casos específicos. Y será hasta finales de la década de los ochenta que toma vigor el interés, en EUA, como en Canadá y en los países europeos, por contar con niveles de limpieza genéricos que apoyen las decisiones de sanear o no un sitio, que reduzcan los tiempos de toma de decisiones y de esfuerzos y recursos en la investigación del estado de cada sitio en particular y que, primordialmente, den certidumbre sobre el principio que está detrás de un nivel de limpieza, la protección a la salud y al ambiente en el presente y en escenarios a futuro.

2.1 Metodología de evaluación de riesgo a la Salud

En términos generales, la evaluación de riesgo a la salud está integrada por 4 etapas (EPA, 1989 y NAS-NRC, 1983):

1. Evaluación de la información del sitio e identificación del peligro:
 - análisis de la información relevante del sitio e
 - identificación de los contaminantes potencialmente peligrosos

2. Evaluación de la exposición:
 - Caracterizar los escenarios de exposición:
 - características físicas del ambiente: clima, meteorología, geología, tipo de suelos, hidrología del agua subterránea y agua superficial, vegetación
 - identificación de los receptores potenciales a la contaminación;
 - identificación de receptores y usos del suelo a futuro

- Identificación de las rutas de exposición potenciales a los receptores:
 - análisis de las formas de emisión del contaminante hacia el ambiente; identifica las rutas de exposición con base en el medio contaminado, persistencia, coeficientes de partición, transporte y transferencia de los contaminantes entre medios, y localización y actividades de los receptores potenciales
 - identificación de los puntos de contacto potencial entre el receptor y el contaminante,
 - identificación de la vía de exposición, es decir como ocurre el contacto, por ingestión, inhalación o por contacto dérmico
- Cuantificación de la exposición:
 - estimación de la concentración de exposición (C_s) para cada ruta para el tiempo de contacto determinado (ED),
 - estimación de las dosis de exposición (TCDE) para cada ruta: medida de la exposición expresada como la masa del contaminante en contacto con la frontera de contacto por cada kilogramo de peso del cuerpo (BW) por unidad de tiempo (AT) (por ejemplo, mg benceno/kg-d); existen ecuaciones para cuantificar la dosis para cada ruta, la expresión genérica es la siguiente:

$$TCDE = \frac{C_s \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad [2.1]$$

donde TCDE = toma diaria de exposición (mg/kg-d)

C_s = concentración de exposición del compuesto en suelo (mg/kg)

IR = tasa de ingestión diaria de suelo (mg/d)

EF = frecuencia de la exposición (d/a)

ED = duración de la exposición (a)

BW = peso del cuerpo (kg)

AT = tiempo en que se promedia la exposición (d)

- Evaluación de las incertidumbres: variabilidad de los datos, de los resultados de la simulación del transporte y destino de los contaminantes, de las hipótesis en los parámetros de las ecuaciones y su efecto en la estimación de la exposición
3. Evaluación de la toxicidad:
- análisis y selección de la información toxicológica, cualitativa y cuantitativa, sobre los contaminantes de interés; incluye la identificación del tipo de efectos adversos probables al hombre: carcinogénicos, no-carcinogénicos, mutagénico, reproductivo, etc.
 - determinación de los valores toxicológicos apropiados para los efectos carcinogénicos y no-carcinogénicos

4. Caracterización del riesgo:

- Revisión de la consistencia y validez de los hipótesis y resultados obtenidos en la evaluación de la exposición y de la toxicidad
- Cuantificación del riesgo individual, número de riesgo (R) o cociente de peligro (CP), para cada compuesto y vía de exposición, así como la obtención del riesgo total para cada vía de exposición
- Evaluación de incertidumbres y
- Resumen de la información de riesgo

2.2 Procedimiento para el desarrollo de niveles de limpieza

Los fundamentos de la evaluación del riesgo, son la base teórica para el desarrollo de niveles de limpieza en suelo. Es un proceso sistemático para describir y cuantificar el riesgo asociado con sustancias peligrosas, que se cuantifica a partir de la identificación de las posibles consecuencias adversas a la salud y al ambiente y por la estimación de su magnitud y probabilidad de ocurrencia.

En el proceso de estimación de niveles de limpieza no se siguen secuencialmente las cuatro etapas antes señaladas; el cálculo de las concentraciones aceptables sigue el proceso inverso de la estimación de los niveles de riesgo. Es decir, el proceso inicia con la caracterización del riesgo que se pretende controlar o reducir. Establecido el intervalo de riesgo tolerable para los compuestos con efectos cancerígenos a la salud, se procede a la identificación de los valores de las variables y parámetros que se indican en la evaluación de la exposición y de la toxicidad (en las etapas 2 y 3), así como las variables que mejor representen genéricamente a los posibles sitios contaminados. El valor que se quiere calcular corresponde a la variable C_s , de la ecuación [2.1], para los escenarios elegidos, la población potencialmente en riesgo a la exposición y para el contaminante de interés.

Para esta investigación son relevantes la evaluación de la exposición y toxicidad, segunda y tercer etapas; dado que la precisión en los enfoques, criterios y métodos que se apliquen, dependerá la confiabilidad, la generalidad y las distintas situaciones para las cuales sean válidos los resultados que se obtengan.

2.3 Principales variables y parámetros

La ecuación [2.1] para cuantificar la dosis de exposición (TCDE) incluye tres categorías de variables que pueden agruparse como se presenta en la siguiente ecuación [2.2]:

$$\text{TCDE} = \frac{(\text{concentración}) \times (\text{tasa de contacto}) \times (\text{frecuencia y duración de la exposición})}{(\text{Peso corporal}) \times (\text{Tiempo promedio sobre el que ocurre la exposición})} \quad [2.2]$$

- i) La concentración de exposición al contaminante; en el proceso de determinación de los niveles de limpieza, esta es la variable que se está buscando para los contaminantes de interés en esta investigación;
- ii) Una segunda categoría corresponde a las variables que describen a la población receptora; dentro de estas variables hay una relevante para los propósitos de esta investigación: la tasa de contacto (IR) que corresponde a la cantidad del medio contaminado con el cual hay exposición directa, por ejemplo suelo, por unidad de tiempo (200 mg de suelo/día); la otra variable es la masa corporal del individuo (BW) que recibe esa cantidad de exposición
- iii) Las otras variables caracterizan durante cuanto tiempo se estima que pueda ocurrir la exposición al contaminante: la frecuencia (EF) y duración (ED) de la exposición y el periodo sobre el cual se promedia la exposición, el cual normalmente toma el valor de la esperanza de vida de la población, que para los países desarrollados se ha asumido en 70 años (EPA, 1997)

Las variables de la segunda y tercera categoría se analizarán en esta investigación, bajo la consideración de si los valores típicos o llamados clásicos, reportados en la literatura, representan adecuadamente a la población mexicana.

Diferentes métodos se recomiendan para calcular el valor que puede tomar la variable C: el promedio de las concentraciones medidas o simuladas en el sitio, o la máxima concentración detectada, o tomar el límite superior con un nivel de confianza del 95% sobre la media aritmética (EPA, 1989). Para las otras variables la EPA recomienda indicadores conservadores estimados estadísticamente sobre la base del límite superior de confianza del 95% sobre la media aritmética de cada parámetro.

En la evaluación de la toxicidad, dos aspectos son centrales:

- i) Primero, la identificación del peligro asociado a los contaminantes de interés que consiste en identificar la incidencia de algún efecto adverso a la salud y si este puede presentarse en el hombre
- ii) El segundo aspecto consiste en la evaluación de la dosis-respuesta, que es el proceso de cuantificar la información toxicológica (RfD, Sf) que caracteriza la relación entre la dosis del contaminante en contacto con el receptor y la incidencia de efectos adversos.

Las fuentes consultadas y recomendadas son estudios epidemiológicos específicos por contaminante, estudios clínicos y estudios experimentales con animales.

Para los efectos no-carcinogénicos se usa el valor toxicológico denominado dosis de referencia, RfD, definido como una estimación del nivel de exposición diaria para la población receptora para la cual no se aprecia algún efecto de deterioro en la salud a lo largo de su vida; este valor toxicológico corresponde a la dosis administrada y no a la dosis

absorbida por el organismo. En la literatura (IRIS) se encuentran valores para RfD dependiendo de la vía de exposición (oral o inhalación), de los efectos críticos y del tiempo que dure la exposición (crónica para exposiciones mayores a 7 años, subcrónica para 2 semanas y hasta 7 años de exposición o por un evento único).

Los valores reportados para RfD, basados en los datos de NOAEL o LOAEL, incorporan factores de incertidumbre (UFs, que comprenden la variación del tipo de población receptora, la extrapolación de los resultados de los experimentos con animales, el uso de datos subcrónicos en lugar de los crónicos, la relación dosis y efecto no observable y MF para incertidumbres adicionales), que indican el grado o extrapolación usada para derivar el valor estimado.

$$\text{RfD} = \frac{\text{NOAEL o LOAEL}}{\text{FI} \times \text{FM}} \quad [2.3]$$

donde RfD = Dosis de referencia = Dosis a la que puede exponerse un ser humano sin presentar efectos adversos en la salud

NOAEL = Nivel para el cual no se observan efectos adversos

LOAEL = Menor dosis a la que aún se observan efectos adversos

FI = Factor de incertidumbre:

10 por extrapolación de animales a humanos

10 por variación en sensibilidad (niños, ancianos)

10 si el valor de NOAEL se deriva de estudios subcrónicos y se desea el valor de RfD crónica

10 si se utiliza el valor de LOAEL en lugar de NOAEL

1 – 10 cuando los estudios en animales están incompletos

FM = Factor de modificación

0.1 – 10 dependiendo de lo completo de los estudios

toxicológicos (número de especies, número de animales, similitud metabólica, rigurosidad científica)

Para los efectos cancerígenos, cada contaminante se clasifica de acuerdo a la existencia de evidencias de que puede ocasionar el desarrollo de cáncer en el hombre. El valor que define cuantitativamente la relación dosis – respuesta es el factor de potencia cancerígeno Sf (*slope factor*). Este factor se reporta para las clasificaciones de los compuestos tipo A (cancerígeno para el hombre), B1 (probablemente cancerígeno para el hombre) y B2 (evidencias de cancerígeno para animales pero insuficientes o inadecuadas para el hombre). Para las clasificaciones C, D y E se trata caso por caso (EPA, 1989).

El factor de potencia, Sf, es la estimación de la cota superior de la probabilidad de una respuesta por unidad de dosis del contaminante a lo largo de la vida; es decir, corresponde al incremento que existe en el riesgo de desarrollo cáncer por cada incremento unitario en la dosis de exposición. Es una estimación de la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer como resultado de la exposición a un nivel particular de un contaminante potencialmente cancerígeno.

Debido a la dificultad de medir los riesgos para niveles de exposición muy bajos, tanto en estudios con animales como en los estudios epidemiológicos, se hace uso de modelos para extrapolar de las dosis relativamente altas, con las cuales se experimenta con animales, a la respuesta que se esperaría en el hombre para niveles bajos de exposición. La EPA y OSTP (1985) proponen que cuando no hay datos suficientes sobre las evidencias y cuando existen incertidumbres sobre el mecanismo de acción del carcinógeno, entonces se aplique el modelo de extrapolación lineal. Otros modelos de extrapolación (Weibull, probit, logit, one-hit, gamma multihit model) resultan en valores menos conservadores que el modelo lineal.

Posteriormente a la extrapolación de los datos, se obtiene el límite superior de confianza del 95% de la pendiente de la curva dosis-respuesta. Este valor es el S_f , es decir representa el 95% de confianza de la probabilidad de una respuesta por unidad de contacto con el contaminante durante el periodo de vida del individuo (i.e. existe un 5 % de probabilidades de que la respuesta pudiera ser mayor al valor estimado). EPA recomienda el uso de los valores toxicológicos S_f de la base de datos de IRIS, si no hay para algún compuesto entonces consultar HEAST y también ATSDR.

Para la cuantificación del riesgo se cuenta con las siguientes ecuaciones:

$$R = TCDE \times S_f \quad [2.4]$$

$$CP = \frac{TCDE}{RfD} \quad [2.5]$$

donde R = probabilidad de riesgo de cáncer (adimensional)
 CP = cociente de peligro (adimensional)
 S_f = factor de potencia específico del compuesto (mg/kg-d)⁻¹
 RfD = dosis de referencia específica del compuesto (mg/kg-d)
 TCDE = toma diaria de exposición (mg/kg-d)

Para el riesgo cancerígeno la ecuación [2.4] es válida cuando el valor de toxicidad aplicado para niveles bajos de exposición corresponde al modelo lineal de extrapolación y si el valor del riesgo estimado es menor a 0.01; de no ser así, se usa la ecuación one-hit (EPA, 1989).

Para el riesgo no cancerígeno, se obtiene el cociente de peligro [2.5] que indica si la exposición excede o no el nivel de referencia (RfD), abajo del cual no se presentarán efectos adversos a la salud en la población más sensible o vulnerable.

Para cuantificar el riesgo asociado a diferentes compuestos, con diversos efectos a la salud, EPA (1986b) ha desarrollado criterios para calcular, el riesgo total a partir de la suma de los riesgos cancerígenos individuales o por la suma de los cocientes de peligro, para los efectos no cancerígenos, siempre y cuando no existan interacciones por sinergismo o antagonismo.

Este procedimiento aditivo del riesgo resulta más conservador que los valores individuales ya que, en el caso cancerígeno, la adición asigna el mismo peso a cada riesgo individual y no refleja los siguientes aspectos: que la probabilidad no es aditiva, que hay diferente peso en las evidencias de cáncer para diferentes compuestos (clases A, B o C) y que algunos factores de potencia cancerígeno se derivan de datos en animales y otros de humanos.

En la adición de los no cancerígenos, se omite que el nivel de peligro no se incrementa linealmente conforme se exceda el valor de RfD, ya que este valor toxicológico no tiene la misma precisión ni la misma severidad en los efectos a la salud y pueden derivarse con diferente grado de incertidumbre para los diferentes contaminantes. La aditividad, en sentido estricto, aplica para compuestos con efectos no cancerígenos que inducen el mismo efecto a través del mismo mecanismo de acción; por lo tanto, la adición (índice de peligro) resulta en la sobrestimación de los efectos potenciales. Cuando el índice de peligro sea mayor a la unidad y se sumaron cocientes de peligro con valores similares, es recomendable segregar los compuestos por efectos y por mecanismos de acción para derivar valores aditivos para cada grupo.

Para estimar la exposición total en situaciones donde un individuo está expuesto a diferentes contaminantes con efectos diversos y a través de rutas simultáneas de exposición, se identifican las rutas de exposición que ocurran espacial y temporalmente para el mismo receptor potencial y se examina la validez de suponer que la población receptora potencial estará expuesta a la máxima dosis a través de las diferentes rutas. Si para ambos casos se tienen claras las certidumbres e incertidumbres, entonces se suman los números de riesgo o los cocientes de peligro de todas las rutas de exposición consideradas.

2.4 Evaluación de las incertidumbres

La evaluación de las incertidumbres comprende la presentación del nivel de confianza en los valores de riesgo estimados. El análisis de las suposiciones y de las incertidumbres inherentes a todo el proceso de evaluación de riesgo conduce a colocar en una correcta perspectiva los valores encontrados. Es relevante identificar las variables y suposiciones que más contribuyen a la incertidumbre, más que cuantificar el grado de incertidumbre en la evaluación de riesgo. Por ello se justifica centrarse en métodos de tipo cualitativo/semicuantitativo.

Hay varias categorías de incertidumbres: la selección inicial de las sustancias o contaminantes que caracterizan el riesgo; las inherentes a los valores toxicológicos; las inherentes a los factores usados en la evaluación de la exposición; estas últimas incertidumbres pueden estar determinadas en buena medida por los modelos usados para esas estimaciones; finalmente están las incertidumbres cuando se presenta la exposición a varios contaminantes a través de diferentes rutas simultáneas de exposición.

Por lo tanto, es necesario documentar varias fuentes de incertidumbre:

- 1) La definición de las condiciones físicas del sitio (como los usos del suelo, las rutas y los contaminantes no incluidos y discutir las consecuencias posibles de su exclusión en la evaluación del riesgo)
- 2) La aplicabilidad del modelo y las suposiciones. Siempre existen dudas sobre que tan bien se aproxima un modelo a las condiciones ambientales que se quiere simular; por ello deben identificarse las suposiciones claves del modelo como linealidad, homogeneidad, condiciones en estado permanente, equilibrio y el efecto potencial en la estimación de riesgo; también es posible realizar un análisis de sensibilidad, es decir analizar la variación en las hipótesis sobre relaciones funcionales, para indicar la magnitud de la incertidumbre que podría estar asociada con la forma del modelo
- 3) Los valores de los parámetros usados para el transporte, destino y exposición (identificar los parámetros clave que influyen en el riesgo), y
- 4) Cómo las incertidumbres se magnifican a través de los diferentes etapas de la evaluación; en este caso, los métodos cuantitativos incluyen modelos analíticos o métodos numéricos como Monte Carlo; los semicuantitativos se aplican cuando no hay suficientes datos para describir la distribución de los parámetros, pero son suficientes para describir el intervalo de variación potencial de los valores que toman los parámetros; el análisis de sensibilidad proporciona ese intervalo y describe las limitaciones de los datos usados para estimar intervalos plausibles. Algunas de estas incertidumbres pueden cuantificarse y otras documentarse cualitativamente

2.5 Criterios en experiencias recientes

Con el fin de incorporar las tendencias, enfoques, modelos y teorías recientes que se han aplicado o considerado en el desarrollo de niveles de limpieza, a continuación se presentan brevemente las aportaciones identificadas en la literatura sobre los aspectos de: nivel de riesgo aceptable, niveles de limpieza y uso del suelo, selección de factores de toxicidad y el caso particular de niveles de limpieza para agua subterránea.

Respecto al nivel de riesgo aceptable para el desarrollo de niveles de limpieza:

- Pocos estados de EUA han adoptado el criterio de riesgo de uno en un millón (1×10^{-6}). Varios estados, como Massachussets y California, usan el criterio de 1 en 100,000 (1×10^{-5}) como el límite de riesgo cancerígeno para la exposición a sustancias en más de un medio. Este límite representa el riesgo total cancerígeno en el sitio, asociado con la exposición a múltiples contaminantes en todos los medios contaminados. Los estándares para ambientes laborales reflejan, de acuerdo a OSHA, un riesgo cancerígeno teórico de alrededor de 1 en 1,000 (1×10^{-3}) o mayor. EPA establece a partir de 1990 que el nivel de riesgo para los sitios de Superfund sea considerado entre 10^{-4} a 10^{-6} (Mahoney, 1993), y considera como adecuado el uso de 10^{-5} para los grupos de contaminantes agrupados en la clasificación cancerígena de los grupos A, B y C,

para delinear bajo las características de toxicidad, la contaminación que claramente posee un peligro (Paustenbach *et al.*, 1993).

- En la revisión de los criterios del nivel de riesgo aceptable en las normatividades estatales en EUA, se concluye que el nivel de riesgo individual aceptable es normalmente determinado por el tamaño de la población expuesta y se toman acciones alrededor de niveles de riesgo del orden de 10^{-3} y 10^{-4} (Paustenbach *et al.*, 1993).

La normatividad de New Jersey considera dos tipos de niveles de limpieza en función del uso del suelo: industrial y no-industrial, sobre la base de que: primero, el uso a futuro del suelo no admita ninguna restricción y, segundo, limitar el uso futuro a actividades no-residenciales. No es deseable que sitios muy contaminados que tienen legalmente asignado uso del suelo industrial deban de ser completamente saneados hasta el punto de que pueda darse un uso residencial (Scott, 1993).

Hay diferentes procedimientos que en la práctica se han seguido para seleccionar los valores para los factores de toxicidad y aplicado en el desarrollo de niveles de limpieza:

- Para los contaminantes no cancerígenos, la EPA y otros, han usado normalmente la dosis de referencia RfD (EPA, 1989 y 1991) de cada compuesto como la base para establecer niveles de limpieza en suelo; Paustenbach *et al.* (1993) proponen que un valor adecuado es considerar una décima parte de RfD como la máxima dosis permitida, dado el nivel de conservadurismo de varios de los factores de incertidumbre usados para el establecimiento de los RfDs.
- Pero hay otras opciones, por ejemplo en la metodología de riesgo propuesta para América Latina (Díaz Barriga, 1999), parten de los valores de referencia MRLs (Minimal Risk Levels) elaborados por la ATSDR, en lugar de los de referencia RfD de la EPA. Para la exposición a cancerígenos usan los valores del factor de potencia, Sf, de EPA (Susten *et al.*, 1993).
- En el desarrollo de los niveles de limpieza para suelo en Holanda (Swartjes, 1999), consideran los valores TDI (Tolerable Daily Intake) derivados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y los consideran como el riesgo máximo permisible (MPR_{human}).
- Una alternativa razonable, propone Paustenbach *et al.* (1993), es el uso del valor *mejor estimado* y considerar el intervalo de los valores plausibles usando la metodología de Monte Carlo. Con este procedimiento, afirma, se predice con precisión el intervalo de valores para el contacto humano con los contaminantes, con mayor confianza que el procedimiento clásico de EPA.

Respecto a cómo abordar la definición de niveles de limpieza para agua subterránea, se identificaron los siguientes criterios que aportan diferentes enfoques al tema:

- La contaminación del suelo puede afectar la calidad del agua subterránea; este ha sido un tema ambiental muy importante en las décadas de los años setenta y ochenta, y es muy dependiente de las consideraciones específicas de cada sitio, tales como la geología y la profundidad del agua subterránea, más que de las vías o trayectorias de exposición clásicas (Paustenbach *et al.*, 1993).
- Para obtener los niveles de limpieza o de intervención en la normatividad más reciente en Holanda (1999), adaptaron un procedimiento simple para estandarizar la evaluación de riesgo por migración de la contaminación, basado en la ecuación de migración (velocidad de Darcy) que se multiplica por el área de la mayor sección transversal que represente a la pluma de contaminación en la zona saturada (Swartjes, 1999).
- Para contrarrestar la situación de remediar todos los acuíferos para ser utilizados con propósitos de abastecimiento y ante el hecho de que el costo podría ser prohibitivo, en New Jersey decidieron desarrollar estándares de niveles de limpieza que permitieran la atenuación natural de la contaminación en ciertas situaciones (Scott, 1993).
- El desarrollo de las concentraciones aceptables en suelo para BTX para la protección del agua subterránea debe hacerse, sugiere Paustenbach *et al.* (1993), sobre la base del análisis de sitios específicos; dependiendo de la profundidad del acuífero y el uso potencial de éste, la protección del acuífero puede ser el hilo conductor para establecer niveles de limpieza en el suelo; esto es especialmente cierto para el benceno. Y afirma que para el caso de compuestos que sean esencialmente inmóviles en suelo y virtualmente no solubles en agua, es innecesario establecer lineamientos en suelo para proteger el agua subterránea.

3. MÉTODO DE INVESTIGACIÓN

El objetivo de este trabajo es establecer criterios para resolver el término de la concentración para hidrocarburos en suelo en la ecuación [3.1] y [3.2] (EPA, 1989), bajo la consideración de que los niveles de limpieza o de restauración que de ellos puedan derivarse den protección a la salud de la población mexicana.

$$R = C_s \times VE \times S_f \quad [3.1]$$

$$CP = \frac{C_s \times VE}{RfD} \quad [3.2]$$

$$TCDE = \frac{C_s \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} = C_s \times VE \quad [3.3]$$

donde R = probabilidad de riesgo de cáncer (adimensional)

CP = cociente de peligro (adimensional)

S_f = factor de potencia específico del compuesto (mg/kg-d)⁻¹

RfD = dosis de referencia específica del compuesto (mg/kg-d)

C_s = concentración de exposición promedio del compuesto en suelo (mg/kg)

TCDE = toma diaria de exposición (mg/kg-d)

IR = tasa de ingestión diaria de suelo (mg/d)

EF = frecuencia de la exposición (d/a)

ED = duración de la exposición (a)

BW = peso del cuerpo (kg)

AT = tiempo en que se promedia la exposición (d)

El alcance de esta investigación es poder estimar el riesgo de exposición a compuestos tóxicos y por tanto, también, estimar niveles de restauración para suelos, con valores para las variables con mayor peso en la estimación de la exposición, a partir de criterios validados y confiables que reflejen las particularidades del escenario mexicano. Contar con estos criterios permitirá evitar en el futuro el uso de valores típicos que describen los escenarios de otros países.

3.1 Universo de análisis

Para enfocar el estudio a situaciones y características del entorno mexicano, esta investigación se ha integrado con datos medidos en campo de la contaminación por derrames accidentales de gasolina y diesel ocurridos en suelo de diferentes partes del país. Estas mediciones fueron realizadas dentro de las actividades que la sustentante realizó en proyectos del Instituto de Ingeniería, UNAM, para PEMEX-Refinación. Esta subsidiaria de

PEMEX otorgó su autorización para el uso estrictamente académico de esta información, la cual se ha compilado en una base de datos para su análisis.

Para integrar características de la población mexicana al modelo de exposición a hidrocarburos, se contó con la información de una encuesta de carácter epidemiológico. Esta se aplicó a 350 personas que viven en comunidades semiurbanas, en el entorno del municipio de San Martín Texmelucan, Pue., donde se encuentran localizados 3 parques industriales y amplias extensiones agrícolas de riego. Esta encuesta y sus resultados forman parte de un proyecto (Navarro *et al.*, 2004) que la sustentante realizó en el Instituto de Ingeniería, UNAM, para el organismo no-gubernamental Centro de Derechos Humanos Fray Julián Garces, con financiamiento del Fondo para la Cooperación Ambiental (FANCA). Los resultados que se toman de esa encuesta para el análisis en esta investigación son: sexo, edad, estatura, peso y tiempo de residencia en el sitio. Se obtuvieron, además, datos de la esperanza de vida estimada para la población mexicana, elaboradas por INEGI, desde el año 1950 hasta el 2000.

3.2 Enfoque metodológico

El procedimiento que se aplicó en esta investigación (Fig. 3.1) para resolver el término de la concentración (Cs) en la ecuación [3.1] y [3.2] consistió en:

- 1) Definición del modelo de exposición con dos escenarios posibles, cuando se ha contaminado el suelo con combustibles: industrial y residencial
- 2) Análisis de la variabilidad e incertidumbres en el valor de las variables que intervienen en el modelo de exposición
- 3) Estimación de cuatro variables para la población mexicana: peso del cuerpo (BW), área de la superficie de piel expuesta (SA), duración de la exposición (ED) y esperanza de vida (E_{vida}) para promediar la exposición a compuestos cancerígenos
- 4) Selección de seis situaciones de exposición, con base en el análisis de las variables del modelo, para asignar valores que representan condiciones diferentes que se evaluaron en el análisis de sensibilidad
- 5) Análisis de sensibilidad para cada una de las situaciones de exposición seleccionadas: se evaluó la contribución que cada vía de exposición tiene en la estimación de la exposición
- 6) Análisis del radio de sensibilidad: se evaluó la sensibilidad del modelo de exposición a variaciones en el valor de las variables para cada uno de las seis situaciones definidas,
- 7) Análisis del radio de sensibilidad normalizado: se analizó la relevancia y jerarquía de las variables de exposición con base en la influencia de la variabilidad en la estimación de riesgo y del cociente de peligro
- 8) Propuesta de lineamientos para reducir las incertidumbres y acotar la variabilidad para el caso mexicano

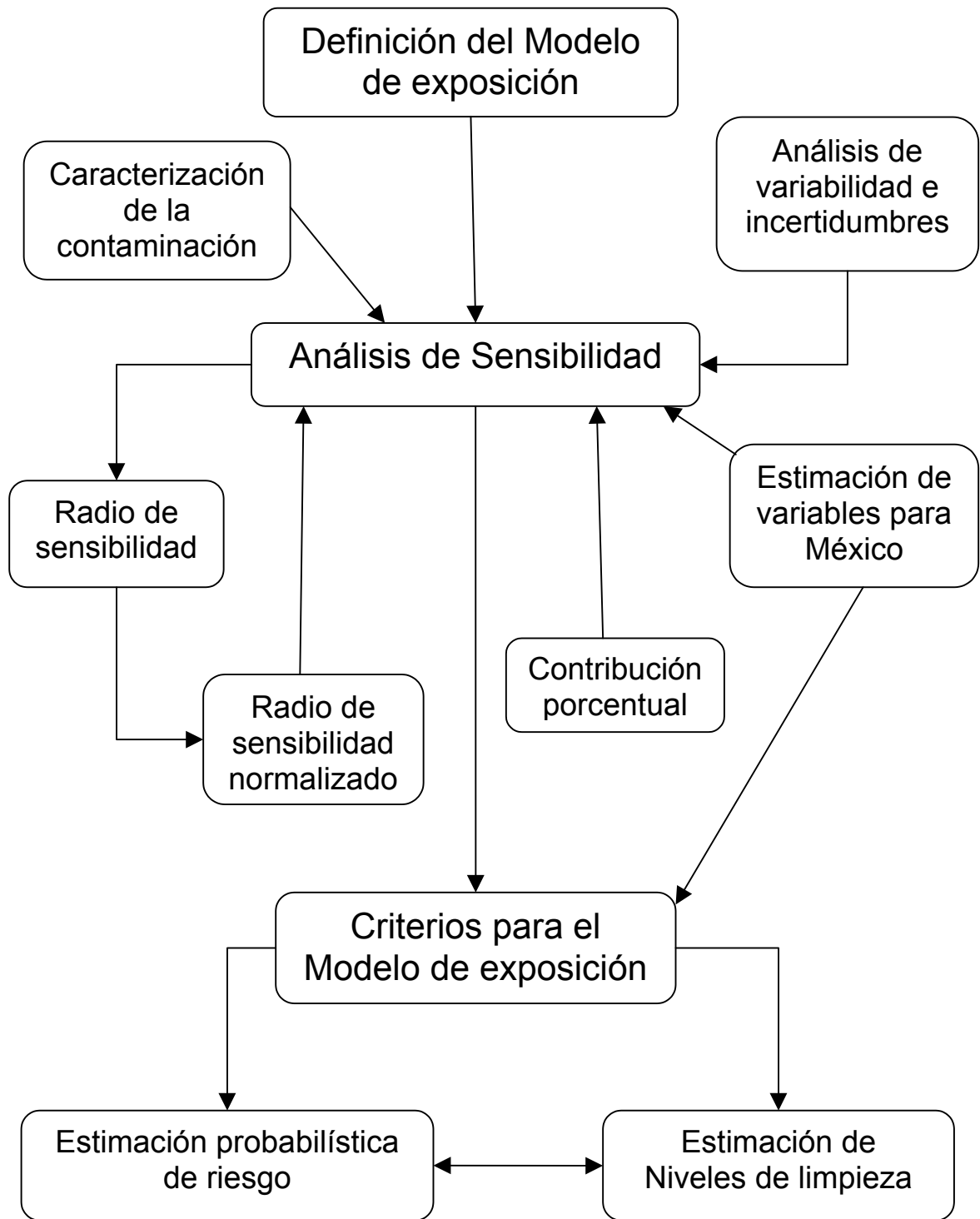


Fig. 3.1 Procedimiento de investigación

La parte medular de esta investigación fue el desarrollo de un procedimiento para determinar que variables, en el modelo de exposición, contribuyen más a la variación en las estimaciones de riesgo. Así como a identificar importantes fuentes de incertidumbre para determinar hacia donde dirigir estudios e investigaciones que permitan obtener referentes para el caso mexicano.

Los términos incertidumbre y variabilidad tienen un significado específico en el campo de la evaluación de riesgo que no necesariamente coinciden con los usados en el área de la estadística o con en el lenguaje común. El término variabilidad se refiere a la heterogeneidad inherente a una variable en particular. Por ejemplo, hay una variación natural en el peso del cuerpo y en la estatura entre individuos en una población.

El término incertidumbre se refiere a la falta, ausencia o insuficiente conocimiento acerca de parámetros, modelos o factores (Morgan & Henrion, 1990). Por ejemplo, se puede tener incertidumbre acerca de la distribución real de la exposición a un compuesto tóxico en una población, porque faltan datos o hay errores de medición y de muestreo; en este caso se trata de una incertidumbre en el parámetro. O se puede tener incertidumbre acerca de que tan bien el modelo de riesgo de probabilidad de desarrollo de cáncer a lo largo de la vida refleja la realidad, esta es una incertidumbre en el modelo, por simplificaciones de los procesos o pocas especificaciones acerca de la estructura del modelo. O se tiene la incertidumbre acerca de si un compuesto está aún presente en el sitio de interés, esta es una incertidumbre en el escenario, debido a errores descriptivos o a un análisis incompleto.

Con frecuencia la incertidumbre puede reducirse a través de más mediciones o estudios. Lo que no puede reducirse es la variabilidad ya que esta es inherente a la variable.

Modelo de exposición

El modelo de exposición se definió a partir del análisis de las causas que ocasiona la contaminación de suelo por combustibles. A partir del análisis de las características físico-químicas de los 20 compuestos que caracterizan a este tipo de contaminación, se acotó el modelo a la exposición a benceno; el compuesto más estudiado en términos de sus efectos a la salud. Esto permitió integrar al modelo el análisis del comportamiento de las variables para la exposición con efectos cancerígenos y la que ocasiona efectos sistémicos.

El análisis del comportamiento del benceno a través del suelo y subsuelo y el transporte hacia otros medios, indicó cuales son las vías de exposición importantes a considerar en el modelo. Se consideró, además, el criterio de exposición directa a la contaminación en forma crónica; es decir, las formas de contacto directo con exposición frecuente, por largos periodos. De esta manera se definieron las vías de exposición, siguientes: ingestión de suelo, inhalación de vapores de benceno que emanen del suelo y polvos furtivos con suelo contaminado, así como contacto con la piel; para los escenarios industrial y residencial.

Para la selección de la población potencialmente expuesta que se evaluó, se acotó el modelo con los siguientes criterios: considerar a individuos adultos (personas mayores de 18 años) y no hacer distinción de sexo.

Los dos escenarios que se evaluaron en el modelo de exposición a benceno, industrial y residencial, están expresados en ecuaciones específicas de las ecuaciones [3.1] y [3.2]. El modelo evalúa la adición de la exposición a las tres vías seleccionadas. Cada escenario cuenta con dos ecuaciones; en una se evalúa (aditivamente) la exposición de cada forma de contacto cuando el efecto o daño a la población sea el desarrollo potencial de cáncer, ecuación [3.4] y en la segunda, se agrupan los efectos a la salud de tipo sistémico, ecuación [3.5]; es decir, con la primera se estimó el riesgo potencial de cáncer (R) y con la segunda el cociente de peligro (CP).

$$R_{ik} = \sum_{j=1}^3 [C_{s_k} \times VE_{ij} \times S_{f_{jk}}] \quad [3.4]$$

$$CP_{ik} = \sum_{j=1}^3 \left[\frac{C_{s_k} \times VE_{ij}}{RfD_{jk}} \right] \quad [3.5]$$

Variables para estimar la exposición a benceno

Tipo de variables

Las variables del modelo de exposición que se evaluó, se agrupan en cinco tipos:

- 1) variables de término de la concentración del contaminante (C_{suelo} , C_{agua});
- 2) variables temporales (ET_o , ED , EF , E_{vida});
- 3) variables de la población (BW y SA) que describen algunas de las características de la población potencialmente expuesta;
- 4) variables específicas a la vía de contacto que indican la cantidad de contaminante con la cual se tiene contacto e ingresa al organismo humano para cada vía de exposición (IR_{suelo} , IR_{aire} , IR_{agua} , FI , GI , VF , PEF , AF , ABS , AF_a) y,
- 5) variables que indican la toxicidad de un contaminante y que tipifican los daños que ocasiona a la salud humana, denominados factores toxicológicos (S_f , factor de potencia, para efectos cancerígenos y RfD , dosis de referencia, para los efectos sistémicos).

La investigación se enfocó al análisis de la variabilidad y a la sensibilidad del modelo de exposición, para las siguientes variables: temporales, de la población y a las específicas a la vía de contacto. La variable de la concentración se evaluó en términos de sus incertidumbres, y se documentan las incertidumbres intrínsecas a los factores toxicológicos.

Término de la concentración

La variable de la concentración (C_s) en las ecuaciones [3.1] y [3.2] correspondió a la concentración de benceno. El valor de esta variable, en la metodología de evaluación de riesgo, corresponde a la concentración promedio de exposición durante el período que dure en el área donde el receptor potencial tiene contacto con el contaminante. Estimar este valor fue una de las principales incertidumbres que se analizó para el modelo de exposición.

Se analizaron las fuentes de incertidumbre en el término de la concentración (C_s) en las ecuaciones de exposición y se integraron al análisis dos criterios, recomendados en la literatura, para expresar cuantitativamente esa incertidumbre.

Para el análisis de sensibilidad se adoptó uno de esos criterios: C_s tomó el valor del límite superior del intervalo de 95% de confianza para la media. Para ello, se estimó este parámetro estadístico de la muestra de datos de concentraciones de benceno, medidos en muestras de suelo de cuatro sitios.

Variables temporales

En el modelo de exposición, las variables temporales describen la frecuencia, duración y el tiempo en el que se promedia la estimación de riesgo; ninguna de estas variables puede tomar el valor cero. El modelo de exposición analizado consta de cuatro variables temporales: E_{To} , ED , EF y E_{vida} .

La primera variable corresponde al tiempo promedio que diariamente un receptor potencial dedica a alguna actividad en el área contaminada (E_{To}). En función de la actividad es posible que un individuo permanezca en el exterior una jornada de trabajo o sea sólo un par de horas diariamente o sea una par de horas semanales.

La frecuencia con la que el receptor está en contacto con el área contaminada se indicó a través de la variable EF . Con esta variable se expresó cuántos días al año realiza la actividad que lo pone en riesgo de exposición.

La variable ED expresó la duración de la exposición con el área contaminada. Esta variable está vinculada directamente a la movilidad de la población. Para representar el comportamiento de esta variabilidad, para un núcleo de población mexicana, se tomaron los datos de la encuesta epidemiológica señalada en el apartado del universo de estudio.

La última variable temporal, E_{vida} , corresponde a la esperanza de vida estimada para la población. Esta variable es importante sólo para la estimación de la exposición a tóxicos con efectos carcinogénicos, porque el riesgo se promedia a lo largo del tiempo de vida promedio de un individuo. Para esta variable se analizaron los datos mexicanos de los 32 estados del país, correspondientes al año 2000. Para conocer la evolución de este indicador de la población, se analizaron también los datos de esperanza de vida existentes de 1950 a 2001.

Estimación de variables para la población mexicana

Las variables que describen algunas de las características físicas de la población potencialmente expuesta a contaminantes en el modelo de evaluación de riesgo, son: la masa corporal de los individuos (peso del cuerpo, BW en la ecuación) y el área de la superficie de la piel que tiene contacto con el contaminante (SA).

Al análisis de sensibilidad se incorporaron los indicadores estadísticos que se obtuvieron de la muestra de la encuesta epidemiológica del peso del cuerpo (BW). Como también se tuvo disponible la información de la estatura (H) de la población encuestada, fue posible estimar el área expuesta (SA) en función de la altura y peso.

VARIABLES ESPECÍFICAS A LA VÍA DE CONTACTO

Estas variables indican la cantidad de contaminante que ingresa al organismo humano por la ingestión de suelo (IR_{suelo} , FI, GI) o por la ingestión de agua contaminada (IR_{agua} , AF_a) o que entra al sistema respiratorio por la inhalación de vapores o polvos que emite el suelo contaminado (IR_{aire} , VF, PEF) o la cantidad de suelo contaminado que tiene contacto con la piel (SA, AF, ABS).

El valor para cada una de estas variables está en función de múltiples factores. No hay un valor para cada una de ellas que caracterice a un núcleo de población expuesta sin dejar la incertidumbre de que tan bien queda representada la diversidad inherente a cualquier grupo de individuos.

Se analizaron los factores que influyen en la variabilidad de estas variables, como son: la diversidad de actividades que puede realizar el individuo expuesto; el tipo de contaminante en el suelo, la diversidad en el tipo de suelos que sean contaminados; la diversidad de condiciones climáticas que se pueden encontrar en los sitios contaminados.

Por ejemplo, la cantidad estimada de ingestión de suelo no es la misma para un trabajador del campo que para un jardinero semanal (IR_{suelo}); el trabajo pesado en la jornada de trabajo induce un volumen de inhalación de aire diferente a otra actividad en exteriores que no implique esfuerzo físico (IR_{aire}). La cantidad de suelo con la que se puede tener contacto difiere entre un suelo arcilloso o arenoso (FI); la adherencia a la piel es mayor para suelos finos (AF). La volatilidad de un contaminante depende de sus características físico-químicas (VF). La posibilidad de inhalar polvos contaminados (PEF) es mayor en zonas afectadas donde prevalezcan condiciones de escasa vegetación e intensidad de los vientos, que en zonas húmedas con alta densidad de vegetación.

Estos factores que influyen en el valor de estas variables introducen incertidumbre en la estimación de riesgo y también variabilidad.

La variabilidad se analizó en el análisis de sensibilidad a partir de la evaluación de su efecto en la estimación del riesgo con valores numéricos reportados en la literatura;

posteriormente se normalizó la variación con funciones de distribución que representan la variabilidad para las variables relevantes.

Factores de toxicidad y efectos a la salud

Para muchos compuestos se ha investigado su toxicidad a partir de experimentos con animales; sólo para unos cuantos compuestos hay estudios en humanos, de carácter epidemiológico, realizados con datos de exposición laboral. Un ejemplo de este último es el caso del benceno, compuesto de interés en esta investigación.

Para esta investigación se usaron los factores de toxicidad consultados en las fuentes de información reconocidas. Los factores indican una dosis, un efecto y una forma o vía de exposición para la cual aplican, por ello en la literatura especializada se encuentra lo que se denomina factores de potencia (S_f) y dosis de referencia (RfD) para diferentes vías de exposición. Los primeros son factores de toxicidad para los compuestos con efectos cancerígenos y los segundos para los efectos sistémicos.

Para benceno se han derivado ambos factores; para este caso las evidencias son suficientes para estimar la toxicidad por el posible desarrollo de cáncer (leucemia) y para estimar una dosis a partir de la cual es probable observar efectos de hematotoxicidad. La vía de exposición investigada ampliamente para el Benceno es la inhalación y para ella aplican esos factores y esos efectos en la salud humana. La extrapolación a otras vías ha sido posible a partir de metodologías que con ese fin se han desarrollado; en estos casos se integró el procedimiento de extrapolación y la incertidumbre que introducen al modelo de exposición.

3.3 Análisis de sensibilidad del modelo

El análisis de sensibilidad, aplicado a la evaluación de riesgo, es una técnica que se usó para entender como el riesgo estimado con el modelo de exposición depende de la variabilidad e incertidumbre en los factores que contribuyen a él. Con el análisis de sensibilidad se identificaron y jerarquizaron las fuentes de variabilidad en la estimación de riesgo, así como las variables que representan fuentes importantes de incertidumbre.

El análisis de sensibilidad consistió en el análisis de la variación en el riesgo (R) y del cociente de peligro (CP), que son los resultados del modelo de exposición, con respecto a cambios en los valores de las variables de exposición, respectivamente.

Dado que el análisis de sensibilidad involucra cambios en una o más de las variables del modelo o cambios en las suposiciones sobre ellas, se seleccionaron seis situaciones de exposición diferentes para el análisis. Cada una presenta situaciones hipotéticas que pueden presentarse en un escenario industrial de exposición a benceno.

Para la primera situación se seleccionaron los llamados valores típicos que recomienda la agencia ambiental estadounidense (EPA) y que se aplican en la Región 9 de California para estimar metas preliminares de restauración para suelo (PRGs) (EPA Region 9, 2002); esos valores están considerados como los que proporcionan mayor protección al receptor potencial. Sin embargo, también son considerados como valores que generan una sobreestimación del riesgo y del cociente de peligro, que distan de representar situaciones de riesgo real.

La segunda situación de exposición correspondió a los valores típicos que se han aplicado para la evaluación de sitios en la lista Superfund en EUA (RAIS, 2004a). Estos valores se seleccionaron porque presentan diferencias para algunas variables con respecto a los de la Región 9.

Para representar situaciones de exposición promedio se seleccionaron valores para las variables a partir del indicador estadístico de la tendencia central (CTE); que corresponde a asignar a las variables los parámetros estadísticos de la media, mediana o moda.

El cuarto caso representó las condiciones de mayor exposición que sea razonable esperar que ocurra en un sitio (RME), que corresponde a un caso de exposición conservadora, mayor al caso promedio, pero que aún se encuentra dentro del rango de exposiciones factibles de presentarse.

Las dos últimas situaciones se definieron con base en los valores mínimos y máximos para las variables de exposición (MIN y MAX); corresponden al intervalo de variación de cada variable.

El análisis de sensibilidad se realizó a los seis casos descritos, con tres técnicas de medición: 1) contribución porcentual de las vías de exposición; 2) radio de sensibilidad (SR), método también conocido como elasticidad y 3) el radio de sensibilidad normalizado (SS).

La contribución porcentual de cada vía a la estimación total de la exposición, se realizó aplicando las ecuaciones [3.6] y [3.7]

$$\text{Contribución (i)} = \frac{R_i}{R_{\text{total}}} \times 100\% \quad [3.6]$$

$$\text{Contribución (i)} = \frac{CP_i}{CP_{\text{total}}} \times 100\% \quad [3.7]$$

El radio de sensibilidad (SR) de una variable es la relación entre el cambio porcentual que genera en la estimación (Y_i) y el cambio porcentual en el valor de la variable (X_i); este parámetro se estimó con la ecuación [3.8]:

$$\mathbf{SR} = \frac{\left(\frac{\mathbf{Y}_2 - \mathbf{Y}_1}{\mathbf{Y}_1} \right) \times 100\%}{\left(\frac{\mathbf{X}_2 - \mathbf{X}_1}{\mathbf{X}_1} \right) \times 100\%} \quad [3.8]$$

El método del radio de sensibilidad normalizado (SS) de una variable, se basa en la estimación del valor SR ponderado o normalizado por parámetros indicadores de la variabilidad en la variable de análisis. El parámetro usado en este método fue el coeficiente de variación (CV) (ecuación [3.9]):

$$\mathbf{SS} = \mathbf{SR} \times \frac{\sigma}{\mu} \quad [3.9]$$

donde μ = media aritmética
 σ = desviación estándar

La importancia y jerarquía en las variables de exposición se estableció con base en su contribución relativa a la variabilidad e incertidumbre en el resultado del riesgo y cociente de peligro total por la exposición a las tres vías evaluadas (ingestión, inhalación y contacto con la piel).

4. MODELO DE EXPOSICIÓN

4.1 Definición de escenarios, vías de exposición y receptores potenciales

Las causas probables de contaminación del suelo por combustibles se pueden clasificar en tres grandes grupos: 1) por fugas en tuberías (enterradas y/o superficiales), 2) por derrames accidentales y 3) por disposición inadecuada de residuos. Las formas como ocurre esta contaminación dan lugar a que los medios afectados directamente sean el suelo y el subsuelo y el agua superficial en ríos o embalses.

En función de las características geohidrológicas del subsuelo, los combustibles derramados en suelo o subsuelo pueden llegar a afectar la calidad del agua subterránea, a corto o mediano plazo. Este efecto secundario puede tener implicaciones de riesgo relevantes si el agua del acuífero contaminado es fuente de abastecimiento de agua potable.

La contaminación atmosférica se presenta por la emanación de vapores de los componentes más ligeros en los combustibles que se derramen en suelo o agua superficial. Otra forma de contaminación es la resuspensión de suelo contaminado que puede ser transportado a través del aire como polvos furtivos; la posibilidad de este transporte es en función de las características climáticas y de la cubierta vegetal en la zona donde se localice el sitio contaminado.

Las formas a través de las cuales un receptor potencial puede tener contacto, con alguno o varios de esos medios, son: ingestión de suelo, inhalación de vapores que emanen del suelo, inhalación de polvos furtivos que arrastren fracciones de suelo contaminado y contacto con la piel. Si la contaminación del suelo afectó fuentes de abastecimiento, entonces la ingestión de agua potable es una vía de exposición importante; en menor proporción esta la posibilidad de inhalar vapores durante el baño o hábitos de cuidado personal. Si los hidrocarburos derramados contaminaron terrenos de cultivo de consumo por la población, también esta es una fuente de riesgo.

La cantidad de contaminante que llega a tener contacto con el receptor potencial, en los posibles medios y sitios afectados, está relacionada y determinada por:

- 1) Los proceso de degradación, volatilización y migración del contaminante
- 2) Las propiedades del suelo como contenido de carbón orgánico, pH, contenido de arcilla, porosidad, permeabilidad y contenido de agua
- 3) Las características fisico-químicas de los componentes de los combustibles como coeficiente de partición octanol-agua, constante de la Ley de Henry, presión de vapor y solubilidad; indicadores de la tendencia de su comportamiento en el ambiente.

La contaminación de suelo con combustibles se identifica analíticamente con veinte compuestos orgánicos que corresponden a dos grupos: orgánicos volátiles (VOCs) y poliaromáticos (PAHs). Son cinco compuestos orgánicos volátiles: benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos y metil-terbutil-eter (MTBE); y quince compuestos poliaromáticos: acenafteno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-cd)pireno, naftaleno y pireno.

Por sus características físico-químicas (Tabla 4.1), los componentes más ligeros de los combustibles (VOCs) tienden a volatilizarse; esto ocurre para aquellos compuestos con un peso molecular menor a 200 g/mole y constante de Ley de Henry mayor a 10^{-5} atm·m³/mol (Dragun, 1998). Para este grupo la solubilidad relativa en agua es mayor a la de los poliaromáticos. El coeficiente de partición carbón orgánico-suelo es menor para estos compuestos volátiles; este parámetro es indicador de la tendencia del compuesto a absorberse en suelo en función del contenido de carbón orgánico en suelo (LaGrega, 1994). Los valores menores para estos compuestos indican menor afinidad para adsorberse en la matriz de suelo y tendencia a una mayor movilidad en el ambiente.

Para el grupo de los compuestos orgánicos poliaromáticos, en cambio, tienen en general la tendencia a la adsorción en suelo; algunos de ellos tienen una volatilidad relativa (naftaleno, fluoreno y antraceno) y la solubilidad en agua, no es una referente significativa para este grupo.

Son múltiples y complejas las vías a través de las cuales puede ocurrir el contacto con la contaminación. Esta complejidad es aún mayor si se toma en consideración los sitios que pueden resultar contaminados.

Los sitios (escenarios) que resulten afectados por las diferentes formas de manifestarse la contaminación, pueden ser áreas de trabajo dentro de instalaciones industriales, zonas habitacionales (uso residencial del suelo), terrenos agrícolas o ganaderos, áreas de recreación y esparcimiento, zonas de protección ecológica, etc.

Los receptores potenciales a las formas de la contaminación señaladas y en los sitios posibles identificados, incluyen a cualquier sector de la población. Esta diversidad de posibles receptores puede agruparse en grandes grupos: trabajadores y residentes en zonas habitacionales; hombres y mujeres; adultos (mayores de 18 años), adolescente (12 a 18 años), niños (6 a 12 años) e infantes (menores a 6 años).

Para delimitar el alcance de que vías de exposición incorporar al modelo, los escenarios donde estas se presenten, así como a la población potencialmente expuesta a la contaminación, se adoptó el criterio de seleccionar aquellas vías a través de las cuales puede ocurrir el contacto directo con los contaminantes, en los escenarios donde la exposición sea frecuente por largos periodos y a los receptores adultos.

Tabla 4.1 Propiedades Físico-químicas de los compuestos (1)

Compuesto	Fórmula	Peso Molecular (MW) (g/mol)	Solubilidad en agua (S) (mg/L)	Presión de Vapor (VP) (mm Hg)	Constante Ley de Henry		Coeficientes de Partición		
					(H) (2) (atm·m ³ /mol)	(H') (sin unidades)	Carbón orgánico (Koc) (2) (cm ³ /g)	Log Octanol-Agua (log Kow)	Suelo-agua (Kd) (2) (cm ³ /g)
BENCENO	C ₆ H ₆	7.8E+01	1.8E+03	9.5E+01	5.6E-03	2.3E-01	5.9E+01	2.13	3.5E-01
TOLUENO	C ₇ H ₈	9.2E+01	5.3E+02	2.8E+01	6.6E-03	2.7E-01	1.8E+02	2.73	1.1E+00
ETILBENCENO	C ₈ H ₁₀	1.1E+02	1.7E+02	9.6E+00	7.9E-03	3.2E-01	3.6E+02	3.15	2.2E+00
XILENOS	C ₈ H ₁₀	1.1E+02	1.1E+02	8.0E+00	7.3E-03	2.7E-01	4.1E+02	3.12	2.4E+00
MTBE		8.8E+01	5.1E+04	2.5E+02	5.9E-04	2.4E-02	6.0E+00	0.94	3.6E-02
ACENAFTENO	C ₁₂ H ₁₀	1.5E+02	3.9E+00	2.50 E-03	1.6E-04	7.4E-03	4.9E+03	3.92	2.9E+01
ANTRACENO	C ₁₄ H ₁₀	1.8E+02	4.3E-02	2.67 E-06	6.5E-05	2.3E-03	2.4E+04	4.45	1.4E+02
BENZO(A)ANTRACENO	C ₁₈ H ₁₂	2.3E+02	9.4E-03	1.90 E-06		4.9E-04	2.3E+05	5.76	
BENZO(B)FLUORANTENO	C ₂₀ H ₁₂	2.5E+02	1.5E-03	5.00 E-07		2.7E-05	8.0E+05	5.78	
BENZO(K)FLUORANTENO	C ₂₀ H ₁₂	2.5E+02	8.0E-04	9.65 E-10		2.4E-05	7.9E+05	6.11	
BENZO(A)PIRENO	C ₂₀ H ₁₂	2.5E+02	1.6E-03	5.49 E-09		1.9E-05	7.9E+05	6.13	
BENZO(g,h,i)PERILENO	C ₂₂ H ₁₂	2.8E+02	2.6E-04	1.00 E-10		1.4E-05	2.7E+06	6.63	
CRISENO	C ₁₈ H ₁₂	2.3E+02	2.0E-03	6.23 E-09	9.5E-05	2.1E-04	4.0E+05	5.81	2.4E+03
DIBENZO(a,h)ANTRACENO	C ₂₂ H ₁₄	2.8E+02	1.0E-03	1.39 E-11		5.0E-06	2.6E+06	6.54	
FENANTRENO	C ₁₄ H ₁₀	1.8E+02	1.2E+00	1.12 E-04		1.7E-03	2.1E+04	4.46	
FLUORANTENO	C ₁₆ H ₁₀	2.0E+02	2.6E-01	9.22 E-06		3.6E-04	7.1E+04	5.16	
FLUORENO	C ₁₃ H ₁₀	1.7E+02	1.9E+00	8.42 E-03	7.7E-05	3.9E-03	1.4E+04	4.18	8.3E+01
INDENO(1,2,3-cd)PIRENO	C ₂₂ H ₁₂	2.8E+02	1.9E-04	1.25 E-10		1.4E-05	2.7E+06	6.70	
NAFTALENO	C ₁₀ H ₈	1.3E+02	3.1E+01	8.50 E-02	4.8E-04	1.8E-02	1.2E+03	3.30	7.1E+00
PIRENO	C ₁₆ H ₁₀	2.0E+02	1.4E-01	4.50 E-06	1.1E-05	4.9E-04	1.1E+05	4.88	6.3E+02

NOTAS:

(1) RAIS (2003^a) (2) EPA (2002a)

El modelo de exposición se definió (Fig 4.1 y 4.2), entonces, con los escenarios donde ocurre la exposición directa en exteriores en forma crónica, que son: el escenario industrial y residencial. Para las vías de exposición de ingestión de suelo, inhalación de vapores y polvos y contacto con la piel, para ambos escenarios.

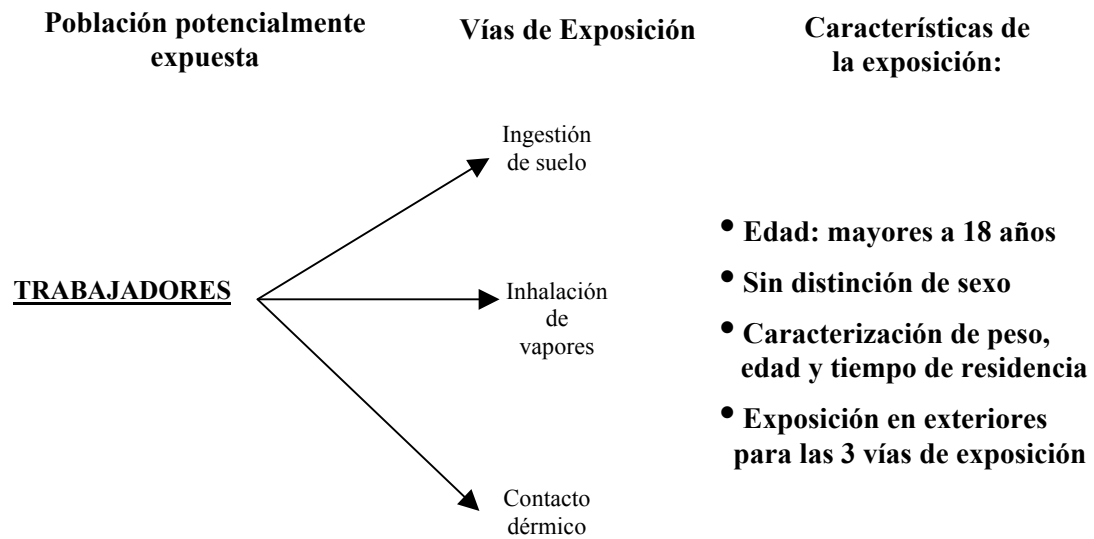


Fig 4.1 Escenario de Exposición Industrial

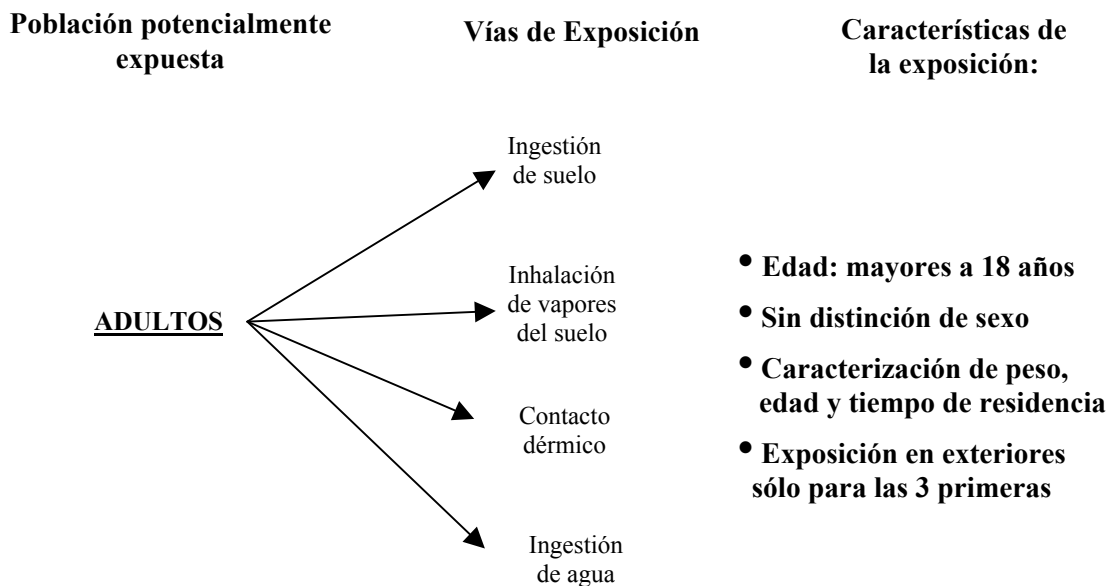


Fig 4.2 Escenario de Exposición Residencial

Para el escenario residencial se incluye además la exposición por ingestión de agua; la inclusión de esta vía obedece a la importancia de evaluar el riesgo latente de que concentraciones de hidrocarburos remanentes en suelo contaminen a largo plazo a fuentes de abastecimiento. Los receptores seleccionados corresponden a trabajadores y residentes adultos sin distinción de sexo.

Las restricciones en edad y sexo, si bien acotan al modelo, permiten introducir al análisis la variabilidad y la sensibilidad del modelo a un sector de la población en sí mismo muy diverso; sin embargo, esa diversidad dista mucho de la inherente a la de los menores de 18 años; incluso dentro de este segmento de la población es necesario un análisis diferenciado entre los llamados infantes (menores a 6 años), los niños (6-12 años) y los adolescentes.

El modelo se enfoca al análisis del compuesto con volatilidad y solubilidad relativas, y para el cual existen evidencias de que la exposición crónica tiene efectos cancerígenos y sistémicos a la salud del hombre. El compuesto que cumple con estas características es el benceno, entre los 20 compuestos asociados a la contaminación por combustibles.

4.2 Ecuaciones del modelo de exposición

Los dos escenarios, industrial y residencial, seleccionados para el modelo de exposición directa y crónica a benceno, se expresan en ecuaciones específicas de las ecuaciones [3.1] y [3.2]. El modelo evalúa la adición de la exposición a las tres vías seleccionadas, para el

caso del posible desarrollo de cáncer por la exposición a benceno, como para los efectos sistémicos. Analiza el efecto que en conjunto tienen las tres vías de exposición; es decir, no consiste en una estimación independiente entre las vías. El modelo supone que un individuo expuesto a suelo contaminado, tiene la misma posibilidad de ingerir suelo, inhalar vapores de benceno, respirar polvos con suelo contaminado y tener contacto con la piel.

Cada escenario cuenta con dos ecuaciones; en una se evalúa (aditivamente) la exposición de cada forma de contacto cuando el efecto o daño a la población sea el desarrollo potencial de cáncer, ecuación [4.1] y [4.3] y en la segunda, se agrupan los efectos a la salud de tipo sistémico, ecuación [4.2] y [4.4]; es decir, con las primeras se estima el riesgo potencial de cáncer (R_c) y con las segundas el cociente de peligro (CP).

Escenario industrial

Efecto cancerígeno:

$$R_c = \frac{C_s \times ET_0 \times EF \times ED}{BW \times AT} \left[(IR_s \times FI \times GI \times FC \times Sf_i) + (IR_a \times [VF^{-1} + PEF^{-1}] \times Sf_{ih}) + (CF_d \times SA \times AF \times ABS \times Sf_d) \right] \quad [4.1]$$

Efecto sistémico:

$$CP = \frac{C_s \times ET_0 \times EF \times ED}{BW \times AT} \times \left[\frac{IR_s \times FI \times GI \times FC}{RfD_i} + \frac{IR_a \times [VF^{-1} + PEF^{-1}]}{RfD_{ih}} + \frac{CF_d \times SA \times AF \times ABS}{RfD_d} \right] \quad [4.2]$$

Escenario residencial

Efecto cancerígeno:

$$R_c = \frac{ET_0 \times EF \times ED}{BW \times AT} \left\{ C_s \times \left[(IR_s \times FI \times GI \times FC \times Sf_i) + (IR_a \times [VF^{-1} + PEF^{-1}] \times Sf_{ih}) + (CF_d \times SA \times AF \times ABS \times Sf_d) \right] + (C_{ag} \times IR_{ag} \times AF_a \times Sf_a) \right\} \quad [4.3]$$

Efecto sistémico:

$$CP = \frac{ET_0 \times EF \times ED}{BW \times AT} \times \left\{ C_s \times \left[\frac{IR_s \times FI \times GI \times FC}{RfD_i} + \frac{IR_a \times [VF^{-1} + PEF^{-1}]}{RfD_{ih}} + \frac{CF_d \times SA \times AF \times ABS}{RfD_d} \right] + \left(\frac{C_{ag} \times IR_{ag} \times AF_a}{RfD_i} \right) \right\} \quad [4.4]$$

donde R_c = probabilidad de riesgo de cáncer (adimensional)

CP = cociente de peligro (adimensional)

Sf_i = factor de potencia – ingestión, específico del compuesto (mg/kg-d)⁻¹
 Sf_{ih} = factor de potencia – inhalación, específico del compuesto (mg/kg-d)⁻¹
 Sf_d = factor de potencia – dérmico, específico del compuesto (mg/kg-d)⁻¹
 RfD_i = dosis de referencia – ingestión, específico del compuesto (mg/kg-d)
 RfD_{ih} = dosis de referencia – inhalación, específico del compuesto (mg/kg-d)
 RfD_d = dosis de referencia – dérmico, específico del compuesto (mg/kg-d)
 C_s = concentración promedio de exposición del compuesto en suelo (mg/kg)
 C_{ag} = concentración promedio de exposición del compuesto en agua (mg/L)
 IR_s = tasa de ingestión diaria de suelo (mg/d)
 IR_a = tasa de inhalación diaria de aire (m³/d)
 IR_{ag} = tasa de ingestión diaria de agua (L/d)
 FI = fracción de suelo ingerida (adimensional)
 GI = factor de absorción intestinal específica para el compuesto (adimensional)
 VF = factor de volatilización específica del compuesto (m³/kg)
 PEF = factor de emisión de polvos específico del sitio (m³/kg)
 SA = área de la superficie de piel expuesta (m²/d)
 AF = factor de adherencia a la piel (mg/cm²)
 ABS = factor de absorción en piel específico del compuesto (adimensional)
 AF_a = fracción de agua que se absorbe (adimensional)
 ET_0 = fracción de tiempo diario en exteriores (h/24 h)
 EF = frecuencia de la exposición (d/a)
 ED = duración de la exposición (a)
 BW = peso del cuerpo (kg)
 AT = periodo en el que se promedia la exposición (d)
 FC = factor de conversión de unidades (kg/mg)
 CFd = factor de conversión de unidades (kg-cm²/mg-m²)

4.3 Incertidumbres en el término de la concentración

En la evaluación de riesgo, la fuente de incertidumbre más importante está en el valor para el término de la concentración (C_s) en las ecuaciones [4.1] a [4.4]. En cualquier estudio de esta naturaleza, la derivación del término de concentración deberá reflejar hipótesis o suposiciones sobre: (1) propiedades del contaminante, (2) variabilidad espacial y temporal de la contaminación (3) el comportamiento del receptor y (4) la escala de tiempo de la toxicidad del contaminante.

En el proceso de asignación de valor al término de la concentración, están presentes los siguientes conceptos a considerar, para analizar las fuentes de incertidumbre (EPA, 2001a):

- La concentración puntual de exposición (C_s) para el modelo, es la que deberá de representar la concentración de exposición promedio, dentro de un área de exposición, durante todo el tiempo que dure

- El área de exposición es el área donde el receptor se mueve y tiene contacto con el medio contaminado durante el tiempo que dure la exposición
- En general se parte de la hipótesis de que los receptores tienen contacto aleatorio (o al azar) con toda el área contaminada
- Las concentraciones de las muestras tomadas en el sitio contaminado se obtienen de un muestreo aleatorio simple (o estratificado)

Las principales fuentes de incertidumbre en el término de la concentración (C_s), son (EPA, 2001b):

1. Incertidumbre en la muestra de datos: las incertidumbres se presentan por muchos factores que incluyen el limitado número de muestras, variaciones en el muestreo, errores de medición e incertidumbres analíticas
2. Incertidumbre en la localización del área de exposición: donde se localiza el área de exposición dentro del sitio evaluado es una fuente de incertidumbre; más aún cuando esa área es mayor al tamaño del sitio evaluado
3. Incertidumbre en el comportamiento del receptor: aún cuando un sitio se haya caracterizado muy bien, persiste la incertidumbre de si el receptor tendrá contacto con suelo contaminado; es una incertidumbre el comportamiento temporal y espacial del receptor con respecto al contacto con suelo. La variabilidad en los receptores puede obedecer a cambios en sus actividades y patrones de comportamiento a través del tiempo (por ejemplo, los asociados a la edad). La variabilidad espacial para el receptor puede expresarse en que su patrón de actividades diario involucran el contacto con diferentes áreas dentro del área de exposición
4. Incertidumbre temporal en la concentración: los posibles procesos de transporte y transformación del compuesto en suelo, pueden producir cambios en las concentraciones en el sitio a través del tiempo. La concentración del contaminante decrece por efecto de los procesos de degradación, volatilización y difusión. El resultado de la degradación puede ser la disminución del peligro en tanto el contaminante se transforma en un compuesto no tóxico u ocurre el incremento del riesgo al transformarse en una especie más tóxica. Por el proceso de advección y difusión –procesos de migración- la concentración del contaminante disminuye en tanto el compuesto migra; sin embargo, gradiente abajo se contamina el suelo o el manto de agua subterránea. Este comportamiento introduce incertidumbres en las estimaciones a largo plazo (en particular cuando interesa evaluar efectos crónicos)
5. Incertidumbre espacial en la concentración: la variabilidad espacial surge por diferentes factores que incluyen aspectos como el mecanismo de contaminación, la dilución física y química, procesos de transformación y características físicas del

sitio (Cullen & Frey, 1999). La concentración del contaminante puede exhibir una heterogeneidad en concentraciones dentro de una pequeña área y con la profundidad, incluyendo la presencia de sitios críticos (hotspots). Otra forma de expresarse la variabilidad espacial es debida a la heterogeneidad en las propiedades del suelo que influyen en su biodisponibilidad para el receptor potencial. Parámetros críticos como pH, contenido de carbón orgánico, la capacidad de intercambio iónico y el contenido de arcilla permiten o retardan la distribución espacial del contaminante (Bonazountas *et al.*, 1993)

En este complejo contexto, la incertidumbre en cuanto a la verdadera concentración media, aún cuando se cuente con numerosas muestras, no puede saberse. Sólo es posible hacer un estimado de ella; sin duda, un número grande de muestras representativas incrementa la confianza de que la estimación de la media representa mejor a la verdadera media.

Para considerar la incertidumbre en la estimación de la concentración puntual de exposición (C_s), a partir de una muestra de datos, se usa generalmente el límite superior del intervalo con 95% de confianza para la media (95% UCL) para la estimación de riesgo (EPA, 2001b).

El intervalo de confianza es un parámetro estadístico para caracterizar la incertidumbre en la estimación de la media. La variabilidad en la muestra de datos de las concentraciones es una consideración importante para determinar el método estadístico apropiado para estimar el 95% UCL. Cuando el tamaño de la muestra de datos de concentración es pequeña y presenta una varianza grande, entonces el 95% UCL puede ser mayor a la concentración máxima detectada; en tales casos se usa, en general, la máxima concentración detectada (EPA, 2001a), a pesar de que la media real pueda ser aún mayor que la observada como máxima en el muestreo.

Otra opción para expresar la incertidumbre en el término de la concentración (C_s) es a través de una función de distribución (EPA, 2001a) que exprese la variabilidad en las concentraciones.

Para el análisis de sensibilidad del modelo, se adoptó el primer criterio. Se estimó el parámetro estadístico del intervalo de 95% de confianza para la media de la muestra de concentraciones de benceno medidas en campo.

4.4 Estudio de caso: Benceno

La base de datos que se analizó para esta investigación está integrada por las concentraciones de hidrocarburos obtenidas del análisis de muestras de suelo tomadas en 12 sitios en diferentes zonas del país.

Se seleccionaron los datos de concentración de benceno tomados en cuatro sitios para integrar dos grupos de muestras para el análisis: un grupo corresponde a datos de concentraciones en suelo arcilloso y, el segundo, en suelo limoso.

Los datos fueron obtenidos con protocolos uniformes en: selección de los sitios de muestreo (malla cuadrada de 10 m de distancia entre puntos de muestreo), procedimiento de muestreo (a cada metro de profundidad) y todos las muestras fueron analizadas en el mismo laboratorio acreditado (Laboratorios ABC).

El análisis estadístico (Tabla 4.2) de los datos indica que la concentración media de benceno varía de 0.170 a 0.407 mg/kg para suelos limoso y arcilloso, respectivamente. El valor para el término de la concentración (C_s) que se usará en las estimaciones en el desarrollo del estudio, corresponde al límite superior del intervalo de 95% de confianza para la media (95% UCL) de 0.783 mg/kg para el caso de suelo arcilloso, para representar la incertidumbre respecto a la verdadera media.

Esa base de datos aportó información para el desarrollo de funciones de distribución empírica que describen el comportamiento observado en campo (Fig 4.3 y 4.4). Estas funciones, se pueden adoptar para aplicar el segundo criterio para expresar la incertidumbre en el término de la concentración.

Tabla 4.2 Análisis estadístico para concentraciones de benceno

Parámetro	Benceno (mg/kg)	
	Limoso	Arcilloso
n	16	30
Max	1.084	2.890
Min	0.020	0.008
Rango	1.064	2.882
Moda	-	0.008
Mediana	0.066	0.065
Media aritmética	0.170	0.407
Desviación estandar	0.283	0.744
Varianza	0.080	0.553
CV	1.666	1.828
Curtosis	7.524	5.102
Coficiente de asimetría	2.687	2.414
90 Percentil	0.465	1.163
95 Percentil	0.654	2.238
99 percentil	0.998	2.713
95%UCL-CLT	0.391	0.783

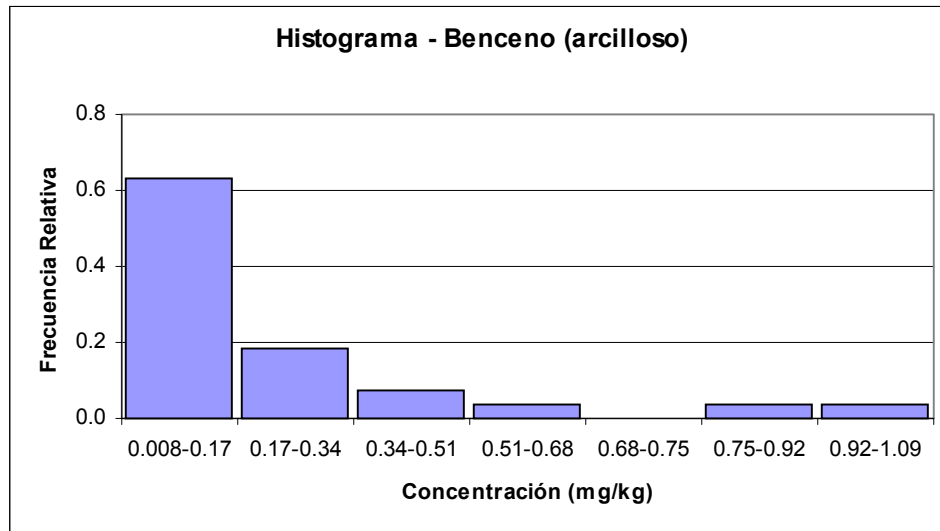


Fig. 4.3 Distribución de concentraciones de benceno en suelo arcilloso

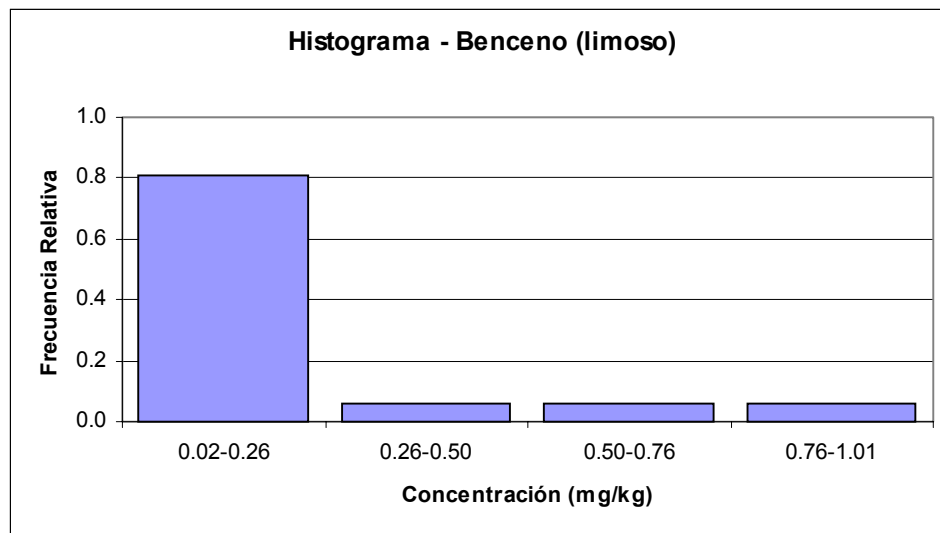


Fig. 4.4 Distribución de concentraciones de benceno en suelo limoso

5. ESTIMACIÓN DE VARIABLES PARA LA POBLACIÓN MEXICANA

En este capítulo se analiza el comportamiento de las variables: peso del cuerpo (BW), área de la superficie de piel expuesta (SA), duración de la exposición (ED) y la esperanza de vida (E_{vida}), para un núcleo de población mexicana.

Los datos analizados (350) provienen de una encuesta epidemiológica (Navarro *et al.*, 2004) realizada en 11 comunidades localizadas en el entorno de la ciudad de San Martín Texmelucan, Pue. Las comunidades están caracterizadas como población semiurbana. Hay servicios e infraestructura de tipo urbana como servicios de salud, escuelas, potabilización de agua para consumo humano, servicios de transporte, parques industriales y pequeña industria diseminada en las comunidades, así como centros turísticos y comerciales.

Una característica de la región es la intensa actividad industrial y agrícola de riego y, por tanto, comercial; en los parques industriales se encuentran giros como petroquímica, química, metalúrgica y una intensa actividad en el ramo textil. Esta peculiaridad hace que sus habitantes estén integrados, activa o culturalmente, a alguno de los procesos de esas actividades. Sin embargo, prevalecen costumbres y hábitos típicos de la cultura rural como consumo de hortalizas cultivadas en la zona, cría de animales, hábitos alimenticios típicos de la región y con arraigo de sus habitantes en la zona.

Los resultados de esa encuesta que se toman para el análisis en esta investigación son: sexo, edad, estatura, peso y tiempo de residencia en el sitio.

5.1 Estimación de peso del cuerpo (BW)

Las variables que describen algunas de las características físicas de la población potencialmente expuesta a contaminantes en el modelo de evaluación de riesgo, son: la masa corporal de los individuos (peso del cuerpo, BW, en la ecuación [4.1 a 4.4]) y el área de la superficie de la piel que tiene contacto con el contaminante (SA). El peso del cuerpo es una variable que interviene en todas las estimaciones de exposición, ya sea por ingestión, inhalación o contacto dérmico con el contaminante.

La base de datos analizada se integró con la información de 327 encuestados que proporcionaron los datos completos de: sexo, edad y peso. El 54% de los encuestados son hombres y 46% mujeres; todos son adultos (mayores a 18 años).

El comportamiento de la variable del peso (Tabla 5.1) en la población total encuestada indica que varía entre 43 y 120 kg, con una media de 67 kg y el 90 % de la población pesa menos de 81 kg. Las diferencias en el comportamiento del peso (BW) entre hombres y mujeres y el total, se observa en las Fig. 5.1 a 5.3, respectivamente.

Tabla 5.1 Análisis estadístico de peso del cuerpo (BW)

Parámetro	Peso BW (kg)	Peso (BW)	
		Mujeres (kg)	Hombres (kg)
n	327	150	177
Max	120	87	120
Min	43	43	50
Rango	77	44	70
Moda	65	65	80
Mediana	67	62	72
Media	67.336	62.093	71.780
Desviación std	11.106	9.509	10.422
Varianza	123.334	90.421	108.616
CV = coeficiente variación	0.165	0.153	0.145
Curtosis	0.650	-0.419	1.543
Coeficiente de asimetría	0.359	0.255	0.457
90 Percentil	81.4	75	84.4
95 Percentil	85	78	87
99 percentil	90	84.5	93.2
95% UCL - CIN	70.01	65.48	75.19

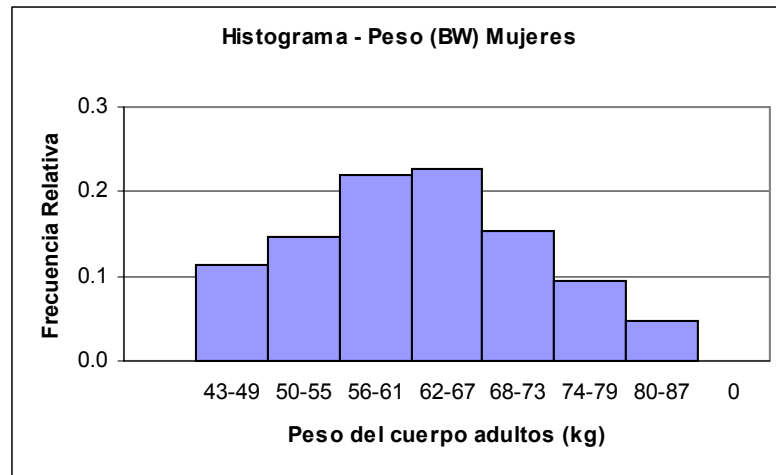


Fig. 5.1 Distribución del peso del cuerpo (mujeres)

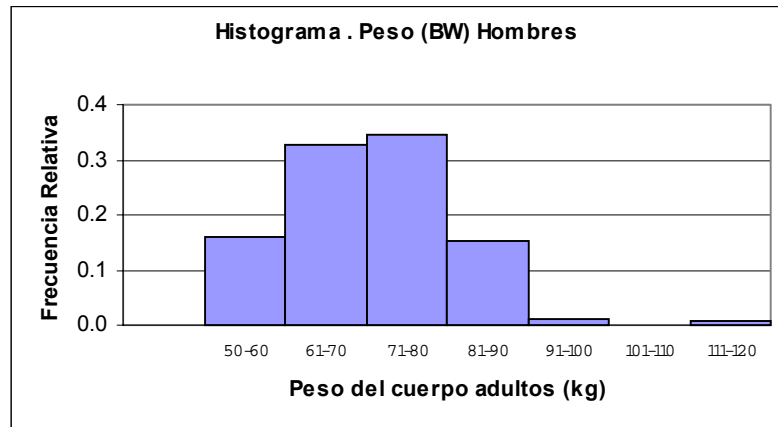


Fig. 5.2 Distribución del peso del cuerpo (hombres)

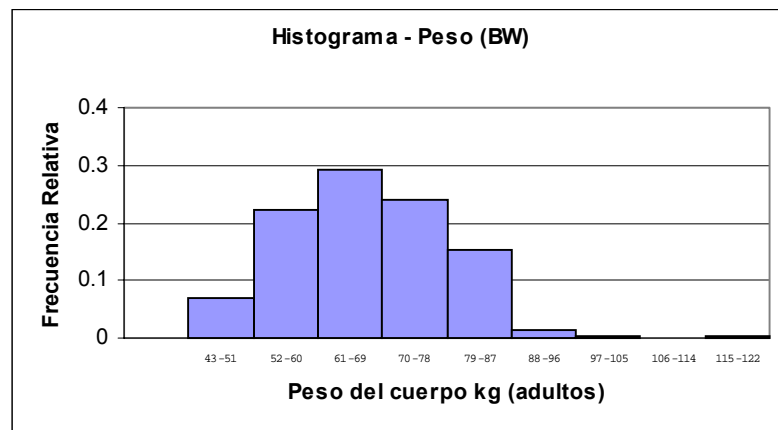


Fig. 5.3 Distribución del peso del cuerpo (total)

Para el análisis de sensibilidad del modelo de exposición se tomaron los siguientes datos para el peso del cuerpo (BW):

- 70 kg – peso correspondiente al límite superior del intervalo de 95% de confianza para la media (95% UCL), se propone como la estimación para la tendencia central (CTE), es decir el valor que en promedio se observa
- 80 kg – peso más frecuente (moda) entre los hombres encuestados, propuesta como la estimación máxima razonable (RME) para el escenario industrial
- 50 kg – peso mínimo observado en hombres, como la estimación para el criterio de exposición con valores mínimos (MIN)
- 93 kg – 99 percentil del peso observado en hombres, como la estimación para el criterio de exposición con valores máximos (MAX)

El valor típico que se usa para la estimación de riesgo es de $BW = 70$ kg; este valor es el que recomienda EPA para representar a la población de EUA (EPA, 1989). Se observa que coincide con el 95% UCL para la media de la población mexicana encuestada.

Sin embargo, el comportamiento de esta variable entre población mexicana y estadounidense es diferente. En EUA se estima (EPA, 1997) que el peso medio para hombres adultos es de 78.1 kg y para mujeres adultas de 65.4 kg, que difieren de los observados en la población mexicana.

Estas diferencias no sorprenden; la variabilidad en el peso de cualquier núcleo de población depende de factores como la edad, sexo, antecedentes étnicos, hábitos alimenticios, estado de salud, hábitos sedentarios, etc. La variabilidad inherente a esta variable puede ajustarse, de acuerdo a diferentes grupos de población que interese evaluar.

Por ejemplo, para estimar el riesgo en algunos sitios en EUA se propone expresar la variabilidad en el peso (BW) a través de una función de distribución lognormal con 77.1 kg para la media y una desviación estándar de 13.5 kg (Smith, 1994). Hay otra propuesta, también con una distribución lognormal, con 74.6 kg para la media y 12.2 kg de desviación estándar (EPA, 2001c).

Para la estimación de riesgo a la población mexicana puede usarse la distribución empírica que resulta de los datos de la encuesta analizada con una media de 67.3 kg y una desviación estándar de 11.1 kg. Esta correspondería a una primera aproximación al contexto mexicano.

5.2 Estimación del área de piel expuesta (SA)

La variable del área de la superficie de la piel expuesta (SA) interviene en la estimación del contacto con la piel o vía de exposición dérmica. Para derivar una estimación para esta variable, se tomó de la encuesta la información de peso (BW) y estatura (H) de los encuestados. El área total del cuerpo se estimó con la ecuación [5.1] (Gehan & George, 1970), considerada como la mejor relación para estimarla (EPA, 1997):

$$SA = 0.0235 H^{0.42246} W^{0.51456} \quad [5.1]$$

donde SA = área total del cuerpo (m^2)

H = altura (cm)

W = peso (kg)

Para integrar estos resultados al análisis se tomó el área de la piel de las extremidades superiores (manos y brazos) que son las partes del cuerpo que con mayor frecuencia tiene contacto un adulto con suelo contaminado; se estima que estas partes del cuerpo corresponden al 18% del área total del cuerpo de un individuo (Tabla 5.2).

Tabla 5.2 Análisis estadístico del área expuesta (SA)

Parámetro	Area Expuesta Extremidades Superiores SA (m ²)
n	308
Max	0.440
Min	0.243
Rango	0.197
Moda	0.268
Mediana	0.316
Media	0.315
Desviación std	0.031
Varianza	9.50E-04
CV = coeficiente variación	0.098
Curtosis	0.078
Coeficiente de asimetría	0.138
90 Percentil	0.354
95 Percentil	0.361
99 percentil	0.380
95% UCL - CLT	0.318

El comportamiento de esta variable en la población encuestada (Fig 5.4) indica un área de exposición mínima de 0.24 m², máxima de 0.44 m² con una media de 0.31 m².

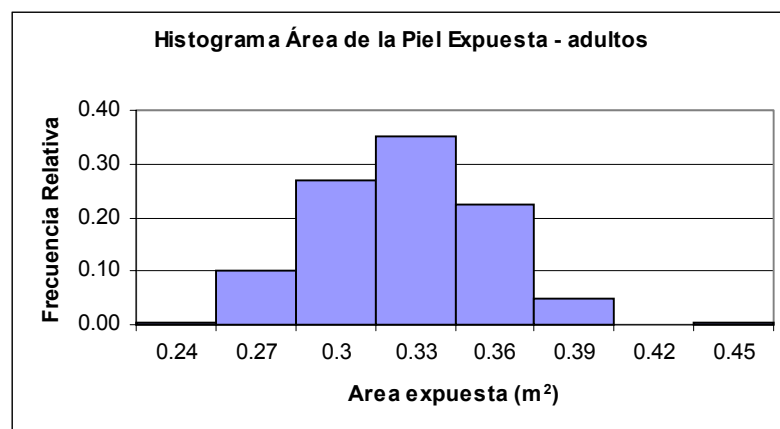


Fig. 5.4 Distribución del área de la piel expuesta (SA)

Para el análisis de sensibilidad del modelo de exposición se tomaron los siguientes datos para el área de la superficie de la piel en contacto con suelo (SA):

- 0.31 m² – corresponde a la media observada, se propone como la estimación para la tendencia central (CTE), es decir el valor que en promedio se observa
- 0.24 m² – área mínima estimada, propuesta para el criterio de exposición con valores mínimos (MIN)
- 0.44 m² – área de exposición máxima estimada, propuesta para el criterio de exposición con valores máximos (MAX)

Los valores típicos recomendados para el área de contacto con piel (SA), en exteriores, es de 0.5 m² para la tendencia central (EPA, 1997). La agencia de la EPA recientemente propuso un valor de 0.57 m² para un residente adulto y 0.333 m² para un trabajador (EPA, 2001c). Estos valores son significativamente altos, comparados con el 95 percentil de 0.36 m² estimado para la población encuestada.

La variabilidad en estos datos depende, además de los factores mencionados en la variabilidad del peso, en el porcentaje del área total del cuerpo que se presupone entra en contacto con suelo.

Para mejorar la estimación de exposición respecto a esta variable (SA) se propone: 1) el análisis comparativo de otras relaciones entre peso y estatura; 2) incorporar la variable SA al modelo de exposición expresada en función del peso (BW) y la estatura (H).

5.3 Estimación de la duración de la exposición (ED)

La variable ED expresa la duración de la exposición con el área contaminada. Esta variable está vinculada directamente a la movilidad o patrones de migración de la población. Para representar el comportamiento de esa variabilidad en la población encuestada se analizó la respuesta que proporcionaron a la pregunta: cuánto tiempo tiene viviendo en este lugar? que indicó el tiempo de residencia o asentamiento en el sitio.

El análisis estadístico de la información (Tabla 5.3) indica que el arraigo de la población al lugar es muy importante con una media de 31 años y con variabilidad alta (desviación estándar de 18.5 años) que fluctúa de 1 a 86 años (Fig. 5.5 y 5.6).

Para el análisis de sensibilidad del modelo de exposición se tomaron los siguientes datos para la duración de la exposición (ED):

- 33 años – corresponde al límite superior del intervalo de 95% de confianza para la media (95% UCL), se propone como la estimación para la tendencia central (CTE), es decir el valor que en promedio se observa

- 58 años – corresponde al 90 percentil observado entre los encuestados, propuesta como la estimación máxima razonable (RME) para el escenario industrial
- 10 años – tiempo de residencia que se reportó con mayor frecuencia (moda), se propone como la estimación para el criterio de exposición con valores mínimos (MIN)
- 79 años – 99 percentil del tiempo de residencia observado, como la estimación para el criterio de exposición con valores máximos (MAX)

Tabla 5.3 Análisis estadístico del tiempo de residencia (ED)

Parámetro	Tiempo de Residencia		
	ED (años)	Mujeres (años)	Hombres (años)
n	335	157	178
Max	86	86	83
Min	1	1	1
Rango	85	85	82
Moda	10	3	10
Mediana	29	24	33
Media	31.024	26.503	35.011
Desviación std	18.587	17.048	19.017
Varianza	345.478	290.623	361.661
CV = coeficiente variación	0.599	0.643	0.543
Curtosis	-0.193	0.731	-0.542
Coeficiente de asimetría	0.559	0.836	0.338
90 Percentil	57.6	49	63
95 Percentil	66	56.2	67.2
99 percentil	79.3	76.3	80.5
95% UCL - CLT	32.73	28.84	37.40

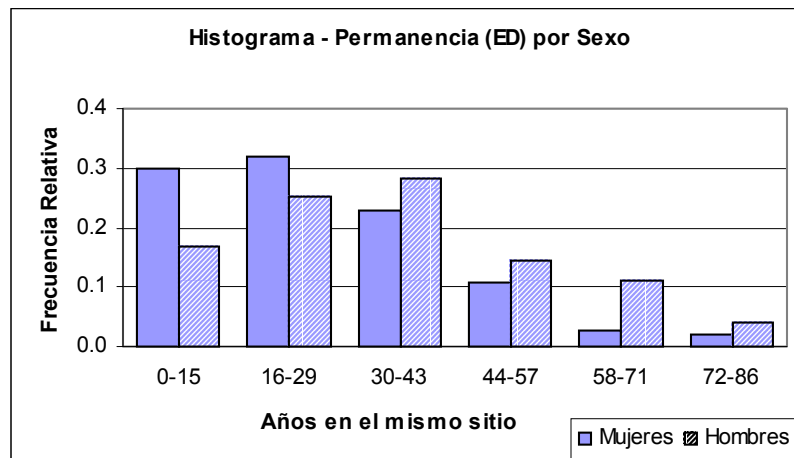


Fig 5.5 Distribución del tiempo de residencia por sexo

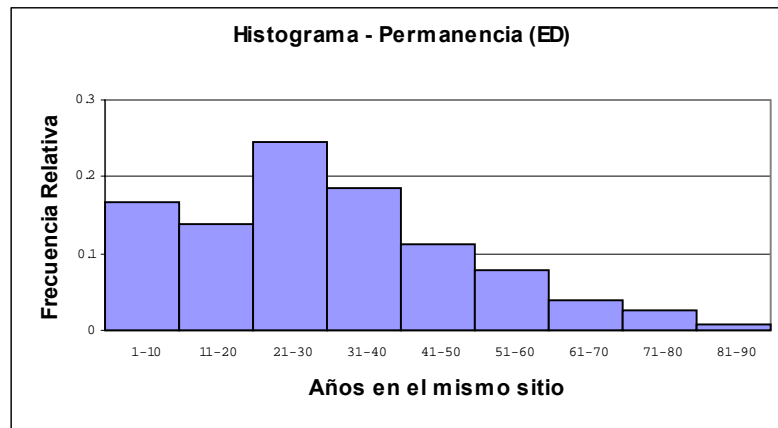


Fig 5.6 Distribución del tiempo de residencia (total)

El valor típico para la variable de duración de la exposición (ED), tomado como el tiempo de residencia, es de 30 años (EPA, 1989). Este valor corresponde al 95 percentil para la población estadounidense (EPA, 1997) y con una mediana de 9 años (el 50 % de la población permanece en un sitio no más de 9 años). Estos datos revelan la alta movilidad de la población en EUA que contrasta con los patrones de residencia mexicanos.

La variación de esta variable responde a patrones culturales, fuerzas migratorias, existencia de fuentes de trabajo, niveles de bienestar, etc. Son múltiples los factores que influyen en esta variable; sin embargo, se considera representativo el comportamiento observado en la muestra de la encuesta para receptores potenciales en poblaciones semiurbanas y rurales en México.

La variabilidad en las grandes ciudades mexicanas se aprecia que será diferente a la presentada en esta investigación debido a que son los centros de atracción migratoria más importantes dentro del país. También es probable esperar una variabilidad diferente en zonas del país hacia donde ha habido migración por la atracción de nuevos desarrollos turísticos, así como por la expulsión de ciertos sectores laborales de las grandes ciudades por la política de descentralización administrativa de los últimos 10 años.

5.4 Estimación de la esperanza de vida (E_{vida})

La variable temporal E_{vida} corresponde a la esperanza de vida estimada para la población. Esta variable es importante sólo para la estimación de la exposición a tóxicos con efectos carcinogénicos, porque el riesgo se promedia a lo largo del tiempo de vida promedio de un individuo. Esto obedece al hecho de que la posibilidad de desarrollo de cáncer está latente siempre aún cuando la exposición al contaminante haya ocurrido muchos años atrás.

En el modelo de exposición, *clásico*, se promedia a 70 años (EPA, 1989). Ante la incertidumbre sobre ese valor se analizaron los datos mexicanos con el fin de conocer si la población mexicana tendría ese promedio de vida.

Se analizaron los indicadores estadísticos de los 32 estados del país correspondientes al año 2000 (INEGI, 2001); se analizaron también los datos de esperanza de vida existentes de 1950 a 2001 (INEGI-INE-SEMARNAT, 2000) para conocer la evolución de este indicador en los últimos 50 años.

Los datos para el año 2000 (Tabla 5.4) indican que la media nacional de la esperanza de vida es de 75 años con un mínimo en 70 años para hombres y máximo en 79 años para mujeres (Fig 5.7 y Fig 5.8). Hay incertidumbre en los datos de INEGI que muestran una gran homogeneidad en todo el país; pareciera que no representan a la población (mayor al 30%) que vive en condiciones de extrema pobreza.

Tabla 5.4 Análisis estadístico de la esperanza de vida (E_{vida})

Parámetro	Datos anuales 1950 - 2001			Datos año 2000		
	Total	Mujeres	Hombres	Total	Mujeres	Hombres
n	12	12	12	32	32	32
Max	75.7	73.4	77.9	77.3	79.4	75.1
Min	49.7	48	51	72.4	74.8	70
Rango	26	25.4	26.9	4.8	4.6	5.1
Moda	-	-	-	76.4	78.5	74.2
Mediana	72.8	70.0	75.8	75.4	77.6	73.1
Media	68.7	66.2	71.3	75.2	77.4	73.0
Desviación std	8.19	7.71	8.60	1.18	1.12	1.25
Varianza	67.12	59.40	74.00	1.38	1.25	1.55
CV = coeficiente variación	0.12	0.12	0.12	0.02	0.01	0.02
Curtosis	1.20	1.54	1.57	0.20	0.20	0.13
Coeficiente de asimetría	-1.38	-1.39	-1.51	-0.68	-0.65	-0.67
90 Percentil	75.3	73.0	77.6	76.4	78.6	74.2
95 Percentil	75.5	73.2	77.7	76.6	78.7	74.5
99 percentil	75.7	73.4	77.9	77.1	79.2	75.0
95% UCL - CIN	79.0	76.0	82.1	76.1	78.3	73.9

Para el análisis de sensibilidad del modelo de exposición se tomaron los siguientes datos para promediar la exposición a compuestos tóxicos cancerígenos (E_{vida}):

- 76 años – corresponde al límite superior del intervalo de 95% de confianza para la media (95% UCL) en el año 2000, se propone como la estimación máxima razonable (RME)

- 50 años – esperanza de vida mínima observada en los últimos 50 años, se propone como la estimación para el criterio de exposición con valores mínimos (MIN)
- 77 años – valor máximo observado en el año 2000, como la estimación para el criterio de exposición con valores máximos (MAX)

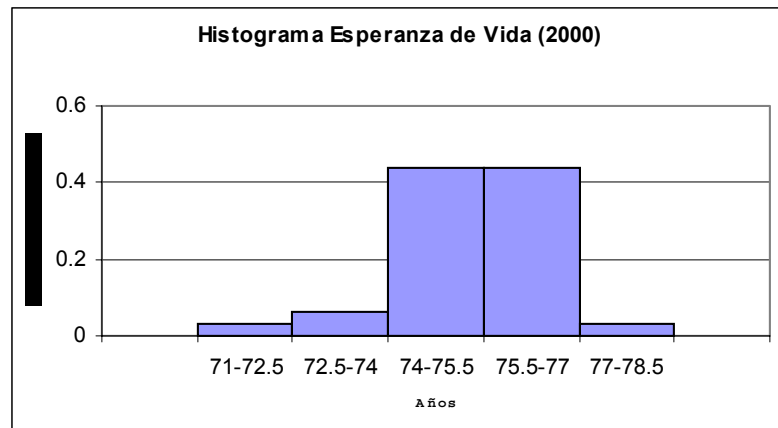


Fig. 5.7 Distribución de la esperanza de vida (2000)

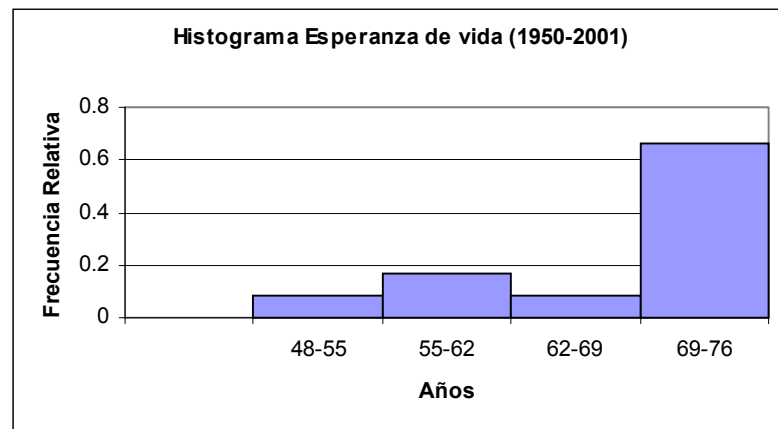


Fig. 5.8 Distribución de la esperanza de vida (1950-2001)

Para el análisis de sensibilidad se usó el promedio de vida más bajo reportado, con el fin de representar a sectores de población mexicana en condiciones de marginalidad que parece no están expresados en los promedios estatales.

6. VARIABLES PARA ESTIMAR LA EXPOSICIÓN A HIDROCARBUROS

En capítulos anteriores se discutieron las variables C_s , BW , SA , ED y E_{vida} . Para cada caso se presentaron los valores que se propone asignarles para el análisis de sensibilidad del modelo. En este capítulo se discute la asignación de valores a las variables restantes del modelo.

6.1 Variables específicas a la vía de contacto

Estas variables indican la cantidad de contaminante que ingresa al organismo humano por la ingestión de suelo (IR_{suelo} , FI) o por la ingestión de agua contaminada (IR_{agua} , AF_a) o que entra al sistema respiratorio por la inhalación de vapores o polvos que emite el suelo contaminado (IR_{aire} , VF , PEF) o la cantidad de suelo contaminado que tiene contacto con la piel (SA , AF).

El valor para cada una de estas variables está en función de múltiples factores. No hay un valor, para cada una de ellas, que caracterice a un núcleo de población expuesta sin dejar la incertidumbre de que tan bien queda representada la diversidad inherente a cualquier grupo de individuos.

Algunos de los factores que influyen en la variabilidad de estas variables, son: la diversidad de actividades que puede realizar el individuo expuesto; el tipo de contaminante en el suelo, la diversidad en el tipo de suelos que sean contaminados; o la diversidad de condiciones climáticas que pueden encontrarse en los sitios contaminados.

Por ejemplo, la cantidad estimada de ingestión de suelo no es la misma para un trabajador del campo que para un jardinero (IR_{suelo}); el trabajo pesado en la jornada laboral induce un volumen de inhalación de aire diferente a otra actividad en exteriores que no implique esfuerzo físico (IR_{aire}). La cantidad de suelo con la que se puede tener contacto difiere entre un suelo arcilloso o arenoso (FI); la adherencia a la piel es mayor para suelos finos (AF). La volatilidad de un contaminante depende de sus características físico-químicas (VF). La posibilidad de inhalar polvos contaminados (PEF) es mayor en zonas afectadas donde prevalezcan condiciones de escasa vegetación e intensidad de los vientos que en zonas húmedas con alta densidad de vegetación.

Estos factores, que influyen en el valor de estas variables, introducen incertidumbre en la estimación de riesgo y también variabilidad.

Ingestión de suelo (IR_{suelo}, FI y GI)

La cantidad de suelo que un individuo adulto ingiere de suelo es un aspecto poco estudiado; la cantidad ingerida por niños es lo más estudiado por cuanto que esta vía es una de las importantes en la evaluación de la exposición de este sector de la población.

A la variable IR_{suelo}, inicialmente, se le asignó el valor típico de 100 mg/d de ingestión de suelo para adultos en un escenario residencial y de 50 mg/d para el escenario industrial (EPA, 1989); el valor que actualmente prevalece como el típico (EPA, 2001e) es de 100 mg/d para ambos escenarios.

Algunos estudios indican que ese valor sobrestima la ingestión de adultos. Por ejemplo, en el estudio de Stanek & Calabrese (1995) observaron una tasa de ingestión media de 64 mg/d con una mediana de 87 mg/d y 142 mg/d para el 90 percentil. Lagoy (1987) sugiere una ingestión promedio de 25 mg/d para adultos. Otros documentos de la agencia EPA recomiendan el valor de 50 mg/d como la tasa de ingestión media para adultos (EPA, 1997).

Las fuentes de incertidumbre asociadas al valor de la variable IR_{suelo} son: existencia de pocos estudios; precisión en la estimación de la cantidad ingerida en relación, principalmente, a la absorción gastrointestinal de las especies usadas para la estimación y la evaluación para diferentes tipos de suelo. Otra fuente de incertidumbre es la representatividad ya que se dispone de datos insuficientes para la diversidad de actividades que los adultos pueden realizar en exteriores.

El valor típico recomendado para el factor que indica la fracción de suelo que se ingiere (FI) es de 1 (EPA, 1989). La variación de este valor es una fuente de incertidumbre dependiente en gran medida del tipo de suelo contaminado y de la actividad del receptor. Cuál fracción tiene mayor probabilidad es incierto; esto se manifiesta, por ejemplo, en el estudio de Finley *et al.* (1994b) donde sugiere expresar la variabilidad de FI a través de una función de distribución uniforme dentro del rango de 0.1 a 0.5 para adultos.

El valor del factor de absorción gastrointestinal (GI) depende de las características del contaminante. En los estudios reportados en IRIS (2004) (Integrated Risk Information System) se evalúa la toxicidad de benceno a partir del 100 % de absorción gastrointestinal (GI = 1). Sin embargo en otras fuentes se reporta un valor de GI = 0.97 (RAIS, 2003b) para este compuesto.

Inhalación de vapores de benceno y polvos furtivos (IR_{aire}, VF y PEF)

Los vapores de benceno (VF) que entrarían al sistema respiratorio, así como los polvos furtivos (PEF) emitidos de un suelo contaminado, ingresan al organismo a través del volumen de aire que se inhala (IR_{aire}), que es el medio de transporte natural.

Al volumen de aire inhalado o tasa de inhalación (IR_{aire}) se ha asignado un valor típico de $20 \text{ m}^3/\text{d}$ (EPA, 1989). Varios factores influyen en el valor de IR_{aire} y diferentes recomendaciones se pueden encontrar en la literatura. Si se considera la intensidad en la actividad del receptor, la tasa de inhalación mínima toma el valor de $8.8 \text{ m}^3/\text{d}$ y para actividad pesada de $27 \text{ m}^3/\text{d}$ que corresponde al 99 percentil (EPA, 1997). Para Finley *et al.* (1994a) la variabilidad en IR_{aire} se puede describir como una función de distribución uniforme con un valor mínimo y máximo de 5.04 y $17.76 \text{ m}^3/\text{d}$, respectivamente, para adultos.

Las principales fuentes de variabilidad en IR_{aire} están relacionadas a características del receptor potencial tales como edad, sexo, peso, estado de salud e intensidad de la actividad que realiza en el área de exposición.

Sin embargo, las principales fuentes de incertidumbre están en la metodología y/o procedimientos para estimar la tasa de inhalación. Puede estimarse a través de la medición directa con un espirómetro o indirectamente se correlaciona con mediciones del ritmo cardíaco; hasta utilizar métodos de análisis de regresión múltiple para relacionar la tasa de inhalación con parámetros como peso del cuerpo, altura, ritmo cardíaco, frecuencia de respiración y consumo de oxígeno (Adams, 1993).

Los factores VF y PEF relacionan la concentración del contaminante en suelo con la concentración del contaminante en el aire que puede ser inhalada. Estos factores pueden estimarse a partir de un modelo que estime la emisión de vapores del suelo y otro modelo para simular la dispersión del contaminante en la atmósfera. Para estudios de estimación de riesgo en sitios específicos esto es posible; sin embargo, para el caso de estimaciones para situaciones genéricas, como es el enfoque de esta investigación, los factores VF y PEF se estiman a partir de parámetros representativos del compuesto y del sitio.

La ecuación para estimar la volatilización de suelo [6.1] (EPA, 1996) se aplica a cada compuesto volátil definido como aquél cuyo peso molecular sea menor a 200 g/mol y constante de Henry mayor a $10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$. Ecuación aplicable a benceno (ver en Capítulo 4, Tabla 4.1).

$$VF = \frac{Q/C \times (3.14 \times D_A \times T)^{1/2} \times 10^{-4}}{2 \times \rho_b \times D_A} \quad [6.1]$$

$$D_A = \frac{[(\theta_a)^{10/3} D_i H' + \theta_w^{10/3} D_w] / n^2}{\rho_b K_d + \theta_w + \theta_a H'}$$

$$\theta_a = n - \theta_w \quad n = 1 - (\rho_b / \rho_s)$$

donde VF = factor de volatilización (m^3/kg)
 D_A = difusividad aparente (cm^2/s)

Q/C = inverso de concentración promedio (centro área cuadrada) $((g/m^2 \cdot s)/(kg/m^3))$
 T = intervalo de exposición (s)
 ρ_b = densidad de suelo seco (g/cm^3)
 θ_a = porosidad del suelo (aire) (L_{aire}/L_{suelo})
 n = porosidad total del suelo (L_{poro}/L_{suelo})
 θ_w = porosidad del suelo (agua) (L_{agua}/L_{suelo})
 ρ_s = densidad de la partícula de suelo (g/cm^3)
 $*D_i$ = difusividad en aire (cm^2/s)
 $*H$ = constante de Ley de Henry $(atm \cdot m^3/mol)$
 $*H'$ = constante de Ley de Henry (adimensional)
 $*D_w$ = difusividad en agua (cm^2/s)
 $*K_d = K_{oc} \times f_{oc}$ = coeficiente de partición suelo-agua (cm^3/g)
 $*K_{oc}$ = coeficiente de partición suelo-carbon orgánico (cm^3/g)
 f_{oc} = fracción de carbon orgánico en suelo (g/g)

La ecuación [6.1] se aplicó para estimar el factor de volatilización $VF = 2.7 E+03 m^3/kg$ para benceno, con los valores típicos (Tabla 6.1) y con los parámetros que son específicos para benceno: de $D_i = 0.088 cm^2/s$, $D_w = 9.80 E-06 cm^2/s$ (RAIS, 2003), $H' = 0.23$ y $K_{oc} = 59 cm^3/g$ (EPA Region 9, 2002a).

Tabla 6.1 Valores típicos para estimar la variable VF

Parámetro	Valor típico	Unidades
Q/C	68.81	$(g/m^2 \cdot s)/(kg/m^3)$
T	9.5×10^8	s
ρ_b	1.5	g/cm^3
θ_w	0.15	L_{agua}/L_{suelo}
ρ_s	2.65	g/cm^3
f_{oc}	0.006	g/g

El factor de emisión de partículas se estima a partir de la ecuación [6.2] (EPA, 1996). El valor típico es $PEF = 1.32 \times 10^9 m^3/kg$, que se obtiene a partir de asignar valores típicos (Tabla 6.2) a los parámetros de la ecuación.

$$PEF = Q/C \times \frac{3600 \text{ s/hr}}{0.036 \times (1 - V) \times (U_m/U_t)^3 \times F(x)} \quad [6.2]$$

donde PEF = factor de emisión de partículas (m^3/kg)
 $F(x)$ = función dependiente de U_m/U_t (adimensional)

Q/C = inverso de concentración promedio (centro área cuadrada) $((g/m^2 \cdot s)/(kg/m^3))$
 U_m = velocidad del viento media anual (m/s)
 U_t = velocidad del viento equivalente a 7 m de altura (m/s)
 V = fracción de la cubierta vegetal (adimensional)

Tabla 6.2 Valores típicos para estimar la variable PEF

Parámetro	Valor típico	Unidades
PEF	1.32×10^9	m^3/kg
F(x)	0.194	adimensional
Q/C	90.80	$(g/m^2 \cdot s)/(kg/m^3)$
U_m	4.69	m/s
U_t	11.32	m/s
V	0.5	adimensional

Las principales fuentes de incertidumbre en torno al valor de VF y PEF están en las características de la porosidad y densidad del suelo, que son muy diversas; en el valor de Q/C que se estima de acuerdo a un modelo de dispersión donde interviene la caracterización meteorológica, y la incertidumbre en la densidad de la cobertura vegetal que varía de una región a otra.

Contacto con la piel (AF y ABS)

Las variables dérmicas, factor de adherencia (AF) y absorción dérmica (ABS), junto con la variable de el área de la superficie de piel expuesta (SA), analizada en el capítulo anterior, definen la estimación a través de este contacto con suelo contaminado.

El factor de absorción dérmica (ABS) es un estimado de la dosis interna del compuesto contenido en el suelo que tiene contacto con la piel (EPA, 1992); este factor es específico para cada compuesto. Para el caso de los compuestos orgánicos volátiles se ha establecido un valor típico de $ABS = 0.1$. Este valor típico se definió para la estimación de la exposición a benceno.

Para el factor de adherencia (AF) se recomienda un valor promedio de 0.2 mg/cm^2 para trabajadores y de 0.07 mg/cm^2 para residentes adultos y un máximo de 1.0 mg/cm^2 (EPA, 2001d).

En estudios con adultos se encontró una adherencia media de 0.95 mg/cm^2 y máxima de 1.4 mg/cm^2 (EPA, 1997). Se encontró la propuesta de Finley *et al.* (1994c), quien desarrolló una función de distribución lognormal para expresar la variabilidad del factor de adherencia a la piel, con una media de 0.52 mg/cm^2 y una desviación estándar de 0.9

mg/cm². Otra propuesta de función de distribución es la que se basa en una función beta con valor medio de 0.20 mg/cm² y desviación estándar de 0.15 mg/cm² (EPA, 2001c).

Las diferencias entre las propuestas de valor para AF son importantes; que pueden explicarse porque son varios los factores que intervienen en la incertidumbre de este valor.

Las principales fuentes de incertidumbre en el valor de AF, son:

- Propiedades del suelo, como humedad, tamaño de las partículas de suelo, tipo de suelo como arcilla o el contenido de carbón orgánico en suelo, influyen en la adherencia a la piel
- Los niveles de adherencia varían para diferentes partes del cuerpo; observándose menor adherencia en la cara y mayor en manos y rodillas (EPA, 1997)
- Los niveles de adherencia varían, también, con el tipo de actividad, la ropa de protección y los factores climáticos para las diferentes temporadas del año.

6.2 Factores de toxicidad y efectos a la salud

Para muchos compuestos se ha investigado su toxicidad a partir de experimentos con animales; sólo para unos cuantos compuestos hay estudios en humanos, de carácter epidemiológico, realizados con datos de exposición laboral. Un ejemplo de este último es el caso del benceno compuesto de interés en esta investigación. Los resultados de los estudios experimentales o epidemiológicos se traducen, en algunos casos, en factores de toxicidad reconocidos internacionalmente. Los factores de toxicidad son indicadores para estimar la exposición en humanos; son el resultado de la extrapolación (matemática) de la dosis experimental (alta) con animales a una dosis baja que se supone es la exposición que corresponde para el hombre.

Para esta investigación se usaron los factores de toxicidad consultados en las fuentes de información reconocidas. Los factores indican una dosis, un efecto y una forma o vía de exposición para la cual aplican, por ello en la literatura especializada se encuentra lo que se denomina factores de potencia (S_f) y dosis de referencia (RfD) para diferentes vías de exposición. Los primeros son factores de toxicidad para los compuestos con efectos cancerígenos y los segundos para los efectos sistémicos.

Hay compuestos para los cuales se han derivado ambos factores, como es el caso del benceno; para este caso, las evidencias son suficientes para estimar la toxicidad por el posible desarrollo de cáncer (leucemia) y para estimar una dosis a partir de la cual es probable observar efectos de hematotoxicidad. La vía de exposición investigada ampliamente para el benceno es la inhalación y para ella aplican esos factores y esos efectos en la salud humana. La extrapolación a otras vías ha sido posible a partir de metodologías que con ese fin se han desarrollado.

El benceno es un compuesto clasificado como carcinógeno para el hombre a partir de claras evidencias en estudios epidemiológicos. Los factores de toxicidad (IRIS, 2004) (Tabla 6.3) derivados de esos estudios, corresponden al riesgo unitario para la vía de inhalación ($R_{unitario_{ih}}$) y el factor de pendiente para ingestión (Sf_i). Con ellos se evalúa la exposición con riesgo de desarrollo de cáncer en la sangre o mejor conocido como leucemia, así como anemia y trombocitopenia (IRIS, 2004).

Para los efectos sistémicos o no cancerígenos, que la exposición a benceno ocasiona en daño a la médula ósea y la disminución de linfocitos en la sangre, se ha derivado de los estudios epidemiológicos la concentración de referencia (RfC_{ih}) para la vía de inhalación y la dosis de referencia para ingestión (RfD_i) (IRIS, 2004).

Tabla 6.3 Factores toxicológicos para Benceno

Vía de exposición	Factor de Pendiente (mg/kg-d) ⁻¹	Dosis de Referencia (mg kg-d)
Ingestión	$Sf_i = 5.5 \text{ E-02}$	$RfD_i = 6.00 \text{ E-03}$
Inhalación	$Sf_{ih} = 2.73 \text{ E-02 (1)}$	$RfD_{ih} = 1.71 \text{ E-02 (1)}$
Contacto con piel	$Sf_d = 5.67 \text{ E-02 (2)}$	$RfD_d = 3.88 \text{ E-03 (2)}$

NOTAS:

- (1) El factor de toxicidad se derivó de riesgo unitario para Benceno
- (2) El factor de toxicidad se derivó del factor de pendiente y de la dosis de referencia de la vía por ingestión, respectivamente

El riesgo unitario ($R_{unitario_{ih}}$) por la exposición por inhalación a benceno se encontró que varía de 2.2 E-06 a 7.8 E-06 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹, por lo cual el factor de pendiente para la vía de ingestión varía de 1.5 E-02 a 5.5 E-02 (mg/kg-d)⁻¹. La concentración de referencia para la vía de inhalación es de $RfC_{ih} = 6.0 \text{ E-02}$ mg/m³ (IRIS, 2004).

Derivación de los factores de toxicidad para inhalación

El valor para la dosis RfD_{ih} , para la exposición por inhalación fue derivada (RAIS, 2004b) de la concentración de referencia RfC_{ih} (mg/m³) proveniente de la base de datos de IRIS y de acuerdo a la siguiente ecuación (HEAST, 1995):

$$[RfC_{ih} \text{ (mg/m}^3\text{)} \times 20 \text{ m}^3\text{/d}] / 70 \text{ kg} = RfD_{ih} \text{ (mg/kg-d)} \quad [6.3]$$

La estimación, en el caso del factor de potencia Sf_{ih} , se calculó con la metodología descrita en EPA (1995) a partir del valor del riesgo unitario:

$$R_{\text{unitario}_{\text{ih}}} (\text{ug}/\text{m}^3)^{-1} \times 70 \text{ kg} \times (20 \text{ m}^3/\text{d})^{-1} \times 1000 \text{ ug}/\text{mg} = S_{\text{f}_{\text{ih}}} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d})^{-1} \quad [6.4]$$

Esta conversión proporciona factores de toxicidad aplicables específicamente a la exposición de adultos.

Derivación de los factores de toxicidad dérmica

Los valores para la dosis de referencia (RfD_d) y factor de pendiente (Sf_d) para la exposición dérmica son estimaciones derivadas en RAIS (2004b); los valores fueron calculados usando el método recomendado en EPA (1989).

Las incertidumbres que se introducen con esta metodología, adicional a la incertidumbre causada por las diferencias entre las rutas-ingestión y dérmica-, se deben al hecho de que la dosis-respuesta oral está basada en la administración de una dosis, mientras que para la dosis dérmica se estima la respuesta a dosis absorbidas en la piel. Teóricamente se plantea que con un modelo farmacocinético pueden resolverse estas diferencias en la vía de exposición y en el tipo de dosis. Alternativamente se propone (EPA, 1992) que si se conocen estimaciones de la fracción de absorción gastrointestinal (GI) para los hidrocarburos de interés, entonces el factor de dosis-respuesta oral puede convertirse a una dosis absorbida:

$$RfD_i \times \text{Factor de Absorción Gastrointestinal (GI)} = RfD_{\text{absorbida}} = RfD_d \quad [6.5]$$

$$Sf_i \times \text{Factor de Absorción Gastrointestinal (GI)} = Sf_{\text{absorbida}} = Sf_d \quad [6.6]$$

El valor de GI usado corresponde a 0.97 para benceno (RAIS, 2003).

En el caso de estos factores de toxicidad para benceno, derivados de estudios epidemiológicos de exposición laboral, no aplica la que es, posiblemente, la mayor controversia en la evaluación de riesgo. Esta se refiere, por una parte, a la extrapolación de los resultados de la dosis-respuesta experimental con dosis altas, a dosis bajas y, por otra, a la extrapolación de la dosis obtenida experimentalmente con animales a la dosis para humanos.

6.3 Variables temporales (ETo y EF)

Las variables de duración de la exposición (ED) y el tiempo en el que se promedia la exposición a cancerígenos (E_{vida}) se analizaron en el capítulo anterior. En esta sección se analiza la variabilidad de ETo y EF.

La primera variable corresponde al tiempo promedio que diariamente un receptor potencial dedica a alguna actividad que realiza en el área contaminada (ETo). En función de la actividad es posible que un individuo permanezca en el exterior una jornada de trabajo o sea sólo un par de horas diariamente o sea una par de horas semanales. De manera que numéricamente se indica en fracción de horas en un día y su intervalo de variación es de 0.04 a 1.

La frecuencia con la que el receptor está en contacto con el área contaminada se indicó a través de la variable EF. Esta variable estima el número de días al año que un individuo puede estar expuesto a suelo contaminado.

El valor típico para adultos residentes es de 350 d/a (EPA, 1989). Smith (1994) sugiere que la variabilidad de EF puede representarse con una función de distribución triangular con mínimo y máximo de 180 y 365 d/a, y estima que la frecuencia más probable es de 345 d/a.

6.4 Valores asignados para el análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad involucra cambios en una o más de las variables del modelo o cambios en las suposiciones sobre ellas para evaluar el efecto en la estimación de riesgo. Por ello, se seleccionaron seis situaciones de exposición diferentes para el análisis. Cada una presenta situaciones hipotéticas que pueden presentarse en un escenario industrial de exposición a benceno. Estas situaciones conllevan hipótesis específicas para todas las variables y constituyen seis criterios en la asignación de valores para el análisis de sensibilidad.

El primer criterio (EPA 09) correspondió a los valores típicos que se recomiendan para la evaluación de riesgo; estos valores los usa la agencia ambiental estadounidense de la Región 9 para estimar metas de remediación preliminares (PRGs) para suelo (EPA Region 9, 2002). Los valores típicos están considerados como los que mayor protección proporcionan al receptor potencial. Sin embargo, también son considerados como valores que generan una sobreestimación del riesgo y del cociente de peligro porque distan de representar situaciones de riesgo real.

El segundo criterio (RAIS) correspondió a los valores que se han aplicado para la evaluación de varios sitios en la lista Superfund en EUA (RAIS, 2004b). En este caso recuperan la mayoría de los valores típicos pero presentan valores diferentes para las variables ETo, SA y AF, con respecto a los usados en la Región 9.

Para representar situaciones de exposición promedio se seleccionó el tercer criterio a partir del indicador estadístico de la tendencia central (CTE) que corresponde a asignar a las variables los parámetros estadísticos de la media, mediana o moda.

El cuarto criterio representó las condiciones de mayor exposición que sea razonable esperar que ocurra en un sitio (RME), que corresponde a un caso de exposición conservadora, mayor al caso promedio, pero que aún se encuentra dentro del rango de exposiciones factibles de presentarse.

Los dos últimos criterios se definieron con base en los valores mínimos y máximos para las variables de exposición (MIN y MAX); corresponden al intervalo de variación de cada variable.

El valor que toma cada una de las variables, para los seis criterios definidos para el análisis de sensibilidad del modelo, se presentan en la Tabla 6.4. En la tabla no está incluida la variable del término de la concentración C_s porque esta es una estimación puntual de incertidumbre que toma el valor del 95% UCL para el análisis de sensibilidad.

Las variables VF y ABS que son función del contaminante toman el valor correspondiente para benceno de $VF = 2.7 \text{ E}+03 \text{ m}^3/\text{kg}$ y $ABS = 0.1$ para los seis criterios. También se mantuvo con valor constante la variable $PEF = 1.32 \text{ E}+09 \text{ m}^3/\text{kg}$. Los valores toxicológicos (Sf_s y RfD_s) toman el valor estimado para benceno correspondiente a cada vía de exposición.

Tabla 6. 4 Definición del valor de las variables – Escenario Industrial – Caso: Benceno

VARIABLE	VALOR EPA 09 (a)	TÍPICO RAIS (b)	CTE	Referencia	RME	Referencia	MINIMO	Referencia	MAXIMO	Referencia	UNIDADES
IRsuelo adulto	100	100	50	EPA (1997)	100	(a)	25	Lagoy (1987)	130	EPA (2001c)	mg/d
GI	1	1	0.97	RAIS (2003)	1	IRIS (2004)	0.97	RAIS (2003)	1	IRIS (2004)	adimensional
FI	1	1	0.25	(*)	0.5	Finley (1994)	0.1	Finley (1994)	1	EPA (1989)	adimensional
IRaire adulto	20	20	17.7	EPA (1989)	27	EPA (1997)	8.8	EPA (1997)	27	EPA (1997)	m ³ /d
SA adulto	0.333	0.316	0.310	Media en datos +	0.530	RAIS (2004)	0.240	Min en datos +	0.440	Max en datos +	m ² /d
AF	0.2	1	0.95	EPA (1997)	1.4	EPA (1997)	0.2	(a)	1.4	EPA (1997)	mg/cm ²
ETo	1	0.333	0.333	RAIS (2004)	0.450	(*)	0.083	(*)	0.666	(*)	h/24 hr
EF	250	250	250	(a)	350	EPA (1989)	180	Smith (1994)	350	EPA (1989)	d/a
ED adulto	25	25	15	(*)	25	(a)	8	(*)	25	(a)	a
E _{Vida}	70	70	70	(a)	76	95% UCL en datos +	50	Min en datos +	77	Max en datos +	a
BW adulto	70	70	70	95% UCL endatos	80	Moda en datos +	50	Min en datos +	93	99 percentil en datos +	kg

NOTAS:

(a) Fuente: *PGRs Exposure Parameters* en Region EPA09 <http://www.epa.gov/region9/waste/sfund/prg/files/02userguide.pdf> [updated October, 2002] [consultada 7 Junio, 2004]

(b) Fuente: *PRGs Equations, Industrial Land use. Soil or sediment nonradionuclide. Total ingestion and inhalation and dermal contact* RAIS http://risk.lsd.ornl.gov/prg/equations/ind_sol_nrad_tot.shtml [updated January, 2004] [consultada 10 Febrero, 2004]

(*) Valor propuesto para esta investigación

(+) Parámetros estadísticos derivados de los datos de la encuesta epidemiológica

7. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad consiste en determinar como cambia la estimación de riesgo con cambios en las variables de entrada al modelo. Este análisis se usa para identificar que variable de entrada contribuye más a la variación o incertidumbre en la estimación de riesgo (Iman & Helton, 1988); así como para determinar como, cambios en los valores de las variables de entrada o también cambios en la forma del modelo, afectan el resultado de estimación de riesgo (Thompson et al, 1992).

Varios métodos pueden aplicarse para el análisis de sensibilidad. En esta investigación se realizó a través de: 1) la medición de la contribución porcentual de las vías de exposición (Hamby, 1994); 2) el radio de sensibilidad (SR), método también conocido como elasticidad (EPA, 2001c) y 3) el radio de sensibilidad normalizado (SS) (Finley & Paustenbach (1994a) y Hamby (1994)).

Los tres métodos de análisis se aplicaron a los seis criterios (Tabla 7.1) de asignación de valor a las variables, presentados en el capítulo anterior. Los valores asignados reflejan suposiciones acerca de la variabilidad en la exposición. Estas son las variables de entrada a las ecuaciones [4.1] y [4.2] del modelo de exposición a benceno, para el escenario industrial.

Tabla 7.1 Valor de variables (6 casos) para análisis de sensibilidad

VARIABLE	TÍPICO EPA 09	TÍPICO RAIS	CTE	RME	MINIMO	MAXIMO	UNIDADES
INGESTION							
IRsuelo _{adulto}	100	100	50	100	25	130	mg/d
FI	1	1	0.25	0.5	0.1	1	adimensional
INHALACIÓN							
IRaire _{adulto}	20	20	17.7	27	8.8	27	m ³ /d
DÉRMICO							
SA _{adulto}	0.333	0.316	0.310	0.530	0.240	0.440	m ² /d
AF	0.2	1	0.95	1.4	0.2	1.4	mg/cm ²
AGUA							
IR _{agua}	2	2	1.38	2.41	1	4	L/d
AF _a	1	1	0.3	0.5	0.3	1	adimensional
EXPOSICIÓN							
ET _o	1	0.333	0.333	0.450	0.083	0.666	h/24 hr
EF	250	250	250	350	180	350	d/a
ED _{adulto}	25	25	15	25	8	25	a
E _{Vida}	70	70	70	76	50	77	a
BW _{adulto}	70	70	70	80	50	93	kg

7.1 Contribución porcentual

La evaluación de la contribución porcentual de cada vía a la estimación total de la exposición, se realizó aplicando las ecuaciones [7.1] y [7.2] (Hamby, 1994):

$$\text{Contribución (i)} = \frac{R_i}{R_{\text{total}}} \times 100\% \quad [7.1]$$

$$\text{Contribución (i)} = \frac{CP_i}{CP_{\text{total}}} \times 100\% \quad [7.2]$$

donde i = vías de exposición (ingestión, inhalación y/o dérmica)

R_i = estimación de riesgo para la vía de exposición i

R_{total} = estimación de riesgo total ($\sum R_i$)

CP_i = estimación del cociente de peligro para la vía de exposición i

CP_{total} = estimación del cociente de peligro total ($\sum CP_i$)

Los resultados de la contribución porcentual (Tabla 7.2) de cada vía de exposición a benceno, para el escenario industrial, muestran que es dominante la inhalación de vapores y polvos con una aportación mayor al 75 % sobre la exposición dérmica y la ingestión de suelo, para ambos efectos –cancerígeno y para los sistémicos. Es decir, la estimación de riesgo (R) y del cociente de peligro (CP) está dominada por la exposición a la vía de inhalación. Este resultado indica que la evaluación de los datos de las variables y las hipótesis asociadas a la exposición por inhalación es relevante, con respecto a las otras vías en el modelo.

Tabla 7.2 Contribución porcentual de las vías de exposición (%)

VÍA DE EXPOSICIÓN	EPA 09	RAIS	CTE	RME	MIN	MAX
CONTRIBUCIÓN AL RIESGO (R) (%)						
Ingestión	2.60	2.44	0.34	0.87	1.43	2.27
Inhalación	95.61	89.62	91.16	85.90	95.64	86.65
Dérmico	1.79	7.94	8.51	13.24	2.93	11.09
Riesgo Total	1.118E-06	3.970E-07	2.073E-07	8.526E-07	1.842E-08	1.062E-06
CONTRIBUCIÓN AL COCIENTE DE PELIGRO CP) (%)						
Ingestión	3.57	3.14	0.44	1.06	1.95	2.83
Inhalación	92.76	81.53	83.11	74.56	92.07	76.42
Dérmico	3.68	15.33	16.45	24.38	5.98	20.75
Peligro Total	6.909E-03	2.617E-03	2.273E-03	6.397E-03	2.562E-04	7.945E-03

Para los criterios con los valores más altos (RME y MAX), la estimación dérmica contribuye entre el 10 y el 25 %. El peso de la exposición a la ingestión de suelo, en la estimación del efecto cancerígeno y en el sistémico, no es mayor al 3.5 %.

La estimación de riesgo (Riesgo Total en la Tabla 7.2) es mayor a 1×10^{-6} para el criterio de EPA 09 y para el caso máximo (MAX); es decir, para esas dos situaciones es inaceptable el riesgo de exposición si se adopta ese límite como política ambiental. Si la contaminación de suelo con benceno se evaluará con los valores de las variables asignadas con los criterios EPA 09 y MAX, ese suelo debería de sanearse; si se evaluará con cualquiera de los otros cuatro criterios, no habría necesidad de su restauración.

La estimación del cociente de peligro (Peligro Total en la Tabla 7.2) es menor a 1 para todos los criterios, con valores entre 0.0001 y 0.009.

7.2 Radio de sensibilidad

El radio de sensibilidad (SR) de una variable es la relación entre el cambio porcentual que genera en la estimación (Y_i) y el cambio porcentual en el valor de la variable (X_i); este parámetro se estimó con la ecuación [7.3] (EPA, 2001c):

$$SR = \frac{\left(\frac{Y_{i+dx}(j) - Y_i(j)}{Y_i(j)} \right) \times 100\%}{\left(\frac{X_{i+dx} - X_i}{X_i} \right) \times 100\%} \quad [7.3]$$

donde $Y_i(j) = R_{total}(j)$ o $CP_{total}(j)$ con valor de la variable X_i , para el criterio j
 $Y_{i+dx}(j) = R_{total}(j)$ o $CP_{total}(j)$ con valor de la variable X_{i+dx} , para el criterio j
 X_i = valor de la variable definido para el criterio j
 X_{i+dx} = valor de la variable X_i con incremento dx , para el criterio j

El método de evaluación del SR, es un indicador de:

- La estimación de riesgo es más sensible a las variables que obtengan los valores de SR, en valor absoluto, más altos
- En general los resultados de $SR_{5\%}$ y $SR_{50\%}$ coinciden
- Si $SR_{5\%}$ es diferente a $SR_{50\%}$ entonces, el valor de SR depende del incremento en el valor de la variable
- Si $SR = 0$ indica que variaciones en el valor de la variable no afecta en la estimación de la exposición
- Si SR es menor a cero, entonces la variable es inversamente proporcional a la estimación de riesgo (R) o al cociente de peligro (CP)

El radio de sensibilidad se aplicó a las variables de la Tabla 7.1 definidas para cada criterio. Se cuantificó el radio de sensibilidad para el incremento $dx = 5\%$ y $dx = 50\%$ para cada variable, que mide el efecto debido a pequeñas variaciones en el valor de la variable como a variaciones mayores.

El valor de las variables (X_i) y los incrementos correspondientes (X_{i+dx}) se sustituyeron, uno a la vez, en la ecuación [4.1] para evaluar el radio de sensibilidad (SR) en la estimación de riesgo (Y_i). Los resultados (Tabla 7.3) corresponden a la sensibilidad del modelo para los efectos cancerígenos en el escenario industrial.

Tabla 7.3 Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (cáncer)

VARIABLE	TÍPICO	SR	SR	TÍPICO	SR	SR
	EPA 09	DT = 5%	DT = 50%	RAIS	DT = 5%	DT = 50%
IRsuelo _{adulto}	100	0.026	0.026	100	0.024	0.024
FI	1	0.026	0.026	1	0.024	0.024
IRaire _{adulto}	20	0.956	0.956	20	0.896	0.896
SA _{adulto}	0.333	0.018	0.018	0.316	0.079	0.079
AF	0.20	0.018	0.018	1	0.079	0.079
ETo	1	1	1	0.333	1	1
EF	250	1	1	250	1	1
ED _{adulto}	25	1	1	25	1	1
E _{Vida}	70	-0.946	-0.886	70	-0.946	-0.886
BW _{adulto}	70	-0.946	-0.667	70	-0.946	-0.667

Tabla 7.3 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (cáncer)

VARIABLE	CTE	SR	SR	RME	SR	SR
		DT = 5%	DT = 50%		DT = 5%	DT = 50%
IRsuelo _{adulto}	50	0.003	0.003	100	0.009	0.009
FI	0.25	0.003	0.003	0.50	0.009	0.009
IRaire _{adulto}	17.70	0.912	0.912	27	0.859	0.859
SA _{adulto}	0.31	0.085	0.085	0.530	0.132	0.132
AF	0.95	0.085	0.085	1.40	0.132	0.132
ETo	0.333	1	1	0.450	1	1
EF	250	1	1	350	1	1
ED _{adulto}	15	1	1	25	1	1
E _{Vida}	70	-0.946	-0.886	76	-0.962	-0.962
BW _{adulto}	70	-0.946	-0.667	80	-0.952	-0.667

Tabla 7.3 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (cáncer)

VARIABLE	MINIMO	SR		MAXIMO	SR	
		DT = 5%	DT = 50%		DT = 5%	DT = 50%
IRsuelo _{adulto}	25	0.001	0.001	130	0.023	0.023
FI	0.10	0.001	0.001	1	0.023	0.023
IRaire _{adulto}	8.80	0.969	0.969	27	0.866	0.866
SA _{adulto}	0.240	0.03	0.03	0.440	0.111	0.111
AF	0.20	0.03	0.03	1.40	0.111	0.111
ET ₀	0.083	1	1	0.666	1	1
EF	180	1	1	350	1	1
ED _{adulto}	8	1	1	25	1	1
E _{vida}	50	-0.943	-0.667	77	-0.975	-0.975
BW _{adulto}	50	-0.943	-0.667	93	-0.949	-0.775

La tendencia en la jerarquía o relevancia que se observa entre las variables es:

$$ET_0 = EF = ED > E_{vida}$$

$$BW > IR_{aire} > SA = AF > IR_{suelo} = FI \text{ para DT = 5 \%}$$

$$IR_{aire} > BW > SA = AF > IR_{suelo} = FI \text{ para DT = 50 \%}$$

Estos resultados para el modelo de los efectos cancerígenos por exposición a benceno, indican:

- Las variables temporales ET₀, EF, ED son las más sensibles con un valor de SR = 1
- Para pequeñas variaciones (5%) en BW y en E_{vida}, ambas inversamente proporcionales a la estimación de riesgo (R), son las siguientes en importancia
- Para variaciones mayores (50%), el peso del cuerpo (BW) es una variable menos sensible
- Entre las variables específicas a las vías de exposición, la más sensible es la tasa de inhalación de aire (IR_{aire}) con un radio entre 0.85 y 0.97
- Las variables SA y AF, de la exposición dérmica, son las siguientes en importancia con un radio entre 0.015 y 0.140
- Las variables de la ingestión de suelo, IR_{suelo} y FI, son las menos sensibles en el modelo con radio menor a 0.03

Los resultados del cálculo del radio de sensibilidad (SR), para la estimación de los efectos sistémicos o no cancerígenos por la exposición a benceno con la ecuación [4.2], se presentan en la Tabla 7.4. En este caso, la tendencia en la jerarquía o relevancia que se observa entre las variables es:

$$ET_0 = EF > ED = 0$$

$$BW > IR_{\text{aire}} > SA = AF > IR_{\text{suelo}} = FI \text{ para } DT = 5 \%$$

$$IR_{\text{aire}} > BW > SA = AF > IR_{\text{suelo}} = FI \text{ para } DT = 50 \%$$

Tabla 7.4 Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (no-cáncer)

VARIABLE	TÍPICO	SR	SR	TÍPICO	SR	SR
	EPA 09	DT = 5%	DT = 50%	RAIS	DT = 5%	DT = 50%
IRsuelo _{adulto}	100	0.036	0.036	100	0.031	0.031
FI	1	0.036	0.036	1	0.031	0.031
IRaire _{adulto}	20	0.928	0.928	20	0.815	0.815
SA _{adulto}	0.333	0.037	0.037	0.316	0.153	0.153
AF	0.2	0.037	0.037	1	0.153	0.153
ET ₀	1	1	1	0.333	1	1
EF	250	1	1	250	1	1
ED _{adulto}	25	0	0	25	0	0
BW _{adulto}	70	-0.946	-0.667	70	-0.946	-0.667

Tabla 7.4 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (no-cáncer)

VARIABLE	CTE	SR	SR	RME	SR	SR
		DT = 5%	DT = 50%		DT = 5%	DT = 50%
IRsuelo _{adulto}	50	0.004	0.004	100	0.011	0.011
FI	0.25	0.004	0.004	0.5	0.011	0.011
IRaire _{adulto}	17.7	0.831	0.831	27	0.746	0.746
SA _{adulto}	0.31	0.165	0.165	0.530	0.244	0.244
AF	0.95	0.165	0.165	1.40	0.244	0.244
ET ₀	0.333	1	1	0.450	1	1
EF	250	1	1	350	1	1
ED _{adulto}	15	0	0	25	0	0
BW _{adulto}	70	-0.946	-0.667	80	-0.952	-0.667

Estos resultados para los efectos sistémicos por exposición a benceno, indican:

- Las variables temporales ET₀ y EF son las más sensibles con un valor de SR = 1
- Para la variable ED el valor de SR = 0 indica que variaciones en la duración de la exposición no afecta en la estimación del cociente de peligro porque en la ecuación [4.2] $AT_{\text{no-cáncer}} = ED \times 365$

- La sensibilidad de la variable BW en la estimación del cociente de peligro exhibe un comportamiento similar a la estimación de riesgo, es decir, es menos sensible con incrementos mayores (50%)
- Entre las variables específicas a las vías de exposición, la más sensible es la tasa de inhalación de aire (IR_{aire}) con un radio entre 0.75 y 0.95
- Las variables SA y AF, de la exposición dérmica, son las siguientes en importancia con un radio entre 0.035 y 0.245
- Las variables de la ingestión de suelo, IR_{suelo} y FI, son las menos sensibles en el modelo con un radio de sensibilidad menor a 0.04

Tabla 7.4 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad (SR) (no-cáncer)

VARIABLE	MINIMO	SR		MAXIMO	SR	
		DT = 5%	DT = 50%		DT = 5%	DT = 50%
IR_{suelo} adulto	25	0.002	0.002	130	0.028	0.028
FI	0.1	0.002	0.002	1	0.028	0.028
IR_{aire} adulto	8.8	0.937	0.937	27	0.764	0.764
SA adulto	0.240	0.061	0.061	0.440	0.207	0.207
AF	0.2	0.061	0.061	1.40	0.207	0.207
ETo	0.083	1	1	0.666	1	1
EF	180	1	1	350	1	1
ED adulto	8	0	0	25	0	0
BW adulto	50	-0.943	-0.667	93	-0.949	-0.775

Los resultados anteriores, en su conjunto, indican que:

- La vía de exposición dominante en el modelo de exposición a benceno es la inhalación de vapores y polvos fugitivos
- Las variables temporales ETo, EF, ED y E_{vida} son las más sensibles para estimar el efecto cancerígeno
- Para estimar los efectos sistémicos las variables más sensibles son ETo y EF
- Las variables temporales con SR = 1 refleja que son los factores multiplicativos en el numerador de las ecuaciones del modelo
- La variación del radio de sensibilidad, entre los seis criterios evaluados, indica que hay un efecto importante en la estimación total de la exposición para el caso particular de las variables específicas (SA y AF) para la exposición dérmica
- El comportamiento de la estimación de SR para las variables IR_{aire} , IR_{suelo} , FI, SA y AF, donde $SR_{5\%} = SR_{50\%}$ para un mismo criterio pero diferente entre los criterios, refleja que SR depende de los valores asignados a las variables y es independiente del incremento.

7.3 Radio de sensibilidad normalizado

El método de sensibilidad normalizado (SS) de una variable, se basa en la estimación del valor de SR ponderado o normalizado, por parámetros indicadores de la variabilidad en la variable de análisis. Este método, más robusto que SS, permite realmente jerarquizar la contribución de las variables a la estimación de la exposición a benceno.

El parámetro usado en este método para normalizar SR fue el coeficiente de variación (CV), ecuación [7.4] (Finley & Paustenbach (1994a) y Hamby (1994)):

$$SS = SR \times \frac{\sigma}{\mu} \quad [7.4]$$

donde μ = media aritmética
 σ = desviación estándar

Para la aplicación de este método (SS) se seleccionó una función de distribución (Tabla 7.5) para representar la variabilidad de las diez variables analizadas en la sección anterior.

Tabla 7.5 Selección de funciones de distribución para las variables de exposición

VARIABLE	TIPO DE DISTRIBUCIÓN	PARÁMETROS	Referencia	UNIDADES
INGESTION				
Cs	Puntual	-	Datos mexicanos	mg/kg
IRsuelo adulto	Uniforme	Min = 0 Max = 130	EPA (2001)	mg/d
GI	Puntual	0.97	RAIS (2004)	adimensional
FI	Uniforme	Min = 0.1 Max = 0.5	Finley (1994a)	adimensional
INHALACIÓN				
IRaire adulto	Uniforme	Min = 5.05 Max = 17.7	Finley (1994a)	m3/d
VF	Puntual	2.70E+03	EPA Region 9 (2002)	m3/kg
PEF	Puntual	1.32E+09	EPA Region 9 (2002)	m3/kg
DÉRMICO				
SA adulto	Empírica	Media = 0.31 Dstd =	Encuesta (2004)	m2/d
AF	Beta	Media = 0.20 Dstd = 0.15	EPA (2001)	mg/cm2
ABS	Puntual	0.1	EPA Region 9 (2002)	adimensional
EXPOSICIÓN				
ETo	Triangular	Min = 0.13 Max = 0.333 Moda = 0.2	Smith (1994)	h/d
EF	Triangular	Min = 180 Max = 350 Moda = 250	EPA (2001)	d/a
ED adulto	Empírica	Media = 31 Dstd = 18.587	Encuesta (2004)	a
Evida	Empírica	Media = 75 Dstd = 1.18	Encuesta (2004)	a
BW adulto	Empírica	Media = 67.336 Dstd = 11.106	Encuesta (2004)	kg

La selección se realizó con base a la variabilidad analizada en el capítulo anterior con las siguientes observaciones:

- La aproximación con distribuciones triangulares es una representación inicial a la variabilidad de ETo y EF acorde con procedimientos estadísticos
- Las variables BW, SA, ED y E_{vida} se representaron con la función de distribución empírica que se obtuvo de la base de datos de la encuesta (Capítulo 5)
- La variable AF, con una distribución beta, es una aproximación al comportamiento de esta variable
- La representación de las variables IR_{suelo}, IR_{aire} y FI con funciones de distribución uniforme indican la incertidumbre en torno al valor más probable para estas variables, porque este tipo de distribución define la misma probabilidad a cada valor y acota el rango de variación

Con los parámetros que define a cada función de distribución, se hizo la estimación del coeficiente de variación (Tabla 7.6) para cada caso y se aplicó la ecuación [7.4] para obtener los resultados de SS para las variables (Tabla 7.7 y 7.8).

Tabla 7.6 Cálculo del coeficiente de variación (CV)

VARIABLE	TIPO DE DISTRIBUCIÓN	PARÁMETROS		COEFICIENTE DE VARIACIÓN CV
		MEDIA	DESVIACIÓN STD	
INGESTION				
IR _{suelo} _{adulto}	Uniforme	65	37.570	0.58
FI	Uniforme	0.30	0.116	0.39
INHALACIÓN				
IR _{aire} _{adulto}	Uniforme	11.375	3.656	0.32
DÉRMICO				
SA _{adulto}	Empírica	0.31	0.03	0.10
AF	Beta	0.20	0.15	0.75
EXPOSICIÓN				
ETo	Triangular	0.221	0.103	0.47
EF	Triangular	260	85	0.33
ED _{adulto}	Empírica	31	18.587	0.60
E _{vida}	Empírica	75	1.18	0.02
BW _{adulto}	Empírica	67.336	11.106	0.16

La jerarquía o tendencia en la sensibilidad del modelo a cambios en las variables, de mayor a menor, para las variables temporales es la siguiente:

$$ED > ET_0 > EF \gg E_{vida}$$

Para las variables específicas a las vías de exposición es clara la relevancia de su influencia en el modelo, independiente del valor nominal asignado, para las siguientes:

$$IR_{aire} > BW > AF$$

Tabla 7.7 Resultados del Radio de Sensibilidad Normalizado (SS) (cáncer)

VARIABLE	CV	EPA 09		RAIS		CTE	
		SR	SS	SR	SS	SR	SS
IRsuelo _{adulto}	0.58	0.026	0.015	0.024	0.014	0.003	0.0017
FI	0.39	0.026	0.010	0.024	0.009	0.003	0.0012
IRaire _{adulto}	0.32	0.956	0.306	0.896	0.287	0.912	0.292
SA _{adulto}	0.10	0.018	0.002	0.079	0.008	0.085	0.009
AF	0.75	0.018	0.014	0.079	0.059	0.085	0.064
ETo	0.47	1	0.470	1	0.470	1	0.470
EF	0.33	1	0.330	1	0.330	1	0.330
ED _{adulto}	0.60	1	0.600	1	0.600	1	0.600
E _{Vida}	0.02	-0.946	-0.019	-0.946	-0.019	-0.946	-0.019
BW _{adulto}	0.16	-0.946	-0.151	-0.946	-0.151	-0.946	-0.151

Tabla 7.7 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad Normalizado (SS) (cáncer)

VARIABLE	CV	RME		MINIMO		MAXIMO	
		SR	SS	SR	SS	SR	SS
IRsuelo _{adulto}	0.58	0.009	0.005	0.001	0.0006	0.023	0.013
FI	0.39	0.009	0.004	0.001	0.0004	0.023	0.009
IRaire _{adulto}	0.32	0.859	0.275	0.969	0.310	0.866	0.277
SA _{adulto}	0.10	0.132	0.013	0.03	0.003	0.111	0.011
AF	0.75	0.132	0.099	0.03	0.023	0.111	0.083
ETo	0.47	1	0.470	1	0.470	1	0.470
EF	0.33	1	0.330	1	0.330	1	0.330
ED _{adulto}	0.60	1	0.600	1	0.600	1	0.600
E _{Vida}	0.02	-0.962	-0.019	-0.943	-0.019	-0.975	-0.020
BW _{adulto}	0.16	-0.962	-0.154	-0.943	-0.151	-0.949	-0.152

Los resultados del cálculo del radio de sensibilidad normalizado (Tabla 7.7) para estimar el efecto cancerígeno por la exposición a benceno, indican:

- Se confirma que las variables más sensibles son las temporales ($ED > E_{To} > EF$) con un radio normalizado mayor a 0.33
- La variable E_{vida} se identifica con una sensibilidad mucho menor, $|SS| = 0.019$
- La importancia mayor de la variable IR_{aire} , también se confirma, con respecto a las variables relativas a las vías de contacto con un radio normalizado que varía, entre los seis criterios, de 0.275 a 0.310
- El peso del cuerpo (BW) sigue en importancia con radio de $|SS| = 0.151$
- La variable relativa al factor de adherencia (AF) le sigue en importancia para todos los criterios, excepto para el que establece EPA 09, con un radio normalizado que varía de 0.023 a 0.099
- Las variables que menos contribuyen a la estimación de riesgo son: IR_{suelo} , FI y SA con un radio de sensibilidad normalizado menor a 0.015
- La jerarquía entre estas últimas tres variables, que varió entre los seis criterios, depende de los valores asignados

La jerarquía o tendencia en la sensibilidad del modelo a cambios en las variables, de mayor a menor, para las variables temporales, en el caso de efectos sistémicos, es la siguiente:

$$E_{T_0} > EF \gg ED = 0$$

Para las siguientes variables, específicas a las vías de exposición, se observa la misma relevancia de su influencia en el modelo, independiente del valor nominal asignado y del efecto cancerígeno o sistémico:

$$IR_{aire} > BW > AF$$

Estos resultados de la evaluación del radio normalizado para estimar los efectos sistémicos por la exposición a benceno (Tabla 7.8), indican:

- Se confirma que las variables más sensibles a la estimación del cociente de peligro son las temporales con un radio normalizado mayor a 0.33
- La importancia mayor de la variable IR_{aire} , también se confirma, con un radio normalizado que varía, entre los seis criterios, de 0.239 a 0.300
- El peso del cuerpo (BW) sigue en importancia con radio de $|SS| = 0.151$
- La variable relativa al factor de adherencia (AF) le sigue en importancia, para todos los criterios, excepto para los que se establecen como RME y MAX, con un radio normalizado que varía de 0.028 a 0.183
- Las variables IR_{suelo} , FI y SA son las que menos contribuyen a la estimación del cociente de peligro con un radio de sensibilidad normalizado menor a 0.021

- La jerarquía entre estas variables, al igual que en el caso cancerígeno, es variable entre los seis criterios

Tabla 7.8 Resultados del Radio de Sensibilidad Normalizado (SS) (no-cáncer)

VARIABLE	CV	EPA 09		RAIS		CTE	
		SR	SS	SR	SS	SR	SS
IRsuelo _{adulto}	0.58	0.036	0.021	0.031	0.018	0.004	0.0023
FI	0.39	0.036	0.014	0.031	0.012	0.004	0.0016
IRaire _{adulto}	0.32	0.928	0.297	0.815	0.261	0.831	0.266
SA _{adulto}	0.1	0.037	0.004	0.153	0.015	0.165	0.017
AF	0.75	0.037	0.028	0.153	0.115	0.165	0.124
ETo	0.47	1	0.470	1	0.470	1	0.470
EF	0.33	1	0.330	1	0.330	1	0.330
ED _{adulto}	0.6	0	0	0	0	0	0
BW _{adulto}	0.16	-0.946	-0.151	-0.946	-0.151	-0.946	-0.151

Tabla 7.8 (Cont.) Resultados del Radio de Sensibilidad Normalizado (SS) (no-cáncer)

VARIABLE	CV	RME		MINIMO		MAXIMO	
		SR	SS	SR	SS	SR	SS
IRsuelo _{adulto}	0.58	0.011	0.006	0.002	0.0012	0.028	0.016
FI	0.39	0.011	0.004	0.002	0.0008	0.028	0.011
IRaire _{adulto}	0.32	0.746	0.239	0.937	0.300	0.764	0.244
SA _{adulto}	0.100	0.244	0.024	0.061	0.006	0.207	0.021
AF	0.75	0.244	0.183	0.061	0.046	0.207	0.155
ETo	0.470	1	0.470	1	0.470	1	0.470
EF	0.33	1	0.330	1	0.330	1	0.330
ED _{adulto}	0.6	0	0	0	0	0	0
BW _{adulto}	0.16	-0.952	-0.152	-0.943	-0.151	-0.949	-0.152

El análisis conjunto de los resultados de la evaluación del radio de sensibilidad normalizado, indica:

- La jerarquía para las variables que más contribuyen a la estimación de la exposición es:

$$ED > ETo > EF > IR_{aire} > BW > AF$$

- La variable que mayor incertidumbre induce en la estimación de la exposición es el factor de adherencia (AF) porque presentó la variación más importante en el radio de sensibilidad normalizado

- Las variables IR_{suelo} , FI y SA son las que menos contribuyen a la estimación de la exposición, sin embargo la variabilidad inherente a ellas induce diferentes jerarquías entre ellas

7.4 Discusión de resultados

Con base en los resultados del análisis de sensibilidad y la revisión de las incertidumbres en los valores que toman las variables del modelo, abordados a lo largo de los anteriores capítulos, se presenta la siguiente discusión sobre la variabilidad e incertidumbres del modelo de exposición expuesto.

7.4.1 Estimación de riesgo con análisis probabilístico

Resolver el término de la concentración en las ecuaciones [4.1] a [4.4] con valores puntuales para estimar niveles de limpieza genéricos, resulta en una estimación simplificada y con muchas incertidumbres. Ya que no considera la variabilidad inherente a las diferentes situaciones ni la diversidad de los receptores.

Una mejor estimación puede obtenerse si para algunas de las variables del modelo se expresa su variabilidad a través de una función de distribución. El enfoque es aplicar la metodología de estimación probabilística de riesgo (EPA, 2001a).

Esa metodología explícitamente indica que los resultados del análisis de sensibilidad orientan a proponer que las variables más relevantes del modelo (ED, ETo, EF, IR_{aire} , BW y AF) sean las que se expresen con una función de distribución en lugar de un solo valor numérico porque son determinantes en la magnitud de la estimación de riesgo.

La sustitución de valores numéricos por una función de distribución en las ecuaciones del modelo [4.1] a [4.4] generan una función de distribución de riesgo y del cociente de peligro, respectivamente, donde queda expresada la variabilidad de las variables de entrada al modelo. Los resultados que se pueden obtener con el enfoque de la estimación probabilística de riesgo se ejemplifican a continuación.

Ejemplo 1. Estimación de riesgo con la función de distribución empírica para Cs

Un ejemplo de los resultados que produce el enfoque de la estimación probabilística de riesgo se muestra en la Fig. 7.1. La figura presenta la distribución de riesgo estimada con la ecuación [4.1]; cada una de las gráficas muestra el comportamiento del riesgo estimado con los valores de los criterios EPA09, REM y MAX, excepto para el término de la concentración Cs de benceno que se cuantificó con la función de distribución empírica

desarrollada para esta investigación (ver sección 4.4). Como se puede observar, el comportamiento de la distribución de riesgo es muy similar entre ellos.

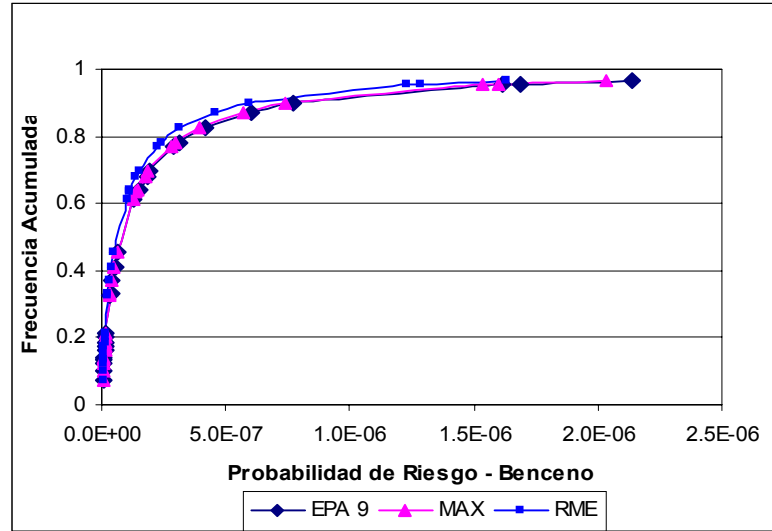


Fig. 7.1 Distribución de riesgo con variación en la concentración de benceno (criterios conservadores)

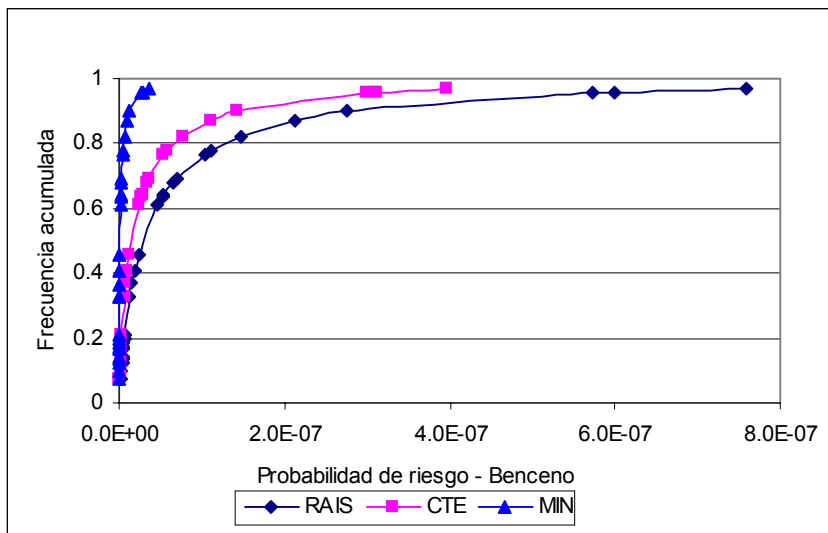


Fig. 7.2 Distribución de riesgo con variación en la concentración de benceno (criterios no conservadores)

El comportamiento es notoriamente diferente si la estimación se realiza con el criterio típico de RAIS, CTE o MIN (Fig. 7.2). Las gráficas muestran que bajo esos criterios la probabilidad de riesgo es menor a 1×10^{-6} para todos los valores de la concentración de

benceno. En cambio, con los primeros criterios, para sitios con concentraciones mayores a 2 mg/kg la probabilidad de riesgo es mayor a 1×10^{-6} .

Ejemplo 2. Estimación de riesgo con la función de distribución empírica para ED

Al considerar a la variable de duración de la exposición (ED), que fue la más importante en el análisis de sensibilidad, expresada con la función empírica desarrollada en el capítulo 5, se observa que el comportamiento del riesgo tiene una distribución diferente al obtenido en la Fig. 7.1. En este caso se aplicó la ecuación [4.1] con valores numéricos del criterio de EPA Region 9 para las variables, la distribución para ED y para el término de la concentración C_s se tomó el valor correspondiente al 95% UCL que representa las incertidumbres en torno al valor medio de la concentración de benceno.

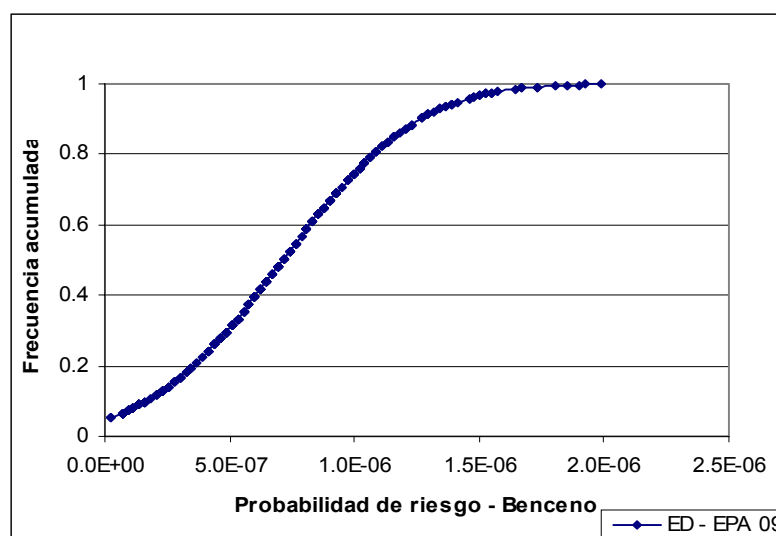


Fig. 7.3 Distribución de riesgo con variación en la variable ED

La gráfica ejemplifica el peso importante que tiene la variable ED en la distribución de riesgo; la probabilidad de riesgo o de desarrollo de cáncer se estima menor a 10^{-6} para todos aquellos receptores potenciales con menos de 44 años de residencia en el sitio contaminado y se advierte que el valor que asume el criterio de EPA con ED = 25 años es muy conservador.

Ejemplo 3. Estimación de riesgo con la función de distribución empírica para BW y SA

La variable de peso del cuerpo (BW) con menor efecto que ED en la estimación de riesgo se advierte en la gráfica de la Fig. 7.4 donde se dejaron las variables restantes con el valor constante numérico del criterio de EPA; en ella se ha representado además la curva de la distribución de riesgo que se obtuvo al variar el área de la superficie expuesta (SA). Se observa que el comportamiento del riesgo es similar. Es decir, domina la variación del peso del cuerpo (BW) en la estimación de riesgo; recuérdese que la variable SA se calcula a partir de la estatura y peso.

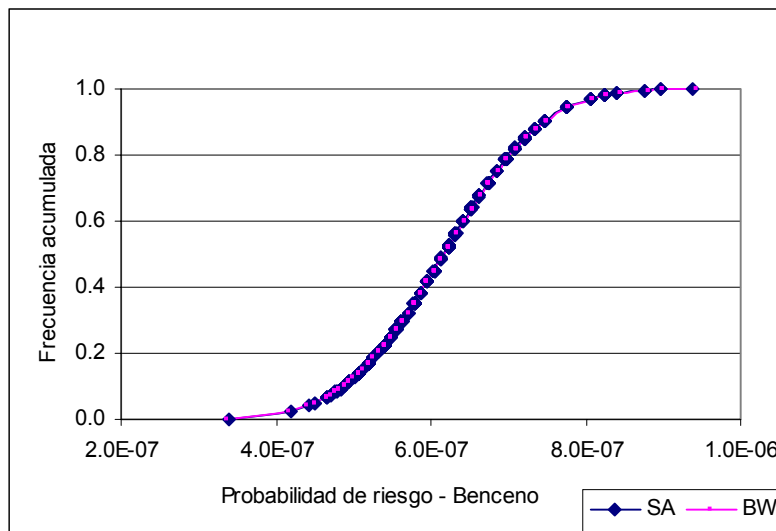


Fig. 7.4 Distribución de riesgo con variación en la variable BW y SA

Ejemplo 4. Estimación de riesgo con las funciones de distribución para Cs, ED y BW

La estimación de riesgo con la ecuación [4.1] y calculando con las funciones de distribución empíricas desarrolladas para el término de concentración Cs, para la duración de la exposición (ED) y para el peso del cuerpo (BW) con las variables restantes con el valor del criterio de EPA, se obtiene la distribución de riesgo representada en la Fig. 7.5.

La gráfica muestra que la estimación de riesgo se acerca a valores de 10^{-5} e indica que para el 60% de la combinación de datos la probabilidad de riesgo es menor a 10^{-6} .

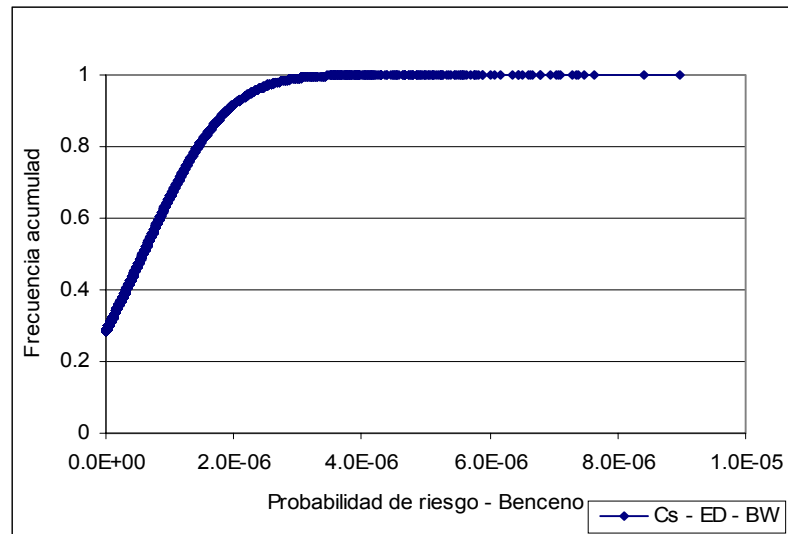


Fig. 7.5 Distribución de riesgo con variación en las variables Cs, ED y BW

7.4.2 Procedimiento para estimar niveles de limpieza

Con el enfoque del análisis probabilístico de riesgo es posible estimar niveles de limpieza para suelo contaminado con hidrocarburos. Actualmente son dos los métodos más comunes aplicados para calcular metas preliminares de remediación (EPA, 2001a). A continuación se presenta una breve descripción de cada uno de ellos así como las ventajas que su aplicación tiene en la comprensión de los conceptos y significado de la determinación de niveles de protección para una política de restauración de suelos contaminados.

- 1) Resolver el término de concentración Cs en las ecuaciones del modelo (como en la estimación numérica) (backcalculation); método aplicable siempre que el nivel de riesgo definido como aceptable sea expresado como estimación puntual y no como función de distribución (Burmester *et al.*, 1995)

Si se establece como riesgo aceptable el nivel igual a 10^{-6} o el índice de peligro igual a 1 entonces en las ecuaciones [4.1] a [4.4] se resuelve el término de concentración Cs.

Si se considera, a manera de ejemplo, que las variables de la primera ecuación toman el valor aceptado en el criterio de EPA Region 9, excepto para la variable ED expresada con la función de distribución empírica de esta investigación, se obtiene una distribución de las concentraciones; es decir produce una distribución de niveles preliminares de limpieza. Si se adopta el criterio de asignar al 95 percentil de la distribución de riesgo como el nivel de exposición máximo aceptable (RME), esto se traduce en el 5 percentil de la distribución de

concentraciones o metas preliminares de remediación (PRGs) (Bowers, 1999) y representará el nivel de protección seleccionado.

Una vez seleccionado, se recomienda usar el PRG como el término de concentración en la ecuación [4.1] para calcular el nivel de riesgo y asegurar que corresponde al nivel de riesgo definido como el aceptable o tolerable en el sitio.

La Figura 7.6 muestra la distribución de las concentraciones de benceno que se obtienen con este método. El nivel de limpieza es de 0.515 mg/kg que corresponde al 5 percentil de la distribución y es el equivalente al 95 percentil de la distribución de riesgo.

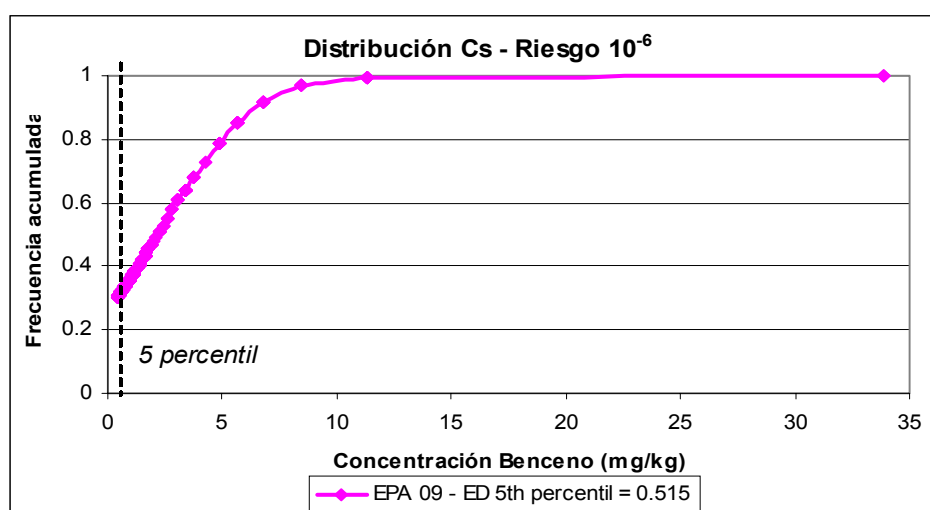


Fig. 7.6 Distribución de concentraciones

- 2) Método iterativo de cálculo con las ecuaciones de riesgo a través de reducir o cortar (truncation) en cada iteración el valor del término de concentración; para este método no hay restricción para su aplicación

El proceso iterativo consiste en calcular el riesgo o el cociente de peligro en las ecuaciones originales del modelo, esto es en las ecuaciones [4.1] a [4.4], respectivamente, usando progresivamente valores menores para el término de la concentración hasta que se obtenga el nivel de riesgo definido como tolerable que de suficiente protección a la población potencialmente expuesta. La ventaja de este método con respecto al primero, es que permite observar el comportamiento de la distribución de riesgo.

El método iterativo por truncación es un método para calcular PRGs que involucra el desarrollo de una expresión para el término de la concentración en el cual los valores altos de la concentración se eliminan o retiran o truncan para reducir la máxima concentración. Estos valores altos se remplazan por el surrogado del valor no detectado. El riesgo es

recalculado para cada reducción sucesiva del valor más alto. Este método se repita hasta que el riesgo es aceptable.

Cuando este proceso se aplica con una función de distribución empírica para el término de concentración C_s , entonces el valor máximo detectado se reemplaza por el correspondiente a la mitad del límite analítico de detección del contaminante y el EPC (95% UCL) es recalculado para esta nuevo conjunto de datos.

El método iterativo con truncación se aplicó para la distribución empírica de las concentraciones de benceno; cada valor máximo se sustituyó por el 50% del valor del límite de detección analítica (0.00055 mg/kg); en cada iteración se obtuvo una base de datos de concentración diferente y se recalculó el valor de $C_s = 95\%$ UCL. Las distribuciones de riesgo que se obtuvieron (Fig. 7.7) muestran que en la segunda iteración para $C_s = 0.388$ mg/kg se cumple que el 95 percentil de la distribución de riesgo es menor a 10^{-6} y ese valor corresponde al nivel de limpieza, PRG = 0.388 mg/kg.

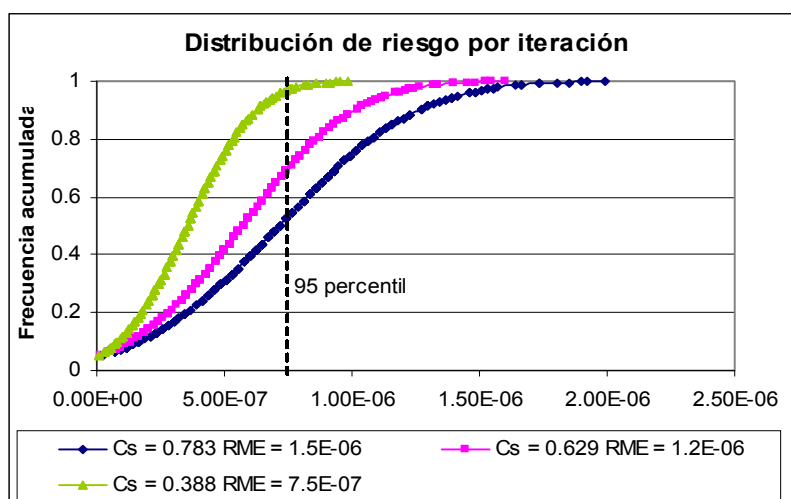


Fig. 7.7 Distribución de riesgo

7.4.3 Perspectivas para investigaciones posteriores

El enfoque de estimación probabilística de riesgo, es una metodología interesante para incorporar con mayor precisión la diversidad de la población mexicana a la estimación de la exposición a sustancias tóxicas por la contaminación de suelo con combustibles. Esto podrá lograrse a través de un acercamiento que podría iniciar con la descripción de la variabilidad para las variables ETo, ED, EF, BW y SA con funciones de distribución.

Para el caso específico de la contaminación con combustibles el escenario industrial natural ocurre dentro de las instalaciones de PEMEX. Una investigación acerca del patrón

de actividades que desarrollan los trabajadores que laboran al aire libre, en el exterior de los edificios; así como un levantamiento de sus características de peso, estatura, edad y sexo, permitiría expresar con funciones de distribución una caracterización de los receptores potenciales.

Para la exposición en zonas habitacionales (escenario residencial) la investigación del comportamiento de esas variables no es tarea sencilla; pero no es imposible un acercamiento a su caracterización.

Los datos obtenidos de la encuesta epidemiológica no son representativos para toda la población mexicana, sin embargo son una aportación para comprender numéricamente las diferencias que siempre se sospecha que existen entre la diversidad de nuestro país y los valores típicos derivados de la población de EUA.

Múltiples propuestas pueden surgir para recopilar o inferir esos datos; su análisis y pertinencia rebasa el alcance de esta investigación. Sin embargo, lo que no escapa a esta investigación es la recomendación de dar prioridad a caracterizar esas variables de exposición para niños entre 6 y 12 años.

Un análisis enfocado a evaluar la sensibilidad e incertidumbres en la exposición para niños, con el procedimiento aplicado en esta investigación, no tiene mayor trascendencia si no se cuenta con datos que muestren, al menos, la variabilidad en edad, sexo, peso, estatura y tiempo de residencia en niños mexicanos.

La descripción del peso y la altura, junto con datos de edad y sexo, es relevante para cualquier núcleo de población mexicana que se evalúe. Porque la importancia de la variable del peso (BW) en los resultados del análisis de sensibilidad sugiere la conveniencia de expresar, en las ecuaciones del modelo, a la variable del área de la piel expuesta (SA) en términos de la estatura y peso. Así como analizar como se comporta esta variable (SA) si se deduce de otras relaciones documentadas en la literatura.

Un paso importante en la metodología de estimación probabilística de riesgo es identificar la función de distribución que mejor represente la variabilidad de cada variable. Identificar la mejor representación se realiza a través del análisis de sensibilidad del modelo; típicamente se realiza con el modelo Monte Carlo (EPA, 2001c) pero puede realizarse con otros modelos como Cristal Ball o @Risk. Posteriormente, para continuar con ese enfoque metodológico, se realiza un análisis de incertidumbre en la estimación de riesgo.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las conclusiones respecto a la contribución de las vías de exposición al modelo de riesgo para el escenario industrial para benceno, son las siguientes:

1. La vía de exposición que más contribuye en la estimación es la inhalación de vapores y/o polvos tanto para la evaluación de efectos cancerígenos como sistémicos
2. La segunda vía en importancia es el contacto con la piel
3. La ingestión de suelo es la vía con la menor aportación a la estimación

El análisis de sensibilidad confirmó esta jerarquía de las vías de exposición y aportó los siguientes elementos sobre la relevancia de las variables de exposición:

Variables temporales

1. La variabilidad en las variables temporales tienen la mayor relevancia en el modelo
2. El modelo es sensible a las variables temporales con la siguiente jerarquía: ED, ETo, EF y E_{vida}
3. La variable ED no influye en la estimación de la exposición cuando se evalúan efectos sistémicos
4. Variaciones en la esperanza de vida (E_{vida}) tiene poca relevancia y sólo aplica para la exposición a tóxicos cancerígenos
5. Por tanto, las variables ED y ETo son las que mayor efecto tienen en la estimación de la exposición a benceno en el escenario industrial

Variables específicas a la vía de contacto

1. La variabilidad que más influye en la estimación es de la variable IR_{aire} correspondiente a la vía de exposición por inhalación
2. La variabilidad en las variables VF y PEF, que también integran la estimación por inhalación, esta relacionada al contaminante y a condiciones climáticas específicas, razón por la cual su importancia está en la incertidumbre en la estimación de ellas, más que en la variabilidad

3. El modelo de exposición es sensible a la variación en BW y en AF, en ese orden de importancia
4. Las variables IR_{suelo} , FI y SA presentaron un efecto menor en la estimación de la exposición total
5. Por tanto, la asignación de valores a las variables IR_{aire} , BW y AF es de la mayor importancia en la aplicación del modelo de exposición a benceno para el escenario industrial

En el análisis de la incertidumbre acerca del valor que toman las variables, se identificaron donde están las causas o fuentes para determinar como reducirla, los lineamientos que de ese análisis se obtuvieron, son los siguientes:

1. Representar a través de una función de distribución a las variables relevantes que mayor influencia tienen en la estimación de la exposición, identificadas en el análisis de sensibilidad, esto es, a las variables ED, ETo, IR_{aire} y BW
2. La variable AF podría representarse, en una primera aproximación, a través de una función de distribución lognormal o beta; sin embargo hay incertidumbre respecto a los valores típicos que las definirían
3. Las funciones de distribución empírica para BW y ED que este estudio aportó, son representativas de la variabilidad en una población mexicana asentada en un entorno semiurbano con intensa actividad industrial y agrícola del centro del país
4. Conocer el comportamiento de estas variables (BW y ED) para otros núcleos de población, como urbanos y rurales estrictamente, así como para sectores de alta marginación, es posible obtenerlo a través de estudios epidemiológicos para mejorar la caracterización de estas variables para la población mexicana
5. El valor típico de 70 años para el tiempo en el que se promedia la exposición para evaluar efectos cancerígenos se considera apropiado. La esperanza de vida (E_{vida}) estimada para la población mexicana, presentó un valor promedio de 75 años para el año 2000, con una variación baja entre los 32 estados de la república ($CV = 0.02$)
6. Representar con valores numéricos a las variables que el análisis de sensibilidad indicó que su variabilidad tiene baja influencia en la estimación de la exposición (SA, IR_{suelo} y FI)
7. Reducir la incertidumbre en estas variables (SA, IR_{suelo} y FI) a través de estudios que proporcionen datos para conocer mejor su comportamiento, apoyaría a comprender mejor la influencia de su variabilidad en el modelo de exposición, sin embargo no mejorara sustancialmente la estimación en tanto que son variables con influencia relativamente baja en la estimación

8. Para las variables que dependen del contaminante (VF, PEF, ABS, Sf y RfD) y que en el análisis de sensibilidad tomaron valor constante, es decir que no se evaluó la sensibilidad del modelo a variaciones, se sostiene la propuesta de asignarles valores numéricos típicos
9. La incertidumbre en la estimación de los valores para VF y PEF puede acotarse con un análisis de sensibilidad de los parámetros con los cuales se calculan esas variables e identificar los que más influyen en su estimación
10. La incertidumbre en las variables de toxicidad es inherente a los procedimientos de extrapolación. En la literatura están documentados diferentes procedimientos para reducirla y están relacionados principalmente a las dosis de referencia (RfD)

Con base en los resultados anteriores se propone que la estimación de la exposición en el modelo industrial para benceno, para calcular el riesgo (R) y el cociente de peligro (CP), se realice con el procedimiento de la estimación probabilística de riesgo.

Esta propuesta significa un cambio cualitativo al pasar del método clásico para derivar niveles de limpieza a partir de la asignación de un valor numérico a cada variable de exposición, a la actualización del enfoque en esta área, donde las variables relevantes se expresan a través de una función de distribución.

En esta investigación se propone estimar niveles de limpieza para suelo con el método probabilístico de riesgo: se sugiere resolver el término de concentración C_s en las ecuaciones del modelo de exposición cuando no se cuenta con una base de datos de concentración del contaminante en suelo. Si se cuenta con esa base de datos, se sugiere aplicar el método iterativo por truncación a la función de distribución empírica para el término de concentración C_s . En ambos casos expresar con funciones de distribución a las variables relevantes para estimar la distribución de riesgo.

El método de investigación aplicado en este estudio para el caso de la exposición a benceno, es un procedimiento aplicable a cualquier otro contaminante en suelo cuando el interés se enfoque a estimar niveles de riesgo de exposición o niveles de limpieza en suelo con el método probabilístico de riesgo, siempre y cuando se defina el modelo de exposición apropiado al compuesto que interese evaluar.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams (1993) *Measurement of Breathing Rate and Volume in Routinely Performed Daily Activities. Final Report*. California Air Resources Board. Contract No AO33-205. June 1993, pp 185

Bonazountas Marc & Kallidromitou Despina (1993) Mathematical Hydrocarbon Fate Modeling in Soil Systems, Chapter 9 en *Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils*, Calabrese E, Kostocki P (Editors) (1993) Lewis Publishers

Bowers T. S. (1999) *The Concentration Term and Derivation of Cleanup Goals using Probabilistic Risk Assessment*, Hum. Ecol. Risk Assess. 5(4): 809-821

Burmester D.E., K.J. Lloyd and K.M. Thompson (1995) *The Need for New Methods to Backcalculate Soil Cleanup targets in Interval and Probabilistic Cancer Risk Assessment*, Human. Ecol. Risk Assess. 1(1): 89-100

Navarro I, Flores E. & Valladares R. (2004) *Documentación y Seguimiento de Casos de Leucemia y Trombocitopenia por Contaminación en el Río Atoyac. Estudio Ambiental y Epidemiológico*, elaborado para el Centro Fray Julián Garcés con financiamiento del Fondo de América del Norte para la Cooperación Ambiental (FANCA), Abril 2004

Covello V.T, Merkhofer M.W. (1993) “*Risk Assessment Methods. Approaches for Assessing Health and Environmental Risks*”, Plenum Pres, New York, p 318

Cullen A.C. and H.C. Frey (1999) *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment. A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, Penum Press

Díaz Barriga F. (1999) “*Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para Salud en Sitios Contaminados*”, CEPIS, OPS, OMS, Pub/99.34, p 88

Dragun (1998) *The Soil Chemistry of Hazardous Materials*, 2nd Edition, Amherst Scientific Publishers, Amherst, Massachusetts, pp 862

EPA (1989) *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final*, Office of Emergency and remedial response. Washington DC, EPA/540/1-89/002, December 1989

EPA (1991) “*Risk Assessment Guidance for Superfund: Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals, Interim*”, Publication 9285.7-01B, December 1991

EPA (1992) *Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications*, Office of Research and Development, Washington DC, EPA/600/8-91/011B, January, 1992

EPA (1995) *Supplemental Guidance from RAGs: Region 4 Bulletins, Human Health Risk Assessment (Interim Guidance)*, November, 1995

EPA (1996) *Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington D.C., EPA/540/R-95/128, May 1996

EPA (1996) *Compilation of EPA's Sampling and Analysis Methods*, edited by Lawrence H. Keith, Lewis Publishers, Inc

EPA (1997) “*Exposure Factors Handbook*” en EPA [On line] Available: <http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm> actualizada al 9 enero de 2000, [2001, Marzo 20]

EPA(2001a) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment, Chapter 5 “Probabilistic Risk Assessment and Preliminary Remediation Goals”*, Office of Emergency and Remedial Response USEPA, Washington DC, EPA 540-R-02-002, OSWER 9265.7-45, PB2002 963302, December 31, 2001

EPA(2001b) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment, Appendix C “Characterizing Variability and Uncertainty in the Concentration Term”*, Office of Emergency and Remedial Response USEPA, Washington DC, EPA 540-R-02-002, OSWER 9265.7-45, PB2002 963302, December 31, 2001

EPA (2001c) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment, Appendix A “Sensitivity Analysis: How do we know what's important?”*, Office of Emergency and Remedial Response USEPA, Washington DC, EPA 540-R-02-002, OSWER 9265.7-45, PB2002 963302, December 31, 2001

EPA (2001d) *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual, Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment, Interim Guidance*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, EPA/540/R-99/005 PB99-963312

EPA (2001e) *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. Interim Guidance*, Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington DC. OSWER 9355.4-24, March, 2001

EPA Region 9 (2002) *PGRs Exposure Parameters* en Region 9 on line [updated October, 2002] <http://www.epa.gov/region9/waste/sfund/prg/files/02userguide.pdf> [consultada 7 Junio, 2004]

EPA Region 9 (2002a) *Physical-Chemical Data for Volatile Organic Compounds*, Factor de volatilización (VF) on line [updated October, 2002] [consultada 11 Septiembre, 2004] <http://www.epa.gov/region9/waste/sfund/prgfiles/02physchem.pdf>

Finley B & D. Paustenbach (1994a) *The Benefits of Probabilistic Exposure Assessment: Three Case Studies Involving Contaminated Air, Water and Soil*, Risk Analysis Journal **14** (1), 53-73

Finley B, D. Proctor, P. Scott, P. Price, N. Harrington & D. Paustenbach (1994b) *Recommended Distributions for Exposure Factors Frequently Used in Health Risk Assessment*, Risk Analysis Journal, Vol. 14, No.4

Finley B, D. Proctor, P. Scott & D. Mayhall (1994c) *Development of Standard Soil-to-Skin Adherence Probability Density Function for Use in Monte Carlo Analysis of Dermal Exposure*, Risk Analysis Journal, Vol. 14, No. 4

Gehan E, George G.L. (1970) *Estimation of Human Body Surface Area from Height and Weight*, Cancer Chemother. Resp. 54(4), 225-235

Hamby D.M (1994) *A Review of Techniques for Parameter Sensitivity Analysis of Environmental Models*, Environmental Monitoring and Assessment **32**, 135-154

HEAST (1995) *Health Effects Assessment Summary Tables. Appendix A, Section II: Dose Conversions*, National Center for Environmental Assessment (NCEA), Office of Research and Development and Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC

Iman, R.L. & J.C. Helton (1988) *An Investigation of Uncertainty and Sensitivity Analysis Techniques for Computer Models*, Risk Analysis Journal, **8**(1), p 71-90

INEGI (2001) *Indicadores Sociodemográficos. Esperanza de Vida al Nacer por Entidad Federativa, 2000*, en INEGI on line <http://www.inegi.gob.mx/difusion/español/fietab.html> [actualizada Febrero, 2003] [consultada 10 Marzo, 2003]

INEGI-INE-SEMARNAT (2000) *Indicadores de Desarrollo Sustentable en México*, Junio 2000, 203 pp

IRIS (2004) *Toxicity Data for Benzene* en Integrated Risk Information System on line <http://www.ep.gov/iris/subst/0276.htm> [updated July, 2004] [consultada 20 Septiembre, 2004]

Lagoy Peter (1987) *Estimated Soil Ingestion Rates for Use in Risk Assessment*, Risk Analysis Journal, Vol 7, No. 3

LaGrega M.D., Buckingham P.L and Evans J.C. (1994) *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill Inc, 1146pp

Mahoney L.A. (1993) *Deriving Groundwater Cleanup Levels at Superfund Sites: Assessment of Current Federal Approach with Case Study* en ATSDR-EPA (1993) "Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater. How Clean is Clean?". Specialty Conference Series Proceedings, January 10-13, 1993, Washington DC

Millard S.P. and Neerchal N.K. (2001) *Environmental Statistics with S-PLUS*, CRC Press, Applied Environmental Statistics Series, 830pp

Morgan M.G. & M. Henrion (1990) *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York, 332 pp

NAS-NRC (1983) "*Risk Assessment in the Federal Government; Managing the Process*, National Academy of Science, National Resource Council, Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, National Academy Press, Washington D.C.

OSTP (1985) "*Chemical Carcinogens: a Review of the Science and its Associated Principles*", Federal register 10372

Paustenbach D.J, Kalmes R, Jernigan J.D, Bass R., Scott P. (1993) "*A Proposed Approach to Regulating Contaminated Soil: Identify Safe Concentrations for Seven of the Most Frequently Encountered Exposure Scenarios*", en Calabrese E, Kostocki P (Ed) (1993) "*Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils*", Lewis Publishers, Inc., Michigan EUA, p 511-552

PEMEX (2001a). *Historia de la Industria Petrolera*. En PEMEX [On line]. Available: <http://www.pemex.gob.mx/historia.htm> [2001, 13 Marzo].

PEMEX (2001b). Derrame de Hidrocarburos en Seguridad, Salud y Medio Ambiente, 1999. *En Informe de Labores, 1999*. PEMEX [On line]. Available: <http://www.pemex.gob.mx/rpyderr2.pdf> actualizada con fecha 23 de marzo 2001. [2001, Marzo 27]

Profepa (2001a). Auditorías Ambientales en Profepa [On line]. Available: <http://www.profepa.gob.mx/saa/audita05.htm> actualizada a Febrero 2001. [2001, Marzo 27]

Profepa (2001b). Términos de Referencia para la realización de Auditorías Ambientales en Profepa [On line]. Available: <http://www.profepa.gob.mx/zip/termiref.zip> actualizada con fecha Febrero 2001. [2001, Marzo 27]

RAIS (2003a) *Chemical-Specific Factor* en Risk Assessment Information System (RAIS) on line http://riak.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_slect?select=csf [updated September, 2003] [consultada 19 Septiembre, 2003]

RAIS (2003b) *Chemical-Specific Toxicity Values*, en RAIS on line http://risk.lsd.ornl.gov/tox/tox_values.shtml [September, 2003] [consultada 19 Septiembre, 2003]

RAIS (2004b) *PGRs Equations. Industrial Land Use and Residential Land Use* en RAIS on line http://risk.lsd.ornl.gov/prg/equations/ind_sol_nrad_tot.shtml [updated, January, 2004] [consultada 10 Febrero, 2004]

RAIS (2004a) *Chemical Toxicity Values in Risk Assessment* en RAIS (Risk Assessment Information System) on line http://risk.lsd.ornl.gov/tox/latest_nonrad.xls [July, 2004] [consultada 12 Septiembre, 2004]

Scott A. Weiner (1993) *Issues to be Considered in the Establishment of Cleanup Standards* en ATSDR-EPA (1993) “Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater. How Clean is Clean?”. Specialty Conference Series Proceedings, January 10-13, 1993, Washington DC

SEMARNAP-INEGI (1998) “*Estadísticas del Medio Ambiente. México, 1997*”, México

Smith Roy (1994) *Use of Monte Carlo Simulation for Human Exposure Assessment at Superfund Site*, Risk Analysis Journal, Vol. 14, No.4

Stanek E.J. & Calabrese E.J. (1995) *Soil Ingestion Estimates for Use in Site Evaluations Based on the Best Tracer Method*, Human and Ecological Risk Assessment, 1:133-156

Susten A.S, Grissom R.E, Haness S.J, Wilder L.C (1993) “*Developing Site-Specific Soil Clean-up Levels at Hazardous Waste Site: ATSDR’s Role*” en ATSDR-EPA (1993) “Developing Cleanup Standards for Contaminated Soil, Sediment and Groundwater. How Clean is Clean?”. Specialty Conference Series Proceedings, January 10-13, 1993, Washington DC

Swartjes Frank A. (1999) “*Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and remediation Urgency*”, Risk Analysis, Vol. 19, No.6, 1999, p 1235-1249

Thompson K.M., D.E. Burmaster & E.A.C. Crouch (1992) *Monte Carlo Techniques for Quantitative Uncertainty Analysis in Public Health Risk Assessment*, Risk Analysis Journal, Vol. 12 (1), 53-63