

## Resolución No. 02700

### ***“Por medio de la cual se adopta la Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para La Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados y se dictan otras disposiciones”***

En ejercicio de sus facultades conferidas, especialmente las contenidas en los literales a), c), e) y f) del artículo 181 del Decreto Ley 2811 de 1974, Ley 9 de 1979, artículos 1, 31 y 66 de Ley 99 de 1993, Ley 1252 de 2008, el Decreto 1076 de 2015, así como lo dispuesto en el Decreto Distrital 109 de 2009, modificado parcialmente por el Decreto Distrital 175 de 2009, y

### **CONSIDERANDO**

Que mediante Decreto No. 566 del 27 de noviembre de 2023, se encargó al Ingeniero **JULIO CESAR PULIDO PUERTO**, identificado con cédula de ciudadanía No. 79.684.006, Subsecretario de Despacho, Código 045, Grado 08, de la Subsecretaria General de la Secretaría Distrital de Ambiente, de las funciones del empleo Secretario de Despacho, Código 020, Grado 09, de la misma entidad por el periodo del 28 de noviembre al 8 de diciembre de 2023.

Que los artículos 79 y 80 de la Constitución Política establecen que toda persona tiene derecho a gozar de un ambiente sano y es deber del Estado planificar el manejo y el aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución; así como, prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental, imponer las sanciones legales y exigir la reparación de los daños causados.

Que el artículo 58 *ibídem*, establece que la propiedad cumple una función social y como tal le es inherente una función ecológica. Al respecto, la Corte Constitucional en sentencia C-0126 de 1998, señaló que el derecho a la propiedad está sujeto a las restricciones necesarias para garantizar la protección del medio ambiente y asegurar un desarrollo sostenible, con base en lo cual *“el ordenamiento puede imponer incluso mayores restricciones a la apropiación de los recursos naturales o a las facultades de los propietarios de los mismos, con lo cual la noción misma de propiedad privada sufre importantes cambios.”*. Adicionalmente, en sentencia C-189 de 2016, adujo que *“Para lograr el desarrollo sostenible se ha admitido por la jurisprudencia de esta Corporación, que a partir de la función ecológica que establece la Constitución Política en el artículo 58, se puedan imponer por el legislador límites o condiciones que restrinjan el ejercicio de los atributos de la propiedad privada, siempre y cuando dichas restricciones sean razonables y proporcionadas de modo que no afecten el núcleo esencial del citado derecho.”*.

Que igualmente, la jurisprudencia ha venido desarrollando el concepto de función ecológica, con el fin de que esta sea tenida en cuenta por quien ejerce el derecho de propiedad sobre un bien determinado, al respecto, en Sentencia C-198 de 2006 adujo que *“la propiedad privada ha sido reconocida por esta Corporación como un derecho subjetivo al que le son inherentes unas funciones sociales y ecológicas, dirigidas asegurar el cumplimiento de varios deberes*

### **Resolución No. 02700**

*constitucionales, entre los cuales, se destacan la protección del medio ambiente, la salvaguarda de los derechos ajenos y la promoción de la justicia, la equidad y el interés general como manifestaciones fundamentales del Estado Social de Derecho.”*

Que de lo anterior se infiere que concretamente “*se reitera que la garantía constitucional e interamericana al derecho de propiedad está sujeta a limitaciones que deben ser determinadas por el legislador, pueden provenir de criterios relacionados con el interés social, la utilidad pública o la función social o ecológica que cumpla.*” (Sentencia C-364 de 2012 M.P. Luis Ernesto Vargas Silva)

Que los literales a), c), e) y f) del artículo 181 del Decreto Ley 2811 de 1974, disponen que son facultades de la administración, velar por la conservación del suelo para prevenir y controlar fenómenos de erosión, degradación, para lo cual realizarán estudios e investigaciones y análisis de suelos, así como intervenir en su uso y manejo para adoptar medidas de corrección, recuperación o conservación. Así mismo le corresponde controlar el uso de sustancias que pueden generar contaminación en este recurso.

Que de conformidad con los numerales 2 y 10 del artículo 31 y 66 de la ley 99 de 1993, la Secretaría Distrital de Ambiente ejerce la función de máxima autoridad ambiental en el Distrito Capital y en consecuencia puede fijar los límites permisibles de emisión, descarga, transporte o depósito de sustancias, productos, compuestos o cualquier otra materia que puedan afectar el medio ambiente o los recursos naturales renovables, así como prohibir restringir o regular la fabricación, distribución, uso disposición o vertimiento de sustancias causantes de degradación ambiental en el área de su jurisdicción.

Que de conformidad con el principio de precaución consagrado en el numeral 1 y 6 del artículo 1 *ibídem*, las autoridades ambientales deben aplicar y adoptar acciones precautorias cuando exista peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no es óbice para no adoptar las medidas preventivas necesarias con el fin de proteger el ambiente y los recursos naturales e impedir su degradación.

Que por su parte, el principio de prevención faculta a las autoridades ambientales de actuar anticipadamente en situaciones concretas de un riesgo absoluto, en las que se pueda generar un daño grave al ambiente o a la salud humana y frente al cual exista certeza del riesgo con el fin de evitar y reducir la generación de daños irreversibles.

Que con la Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados que se adopta con este acto administrativo aplican los principios ambientales de prevención y precaución en tanto responden a los predios con sospecha de contaminación y sitios contaminados, con el fin de evitar y reducir los impactos y daños que puedan generarse en la salud humana y en el ambiente en el Distrito Capital.

### **Resolución No. 02700**

Que en materia de prevención y manejo de residuos o desechos peligrosos, se prevé en el artículo 2.2.6.1.3.9. el Decreto 1076 de 2015, que aquellas personas que resulten responsables de la contaminación de un sitio por efecto de un manejo o una gestión inadecuada de residuos o desechos peligrosos, están obligados entre otros, a diagnosticar, remediar y reparar el daño causado a la salud y el ambiente, conforme a las disposiciones legales vigentes.

Que el Decreto 555 de 2021, “*Por el cual se adopta la revisión general del Plan de Ordenamiento Territorial de Bogotá D.C.*”, establece en el numeral 1 del artículo 247 que todos los predios en que se haya desarrollado actividad industrial o de comercio y servicios, que incluyan almacenamiento de sustancias peligrosas y en los cuales se pretenda realizar un cambio de actividad, traslado, cese o abandono de la misma deben contar con pronunciamiento de la Secretaría Distrital de Ambiente, previo al proceso de licenciamiento urbanístico.

Que en virtud de las normas nacionales y distritales antes citadas y en aplicación del principio de progresividad, entendido como la obligación del Estado de incrementar gradual, constante, sostenida y sistemáticamente el alcance y nivel de protección en materia ambiental, para efectos de lograr la efectividad en términos de justo equilibrio con el amparo de la salud humana y el ambiente. Al respecto, la Corte Constitucional en Sentencia C-443 de 2009, ha explicado que el principio de progresividad tiene dos alcances complementarios. Por un lado, implica la gradualidad sobre el avance de satisfacción plena de derechos establecidos, y por otro, concibe el progreso como la obligación del Estado de mejorar las condiciones de goce y ejercicio de derechos, como el medio ambiente sano, restringiendo al legislador y a la Administración a imponer medidas que retrocedan niveles de protección de derechos ya alcanzados.

Dando aplicación a los principios de precaución y prevención, desde hace más de diez años, la autoridad ambiental ha venido realizando visitas de control y seguimiento ambiental en el marco de la misionalidad a aquellos establecimientos donde se desarrolle o se hubiera desarrollado actividades industriales, comerciales o de servicios en los cuales existe un potencial riesgo para la salud y el ambiente, de acuerdo con la Clasificación industrial internacional uniforme de todas las actividades económicas – CIIU, registrada en la Cámara de Comercio.

Que, en consonancia con lo expuesto, en el marco de control y seguimiento, esta autoridad a identificado alrededor de 353 predios con sospecha de riesgo no aceptable a la salud y el ambiente, lo que conlleva a efectuar un total de 224 requerimientos a los administrados para la adopción de acciones tendientes a la identificación de los compuestos de interés y la magnitud de la afectación en el suelo así como a los posibles receptores sensibles, las vías y rutas de exposición y las posibles medidas de remediación.

Que, como consecuencia de las actuaciones administrativas desarrolladas por esta autoridad ambiental, se hace necesario adoptar la Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para la Evaluación de

### **Resolución No. 02700**

Riesgo de Sitios Contaminados, conformidad con el principio ambiental de progresividad con el fin de mejorar las condiciones de protección de los recursos naturales, especialmente del suelo y acuífero somero; en aras de salvaguardar la salud humana y el ambiente en el Distrito Capital, teniendo en cuenta los aspectos fisicoquímicos del suelo, toxicológicos de los compuestos de interés, y de entorno de los escenarios de exposición (usos de suelo).

Que en atención con lo anterior, la Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados contienen los procedimientos relacionados con el suelo y el acuífero somero. Asimismo, establece las pautas para el reconocimiento, caracterización, determinación de la condición de riesgo derivados de una posible contaminación, así como la eventual adopción de acciones para su remediación.

La Metodología consta de cuatro (4) etapas que se agotan de forma secuencial y condicionada a las características de cada caso en concreto:

1. Diligencia técnica de reconocimiento
2. Investigación Orientativa
3. Investigación Detallada
4. Gestión de Riesgo - Remediación

Esta guía establece los Índices Genéricos Basados en Riesgos (IGBR) bajo criterios técnicos y científicos aplicables para la ciudad de Bogotá, acordes con la realidad toxicológica, y las variables fisiológicas de la población del Distrito Capital; así como la adopción de la metodología de análisis de riesgo, reconocida a nivel internacional, American Society Testing Materials - ASTM 2081.

Que en consecuencia, esta autoridad ambiental en cumplimiento de los principios ambientales en especial el principio de progresividad, busca fortalecer la protección del suelo para el goce y ejercicio del derecho a un ambiente sano a través de la adopción de una metodología objetiva estandarizada para el Distrito Capital, que permite (i) establecer de manera clara y detallada las acciones y procedimientos para la identificación y evaluación del riesgo de sitios potencialmente contaminados como consecuencia del desarrollo de actividades industriales de comercio o de servicios, (ii) predios en los cuales se pretenda realizar un cambio de actividad, traslado, cese o abandono de conformidad con el Plan de Ordenamiento Territorial y (iii) para el control y seguimiento por parte la Secretaría Distrital de Ambiente.

En mérito de lo expuesto,

**RESUELVE**

### **Resolución No. 02700**

**Artículo 1. Objeto.** Adoptar la Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados. Documentos que hacen parte integral del presente acto administrativo.

**Artículo 2. Ámbito de aplicación.** La Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados y la Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados, aplica para todos los propietarios de los predios en los que se desarrolle o se haya desarrollado actividad industrial o de comercio y de servicios que incluyan manipulación o almacenamiento de sustancias químicas o generación residuos peligrosos, o en los cuales se pretenda realizar un cambio de actividad sobre el uso del suelo, traslado, cese o abandono en el área urbana del Distrito Capital.

**Parágrafo.** Sin perjuicio de lo anterior, la precitada Metodología será aplicable a quien desarrolle o haya desarrollado la actividad con potencial de contaminación del suelo y recursos asociados o quien esté interesado en desarrollar o habilitar el predio.

**Artículo 3. Revisión.** Los valores de los índices genéricos basados en riesgo que se encuentran en la Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados serán revisados cuando exista evidencia científica que justifique su modificación.

**Artículo 4. Publicación.** Publicar la presente resolución en el Registro Distrital y en el Boletín Legal Ambiental de la Secretaría Distrital de Ambiente.

**Artículo 5. Vigencia.** La presente resolución rige a partir del día siguiente de su publicación.

**Dado en Bogotá a los 06 días del mes de diciembre del 2023**



**JULIO CESAR PULIDO PUERTO**  
**SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE (E)**

*Anexos: Los documentos descritos en el presente acto administrativo dentro del proceso forest 6105328:  
Metodología para la Estandarización de Criterios de Investigación de Contaminación en Suelo y Recursos Asociados  
Guía para la Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados*

Elaboró:

**Resolución No. 02700**

CLAUDIA YANIRA GODOY ORJUELA	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
<b>Revisó:</b>				
YESENIA DONOSO HERRERA	CPS:	DIRECTORA DE LEGAL AMBIENTAL	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
<b>Aprobó:</b>				
<b>Firmó:</b>				
CAROLINA URRUTIA VASQUEZ	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	06/12/2023

SECRETARIA DISTRITAL DE AMBIENTE

Informe Técnico No. 07110, 01 de diciembre del 2023

# GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS

## CRÉDITOS

ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ

Claudia Nayibe López Hernández  
**Alcaldesa Mayor**

Carolina Urrutia Vásquez  
**Secretaria Distrital de Ambiente**

Julio Cesar Pulido Puerto  
**Subsecretario General**

Rodrigo Alberto Manrique Forero  
**Director de Control Ambiental**

### Grupo Técnico de Proyección

Diana Milena Rincón Dávila  
Cristian Camilo Diaz Merchán  
Iván Rodrigo Astros Fonseca  
Alberto Uribe Jongbloed  
Julio César Reyes Vargas  
Fabio Andrés Jiménez Leal

### Agradecimientos especiales a:

Ingeniero – Reinaldo Gélvez Gutiérrez  
**CONTENIDO**

<b>Introducción</b> .....	6
<b>Proceso general de la evaluación de riesgos</b> .....	6
□ <b>Identificación del peligro (fuentes primarias y secundarias de contaminación, mecanismo primario de liberación y secundario de liberación)</b> .....	7
□ <b>Caracterización del peligro (vías de exposición y receptores sensibles)</b> .....	9
□ <b>Evaluación de la exposición (modelo de exposición)</b> .....	11
□ <b>Caracterización del riesgo (cálculo del riesgo)</b> .....	12
<b>1. ¿Qué es el riesgo?</b> .....	12

2. ¿Qué es un compuesto de interés (CDI)?.....	21
3. ¿Cuál es el impacto de los CDI en el ambiente y la salud?.....	21
4. ¿Cuáles son las propiedades de los CDI que nos interesan para la evaluación de riesgos? .....	21
5. ¿Cuáles son los receptores expuestos? .....	23
6. ¿Qué variables definen los escenarios de exposición para los receptores más sensibles? .....	24
7. ¿Cuáles son los escenarios de exposición y por qué? .....	27
8. ¿Cuáles son las variables del suelo para tener en cuenta? .....	30
<input type="checkbox"/> Tipos de suelo.....	33
<input type="checkbox"/> Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (ASTM D2487-17).....	35
9. ¿Cuáles son las variables del agua para tener en cuenta? .....	37
10. ¿Cuáles son las variables del aire para tener en cuenta? .....	39
11. ¿Cuáles son las características de cada uno de los TIER (Niveles) de evaluación de riesgos? .....	41
<b>ANEXO II. RESUMEN DE LOS RECURSOS CON LOS QUE CUENTA EL USUARIO COMO FUENTE DE INFORMACIÓN PARA LAS VARIABLES DE EXPOSICIÓN.....</b>	<b>65</b>
<b>1. La Organización mundial de la Salud (OMS).....</b>	<b>65</b>
<b>2. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA).....</b>	<b>66</b>
<b>3. Agencia Europea del Medio Ambiente .....</b>	<b>67</b>
<b>4. Otras fuentes de literatura científica .....</b>	<b>69</b>
<b>ANEXO III. ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN Y SUS ECUACIONES DESCRIPTORAS .....</b>	<b>70</b>
<b>1. Exposición a sustancia no cancerígena vía oral .....</b>	<b>70</b>
<b>2. Exposición a sustancia no cancerígena vía dérmica .....</b>	<b>70</b>
<b>3. Exposición a sustancia no cancerígena vía inhalatoria .....</b>	<b>71</b>
<b>4. Exposición a sustancia cancerígena vía oral .....</b>	<b>71</b>
<b>5. Exposición a sustancia cancerígena vía dérmica .....</b>	<b>71</b>
<b>6. Exposición a sustancia cancerígena vía inhalatoria .....</b>	<b>72</b>
<b>7. Exposición a sustancia mutagénica vía oral.....</b>	<b>72</b>

<b>8. Exposición a sustancia mutagénica vía dérmica .....</b>	<b>73</b>
<b>9. Exposición a sustancia mutagénica vía inhalatoria .....</b>	<b>73</b>
<b>10. Exposición a cloruro de vinilo vía oral (caso especial) .....</b>	<b>74</b>
<b>11. Exposición a cloruro de vinilo vía dérmica (caso especial).....</b>	<b>74</b>
<b>12. Exposición a cloruro de vinilo vía inhalatoria (caso especial) .....</b>	<b>75</b>
<b>13. Exposición a tricloroetileno vía oral (caso especial).....</b>	<b>75</b>
<b>14. Exposición a tricloroetileno vía dérmica (caso especial).....</b>	<b>76</b>
<b>15. Exposición a tricloroetileno vía inhalatoria.....</b>	<b>77</b>
<b>ANEXO IV. Cálculo de Índices Genéricos Basados en Riesgo (IGBR).....</b>	<b>78</b>
<b>ANEXO V. SOPORTE TÉCNICO A LAS ECUACIONES DE LOS MODELOS USADOS EN EL CÁLCULO DE LA EXPOSICIÓN.....</b>	<b>86</b>
• <b>Modelo Johnson &amp; Ettinger .....</b>	<b>86</b>
○ <i>Concentración de vapor en la fuente de contaminación.....</i>	<i>87</i>
○ <i>Difusión a través de la zona capilar.....</i>	<i>89</i>
○ <i>Porosidad llena de agua en la zona capilar.....</i>	<i>89</i>
○ <i>Coefficiente de difusión efectivo a través de la zona capilar.....</i>	<i>91</i>
○ <i>Tasa de transferencia de masa a través de la zona capilar.....</i>	<i>91</i>
○ <i>Cálculo de la altura de la zona capilar.....</i>	<i>92</i>
○ <i>Supuestos sobre el aumento y la difusión de la zona capilar .....</i>	<i>94</i>
○ <i>Difusión a través de la zona no saturada.....</i>	<i>95</i>
○ <i>Modelo unidimensional de Johnson y Ettinger .....</i>	<i>96</i>
○ <i>Ecuaciones para calcular el coeficiente de atenuación .....</i>	<i>97</i>
○ <i>Entradas críticas para el modelo Johnson y Ettinger.....</i>	<i>97</i>
○ <i>Casos especiales .....</i>	<i>99</i>
○ <i>Ecuaciones complementarias .....</i>	<i>100</i>
○ <i>Limitaciones del modelo Johnson y Ettinger.....</i>	<i>102</i>

○ <i>Sensibilidad del modelo e incertidumbre de los parámetros</i> .....	108
○ <i>Cálculo de riesgo</i> .....	109
○ <i>Cálculo de riesgos incrementales</i> .....	112
○ <i>Interpretación de los resultados</i> .....	114
● <b>Modelo analítico Doménico de estado no estacionario</b> .....	120
○ <i>Introducción</i> .....	120
○ <i>Modelo Analítico de Estado no Estacionario</i> .....	120
○ <i>Estimación de la Distancia en la Línea Central</i> .....	123
○ <i>Incertidumbres con respecto al Tiempo Inicial (<math>T_0</math>) de liberación y Concentración de la fuente (<math>C_0</math>)</i> .....	124
○ <i>Solución de la Ecuación en 3D</i> .....	125
○ <i>Hoja de Cálculo del Modelo Analítico</i> .....	126
○ <i>Parámetros de entrada del modelo</i> .....	133
<b>ANEXO VI. CÁLCULO DE DOSIS DE REFERENCIA CON BASE EN ESTUDIOS TOXICOLÓGICOS PUBLICADOS Y REVISADOS POR PARES</b> .....	136
● <b>Modelo conceptual</b> .....	137
● <b>Vías de exposición</b> .....	137
● <b>Estudios toxicológicos</b> .....	138
● <b>Retrocálculo para estimación de dosis de referencia</b> .....	139
<b>ANEXO VII. ASPECTOS GENERALES SOBRE LOS PCB</b> .....	144
● <b>Clasificación de los PCB</b> .....	145
● <b>Propiedades químicas relevantes de los PCB y nombres comerciales de los mismos, producción y usos</b> .....	146
● <b>Relevancia de los PCB en la salud ambiental</b> .....	150
● <b>Efectos de la exposición a PCB en la salud ambiental</b> .....	153
● <b>Cálculo del riesgo asociado a la exposición a PCB</b> .....	157
○ <i>Cálculo del riesgo individual por exposición a PCB</i> .....	159

○ <i>Ejemplo de cálculo de riesgo de cáncer en población general, escenario conservador.</i> 170 .....	161
○ <i>Cálculo de riesgo de cáncer asociado a la exposición a suelo</i> .....	161
<b>ANEXO VIII. CONTENIDO Y FORMATO DE PRESENTACIÓN DEL INFORME DE ESTUDIOS</b> .....	167
<b>DE EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL</b> .....	167
● <b>Presentación</b> .....	167
● <b>Propósito de la guía</b> .....	169
● <b>Estructura general para presentación del informe de estudios de evaluación de riesgo ambiental</b> .....	174

## Introducción

Para evitar afectar la salud ambiental de los receptores sensibles del ecosistema urbano competencia de la Secretaría Distrital de Ambiente por la existencia de residuos peligrosos y sustancias químicas en suelo (y al acuífero somero contenido en él), se debe realizar una evaluación de riesgo.

Por este motivo, los estudios de evaluación de riesgos y seguimiento ambiental a sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), involucran distintos tipos de información y hacen necesaria la participación de profesionales de distintas áreas de las ciencias (geólogos, médicos, químicos, biólogos, toxicólogos e ingenieros) con la finalidad de entender y predecir la relación entre la concentración de los compuestos de interés (CDI), los escenarios de exposición y los efectos toxicológicos potenciales derivados de la exposición a estos.

La presente guía busca brindar información útil en la gestión de sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), toda vez que ayuda a conocer como la contaminación representa un riesgo a la salud humana y el ambiente.

## Proceso general de la evaluación de riesgos

Los estudios de evaluación de riesgos y seguimiento ambiental a sitios relacionados con la matriz suelo tienen como objetivo definir si la contaminación existente en un sitio representa un riesgo para la salud ambiental, así como ayudar en la toma de decisiones frente a acciones de gestión del riesgo encaminadas a la mitigación o eliminación de este.

La evaluación de riesgos es la determinación cualitativa y cuantitativa de un riesgo a la salud ambiental generado por la presencia de los CDI y su dispersión potencial en el suelo (y al acuífero somero contenido en él) que constituya una vía de

exposición en los receptores sensibles. En este sentido, la evaluación de riesgos debe abarcar los siguientes aspectos:

- Salud humana, es el proceso de determinar la naturaleza y probabilidad de efectos adversos en seres humanos, en consideración a que se constituyen como el receptor más sensible del ecosistema urbano, que pueden ser expuestos a CDI en medios ambientales contaminados con potencial efecto a largo plazo.
- Ambiente, es el proceso de estimar la probabilidad de que las matrices ambientales puedan sufrir impactos adversos como resultado de la presencia de uno o más CDI, en concentraciones que superen los valores de referencia, causando cambios en las mismas.

La evaluación de riesgos es un proceso sistemático que involucra los siguientes pasos:

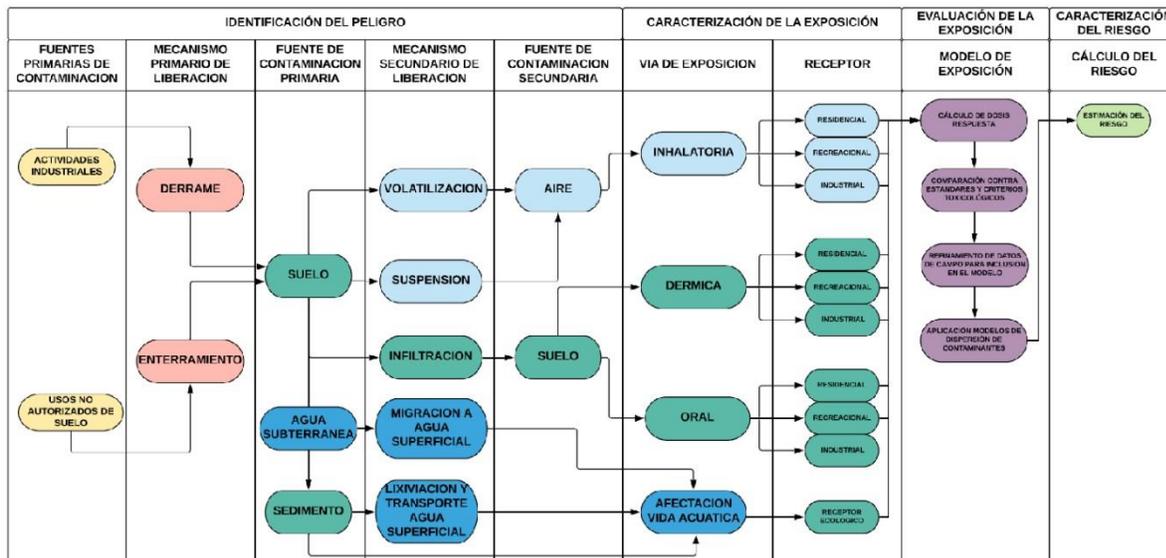


Figura No. 1 Diagrama de Flujo para Caracterización de Riesgo (Fte: SDA)

#### □ Identificación del peligro (fuentes primarias y secundarias de contaminación, mecanismo primario de liberación y secundario de liberación)

Un peligro es toda sustancia química, biológica o condición física que, por sus características fisicoquímicas, tóxicas, virulentas y de concentración, pueda llegar a un organismo por exposición y alterar sus equilibrios vitales ocasionando una situación incompatible con la salud o con la vida.

Esta definición puede indicar que los receptores sensibles del ecosistema urbano están expuesto a peligros,

dada la cantidad de sustancias químicas de origen antrópico y natural presentes en el ambiente. Sin embargo,

es pertinente señalar que es la concentración de estas sustancias químicas la que otorga la capacidad de ejercer un efecto deletéreo a quienes se exponen al peligro.

De esta manera, hay restricciones al efecto tóxico de las sustancias químicas, tales como la concentración y el entorno en qué se podría dar la exposición; nace así la definición de riesgo, que se explica como la probabilidad de un efecto adverso o de un factor que aumenta esa probabilidad. Tal descripción es coherente con lo descrito por la OMS en su reporte mundial de salud 2002, "Reducing Risks, Promoting Healthy Life" y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos USEPA en su página web (Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003)(Guilbert, 2003).

El objetivo de esta primera etapa es determinar cuáles de estas sustancias químicas podrían representar un riesgo a la salud ambiental, cuáles son las posibles vías de exposición o escenarios de exposición que se puedan presentar y descartar aquellos que no tienen efectos adversos o que tienen una probabilidad de ocurrencia mínima.

En el contexto de la evaluación de riesgos y seguimiento ambiental a sitios relacionados con la matriz suelo, la identificación de los peligros o CDI se realiza mediante la toma de muestras, la definición de los escenarios de exposición y la determinación de las fuentes de contaminación que pueden afectar a receptores potenciales.

En consideración a que los datos que se van a procesar en la evaluación de riesgo provienen de fuentes analíticas de laboratorio, se debe considerar que el Límite de Detección (LOD)<sup>1</sup> y el Límite de Cuantificación (LOQ)<sup>2</sup> estén definidos para cada una de las técnicas analíticas empleadas, por lo que se debe consultar con el laboratorio que realiza el ensayo, el valor de dichos límites para cada uno de los métodos de análisis a ser utilizados y validar que la concentración de referencia del CDI sea superior al LOQ, para que el análisis realizado sea comparable y, por lo tanto, válido.

---

<sup>1</sup> Cantidad o concentración mínima de un CDI que puede ser detectada por un método analítico determinado, es decir concentración mínima obtenida a partir una muestra que contiene el analito.

<sup>2</sup> Es la cantidad más pequeña de un CDI que se pueda cuantificar confiablemente por el instrumento.

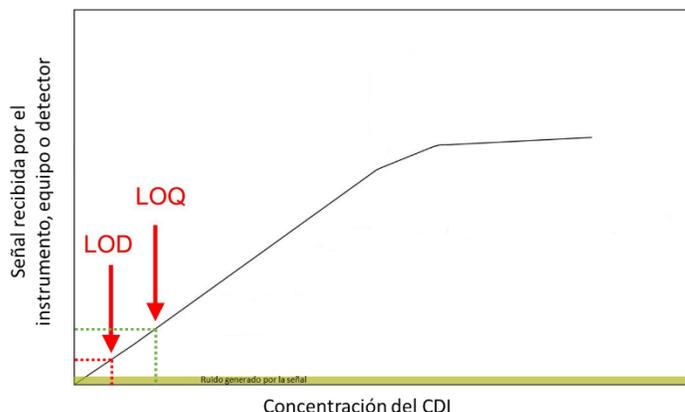


Figura No. 2 Representación Gráfica de los Límites de Detección (LOD) y Cuantificación (LOQ) (Fte: SDA)

#### □ Caracterización del peligro (vías de exposición y receptores sensibles)

Se define la exposición, en el contexto toxicológico, como el contacto de un CDI con los límites del receptor sensible y, en ese sentido, depende de las propiedades físicas y químicas del CDI que este pueda, o no, ser absorbido y la medida en que lo hace.

Existen dos propiedades fisicoquímicas generales en los CDI que pueden dar una orientación sobre la capacidad de absorción predominante y la vía de ingreso al receptor; estas son la volatilidad, medida por la presión de vapor de la sustancia, y el coeficiente de partición octanol/agua, que da una idea de que tan fácilmente una sustancia puede atravesar una membrana biológica.

En este orden de ideas, cuando un CDI tiene una presión de vapor alta<sup>3</sup>, se considera que la vía prioritaria de exposición es la vía inhalatoria. Por otro lado, si un CDI tiene un coeficiente de partición octanol/agua

---

<sup>3</sup> La presión de vapor quiere decir que el equilibrio entre fases se obtiene cuando la sustancia llega a esa presión en fase gaseosa. Mientras esa condición no se cumpla, la sustancia tenderá a migrar a la fase gaseosa a una tasa proporcional a la diferencia de presión. La Presión de vapor es función de la temperatura, generalmente aumentando a medida que ésta aumenta, calculada a través de la Ecuación de Clausius-Clapeyron:

$$\ln\left(\frac{P_1}{P_2}\right) = \frac{\Delta H_{vap}}{R\left(\frac{1}{T_2} - \frac{1}{T_1}\right)}$$

superior a 3, se interpreta que es liposoluble y por ende puede atravesar más fácilmente las barreras biológicas, como la piel. En este sentido, esta propiedad hace que la vía de exposición dérmica sea importante para este tipo de CDI.

Es importante resaltar que, a pesar de que existen muchas otras características fisicoquímicas que permiten predecir el comportamiento de los CDI, estas dos, relacionadas anteriormente, son un indicador básico y, en la mayoría de los casos, una guía para hacer este tipo de análisis.

Dentro de las vías de exposición, se tienen las vías mayoritarias, entendidas como las más comunes o extensas en función de su interacción con los componentes ambientales y sus posibles contaminantes, estas son la vía oral o digestiva, la vía inhalatoria y la vía dérmica.

**Vía digestiva:** es la vía más común en intoxicaciones con agentes químicos en la población general, las sustancias se absorben principalmente en el estómago e intestino, debido a que estos ofrecen una gran área superficial en comparación con los tejidos de la mucosa orofaríngea, por ejemplo. La absorción de los CDI por esta vía depende no solo de las características fisicoquímicas de estos, sino también de la movilidad intestinal y otras variables fisiológicas, que hacen que inclusive pequeñas dosis sean absorbidas ampliamente. En otras palabras, dado que el sistema gastrointestinal está diseñado para aprovechar los nutrientes, aun en cantidades muy pequeñas, los agentes xenobióticos o contaminantes pueden usar, por miménesis, las mismas rutas de absorción que los nutrientes. Por ejemplo, se sabe que el plomo se absorbe en el tracto gastrointestinal por la misma vía que el calcio, debido a que ambos son iones divalentes (carga +2).

**Vía inhalatoria:** esta vía de exposición es la más común para la absorción de gases, vapores y material particulado que forme aerosoles. La absorción comienza desde la nariz misma hasta los pulmones. La nariz actúa, junto con sus vellosidades, como filtro de partículas y la mucosa oro-nasal como una trampa para las mismas. Cuando los CDI llegan a los alvéolos en los pulmones, usan el mecanismo de intercambio gaseoso entre el oxígeno y el dióxido de carbono para ingresar al torrente sanguíneo y distribuirse en el organismo llegando a los órganos blanco. Los pulmones tienen la característica de presentar una superficie de contacto grande, que permite que la difusión de los gases sea muy alta, además, el mínimo espesor de la barrera alveolocapilar, sumado al alto flujo sanguíneo, da lugar a una absorción casi completa.

**Vía Dérmica:** la absorción a través de la piel o absorción percutánea permite el ingreso del CDI al organismo. La absorción por esta vía se favorece por las características fisicoquímicas del CDI y por el grosor de la epidermis, principalmente. De manera general, entre más gruesa sea la epidermis, menor es la probabilidad de que los contaminantes puedan ingresar al organismo por esta vía. La penetración de los CDI por esta vía puede expresarse como un flujo de penetración para cada sustancia específica, se mide en unidades de miligramos por área superficial de piel y por unidad de tiempo; esto equivaldría a la velocidad teórica con que la sustancia particular penetra la piel. Si bien es cierto el cálculo de este flujo de penetración es difícil de determinar, se sabe que es función del Kp o

coeficiente de permeabilidad de la piel y

el gradiente de concentración del contaminante.

Dentro de los escenarios de exposición y los receptores sensibles (en la Figura 6 indicados como PE), se tiene principalmente a aquellos que tienen una mayor probabilidad de ocurrencia en el Distrito Capital:

**Escenario o receptor residencial:** Se define como receptor residencial aquel que pasa la mayor parte de su día en su lugar de residencia. Las actividades que desarrolla este tipo de receptor se relacionan con los típicos quehaceres del hogar, tales como cocinar, lavandería y limpieza, además de actividades al aire libre de bajo impacto. Para este tipo de receptor se asume que se encuentra expuesto a los contaminantes presentes en el suelo a través de la vía oral, por consumo voluntario o accidental de partículas; absorción dérmica, por contacto directo de la piel expuesta al suelo y sus posibles contaminantes y por vía inhalatoria, por aspiración de partículas y sustancias volátiles provenientes del suelo.

**Escenario o receptor recreacional:** Este tipo de receptor es aquel que pasa parte de su tiempo en actividades recreativas desarrolladas en exteriores. Se asume que las vías de exposición del receptor recreacional son la vía oral, por ingestión accidental o voluntaria de partículas del suelo; vía dérmica por el contacto directo de la piel expuesta con el suelo y vía inhalatoria, por la aspiración de partículas o emanaciones volátiles del mismo. Es de resaltar que para poder calcular índices genéricos basados en riesgo de CDI se debe definir una condición “genérica” de este escenario, ya que el escenario es muy específico y dependiente de la duración de las actividades; por esta razón, se asume que la frecuencia de exposición es de 350 días al año y el tiempo de exposición de una hora por día, basados en la consideración de la Organización Mundial de la Salud, en su publicación titulada “Recomendaciones mundiales sobre actividad física para la salud” donde se recomienda el ejercicio diario una hora, como mínimo.

**Escenario o receptor industrial:** Este es un receptor que tiene una exposición prolongada diariamente por el desarrollo de sus actividades y pasa la mayor parte del tiempo en el desarrollo de actividades exteriores de mantenimiento. Las actividades de este tipo de receptor incluyen la excavación moderada y adecuación de terrenos lo que hace que se exponga a los contaminantes presentes en el suelo. Se espera que este tipo de receptor tenga una exposición importante a partículas provenientes del suelo y se asume que se expone a los CDI por las vías de exposición oral, debido a la ingestión accidental de partículas, dérmica por contacto del suelo con áreas de piel expuesta e inhalatoria por inhalación de material particulado y vapores de los CDI volátiles presentes en el suelo.

#### □ **Evaluación de la exposición (modelo de exposición)**

La evaluación de la exposición consiste en la selección del modelo de cálculo que represente de mejor forma los escenarios de exposición. Así mismo, el uso de modelos de dispersión y el refinamiento de datos de campo se utiliza para determinar la concentración de los CDI en las diferentes fuentes y su inclusión en el modelo de cálculo de la dosis respuesta, para comparar los resultados contra estándares y criterios toxicológicos.

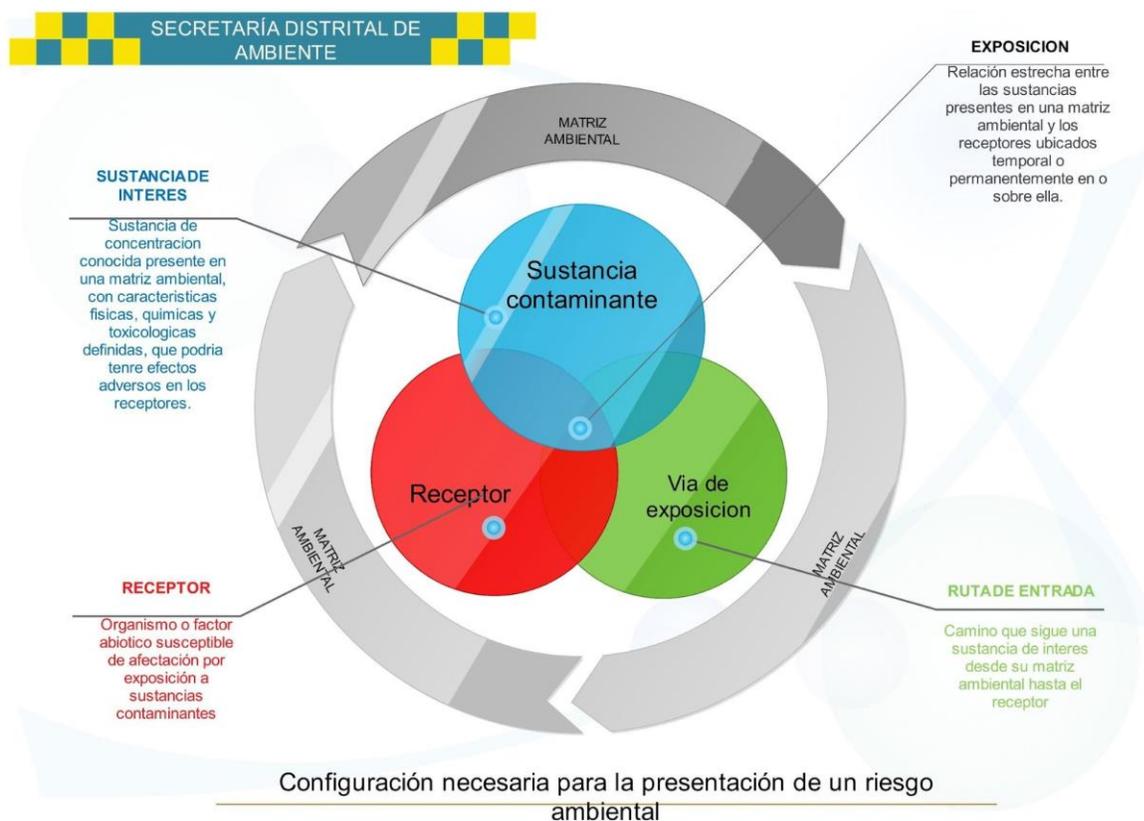
## □ Caracterización del riesgo (cálculo del riesgo)

Esta etapa consiste en la estimación cuantitativa del riesgo o probabilidad de ocurrencia de los efectos adversos conocidos que tiene el CDI sobre receptor sensible, bajo unas determinadas condiciones de exposición, determinando así si el riesgo es aceptable o no.

### 1. ¿Qué es el riesgo?

Es la probabilidad de que se produzca un efecto indeseado a la salud ambiental como consecuencia de la exposición a un CDI. Para estimar el riesgo es necesario conocer su toxicidad, la cantidad que entraría en contacto con el receptor sensible y las condiciones en las que se da este contacto.

La evaluación de riesgos determina si el riesgo que enfrentan los receptores sensibles, por estar expuesto a ciertos CDI es aceptable o no. Este riesgo se puede estimar como el producto de la concentración del CDI en el ambiente, la exposición de los receptores en cada medio (suelo, aire, agua) y la toxicidad de los CDI.



El **Riesgo aceptable** es una medida que permite tomar una decisión sobre la tolerancia a un nivel de riesgo específico. Por ejemplo, un riesgo objetivo (TR por sus siglas en inglés) de  $1 \times 10^{-6}$  significa que, a ese nivel, se incrementa en un caso de cáncer entre un millón de receptores como consecuencia a la exposición a un CDI a lo largo de toda la vida.

En las guías de la American Society for Testing and Materials (ASTM), ASTM E1739 – 95 (2015) se define el TR como un valor entre  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$  o  $10^{-6}$  con un trasfondo estadístico, su significado se relaciona con cuántos casos de cáncer sobre ese umbral se consideran aceptables, diferentes de las causas comunes (cigarrillo, radiación, entre otros) y atribuibles a la exposición a esta sustancia particular.

Según el nivel de protección se fijarán como alternativas un caso entre un millón de habitantes ( $10^{-6}$ ), un caso entre cien mil habitantes ( $10^{-5}$ ) o un caso entre diez mil habitantes ( $10^{-4}$ ), siendo este el menos conservador.

En el documento titulado INCIDENCIA, MORTALIDAD Y PREVALENCIA DE CÁNCER EN COLOMBIA 2007-2011 (Pardo & Cendales, 2015), el Instituto Nacional de Cancerología presenta estadísticas detalladas de incidencia de cáncer por sexo y por regiones, en este documento se puede encontrar con más especificidad, varios tipos de cáncer no contemplados en fuentes de tamizaje más grandes como Globocan.<sup>4</sup>

A continuación, se mostrará el procedimiento recomendado para que el usuario pueda hacer la estimación justificada del TR para cada sustancia que lo requiera, con base en estadísticas de Cáncer en Colombia y en el marco del concepto de riesgo objetivo y riesgo aceptable. A manera de ejemplo, se enumerará y describirá el paso a paso para la estimación de riesgo objetivo para Arsénico.

*1. Verificar que la sustancia a analizar sea una sustancia cancerígena.*

Es pertinente que aquellas sustancias calificadas como cancerígenas para humanos sean las que se puedan enmarcar en un riesgo objetivo determinado, para esto es necesario reconocer qué entidad internacional o supranacional establece y con qué criterios, si una sustancia es cancerígena o no.

En este sentido, se informa que la Agencia Internacional para investigación en Cáncer (IARC por sus siglas en inglés) es una entidad adscrita a las Organización Mundial de la Salud y con 26 países miembros, que promueve y coordina el trabajo colaborativo internacional en la investigación sobre el cáncer, además de proponer y desarrollar estrategias científicas para su prevención y control.

---

<sup>4</sup> El observatorio global de cáncer (GLOBOCAN) es una Plataforma web de estadísticas de control e investigación en cáncer

Dentro de la clasificación de sustancias por su potencial carcinogénico, la IARC ha establecido cinco categorías, que, según evidencia científica y epidemiológica, permiten medir el nivel de asociación entre la exposición a una sustancia determinada y la probabilidad de desarrollar un cáncer específico.

La clasificación propuesta por la IARC establece las siguientes clases: grupo 1, grupo 2A, grupo 2B, grupo 3 y grupo 4, las cuales se definen con las siguientes características, como cancerígeno en humanos, probable cancerígeno, posible cancerígeno, no clasificable como cancerígeno y probablemente no cancerígeno para humanos, respectivamente.

*Tabla No. 1 Clasificación de la IARC*

Grupo 1	Cancerígeno para humanos
Grupo 2A	Probablemente cancerígeno para humanos
Grupo 2B	Posiblemente cancerígeno para humanos
Grupo 3	No clasificable como cancerígeno para humanos
Grupo 4	Probablemente no cancerígeno para humanos

Para lo anterior, el usuario debe dirigirse a la página de la entidad citada y en el enlace <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications> hacer la búsqueda de la clasificación del compuesto de interés, como se muestra a continuación:

*Tabla No. 2 Clasificación de la IARC para el arsénico*

CAS No.	Agent	Group	Volume	Year	Additional information
			60		
74-87-3	Methyl chloride	3	41, Sup 7, 71	1999	
74-88-4	Methyl iodide	3	41, Sup 7, 71	1999	
74-96-4	Bromoethane	3	52, 71	1999	
7439-92-1	Lead	2B	23, Sup 7	1987	
7439-97-6	Mercury and inorganic mercury compounds	3	58	1993	
7440-02-0	Nickel, metallic	2B	Sup 7, 49	1990	
7440-07-5	Plutonium	1	78, 100D	2012	
7440-29-1	Thorium-232 and its decay products	1	78, 100D	2012	
7440-38-2	Arsenic and inorganic arsenic compounds	1	23, Sup 7, 100C	2012	
7440-41-7	Beryllium and beryllium compounds	1	Sup 7, 58, 100C	2012	
7440-43-9	Cadmium and cadmium compounds	1	58, 100C	2012	
7440-47-3	Chromium, metallic	3	Sup 7, 49	1990	

tenerse en cuenta para establecer un riesgo objetivo o TR, las demás sustancias que se encuentran fuera de esta categoría no deberían ser consideradas como cancerígenas y su eventual incorporación en esta clasificación, por parte de la autoridad ambiental, solamente obedecerá a razones políticas sustentadas en ciencia.

2. *Identificación del tipo de cáncer que se genera con la exposición a la sustancia de interés.*

El paso siguiente es la identificación del tipo de cáncer asociado a la exposición a la sustancia de interés, para la cual se puede usar de manera preliminar el listado establecido por la IARC, el cual puede ser descargado del siguiente enlace

[https://monographs.iarc.who.int/wpcontent/uploads/2019/07/Classifications\\_by\\_cancer\\_site.pdf](https://monographs.iarc.who.int/wpcontent/uploads/2019/07/Classifications_by_cancer_site.pdf).

En este documento se muestra el listado de clasificaciones por tipo de cáncer, ya sea tanto para agentes cancerígenos con suficiente evidencia en humanos como en agentes con limitada evidencia en humanos, para lo cual se debe tomar como referencia solamente aquellas con suficiente evidencia en humanos, como se muestra a continuación:

Tabla No. 3 Listado de clasificaciones por tipo de cáncer

List of classifications by cancer sites with <i>sufficient or limited evidence</i> in humans, <i>IARC Monographs Volumes 1–129</i> <sup>a</sup>		
Cancer site	Carcinogenic agents with <i>sufficient evidence</i> in humans	Agents with <i>limited evidence</i> in humans
	Hepatitis C virus <i>Opisthorchis viverrini</i> Plutonium Thorium-232 and its decay products Tobacco smoking (in smokers and in smokers' children) Vinyl chloride	Human immunodeficiency virus type 1 <i>Schistosoma japonicum</i> Trichloroethylene X-radiation, gamma-radiation
Gall bladder	Thorium-232 and its decay products	
Pancreas	Tobacco, smokeless Tobacco smoking	Alcoholic beverages Opium (consumption of) Red meat (consumption of) Thorium-232 and its decay products X-radiation, gamma-radiation
Digestive tract, unspecified		Radiiodines, including Iodine-131
<b>Respiratory organs</b>		
Nasal cavity and paranasal sinus	Isopropyl alcohol production Leather dust Nickel compounds Radium-226 and its decay products Radium-228 and its decay products Tobacco smoking Wood dust	Carpentry and joinery Chromium(VI) compounds Formaldehyde Textile manufacturing
Larynx	Acid mists, strong inorganic Alcoholic beverages Asbestos (all forms) Opium (consumption of) Tobacco smoking	Human papillomavirus type 16 Rubber production industry Sulfur mustard Tobacco smoke, secondhand
Lung	Acheson process, occupational exposures associated with Aluminum production Arsenic and inorganic arsenic compounds Asbestos (all forms) Beryllium and beryllium compounds	Acid mists, strong inorganic Art glass, glass containers and pressed ware (manufacture of) Benzene Biomass fuel (primarily wood), indoor emissions from

**List of classifications by cancer sites with sufficient or limited evidence in humans, IARC Monographs Volumes 1–129\***

Cancer site	Carcinogenic agents with <i>sufficient evidence</i> in humans	Agents with <i>limited evidence</i> in humans
Skin (melanoma)	Solar radiation Ultraviolet-emitting tanning devices Polychlorinated biphenyls	
Skin (other malignant neoplasms)	Arsenic and inorganic arsenic compounds Azathioprine Coal-tar distillation Coal-tar pitch Cyclosporine Methoxsalen plus ultraviolet A Mineral oils, untreated or mildly treated Shale oils Solar radiation Soot X-radiation, gamma-radiation	Creosotes Human immunodeficiency virus type 1 Human papillomavirus types 5 and 8 (in patients with <i>epidermodysplasia verruciformis</i> ) Hydrochlorothiazide Merkel cell polyomavirus (MCV) Nitrogen mustard Petroleum refining, occupational exposures Ultraviolet-emitting tanning devices

### 3. Elección del tipo de desenlace o tipo de cáncer asociado a la exposición.

Como consecuencia de la exposición a una sustancia cancerígena particular, pueden desarrollarse diferentes tipos de cáncer, generalmente, dependiendo de la vía de exposición. En el numeral anterior se puede evidenciar que la exposición a arsénico puede generar cáncer de piel o de pulmón, por lo que es necesario entonces, diferenciar la probabilidad de ocurrencia, incorporando al modelo conceptual la vía de exposición a la sustancia.

Una forma de encontrar los elementos para hacer este análisis es a través de las monografías que la IARC ha construido para cada una de las sustancias listadas, donde se pone en evidencia qué tipo de cáncer se desarrolla como consecuencia a la exposición por una vía específica.

También puede recurrirse al sistema IRIS (Integrated Risk Information System) de la EPA, donde en el enlace [https://iris.epa.gov/AtoZ/?list\\_type=alpha](https://iris.epa.gov/AtoZ/?list_type=alpha) puede encontrarse un listado en orden alfabético de las sustancias cuya evidencia científica de cáncer ha sido compilada por esta autoridad ambiental de USA.

Tabla No. 4 Estimación cuantitativa del coeficiente de riesgo

[Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure \(PDF\)](#)

(29 pp, 186 K)

**Oral Slope Factor:** 1.5 per mg/kg-day

**Drinking Water Unit Risk:**  $5 \times 10^{-5}$  per  $\mu\text{g/L}$

**Extrapolation Method:** Time- and dose-related formulation of the multistage model

**Tumor site(s):** Dermal

**Tumor type(s):** Skin cancer (Tseng, 1977; Tseng et al., 1968; U.S. EPA, 1988)

[Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure \(PDF\)](#)

(29 pp, 186 K)

**Inhalation Unit Risk:**  $4.3 \times 10^{-3}$  per  $\mu\text{g/m}^3$

**Extrapolation Method:** Absolute-risk linear model

**Tumor site(s):** Respiratory

**Tumor type(s):** Lung cancer (Brown and Chu, 1983a,b,c; Lee-Feldstein, 1983; Higgins, 1982; Enterline and Marsh, 1982)

En esta fuente de información se presenta, tal como se muestra en la imagen anterior para el ejemplo propuesto de arsénico, las variables toxicológicas para sustancia cancerígena según la vía de exposición y el tipo de cáncer, mostrando que, para exposición oral, el tipo de cáncer desarrollado es cáncer de piel y si la vía es inhalatoria el tipo de cáncer es de pulmón.

4. *Contexto de prevalencia de cáncer en el entorno geográfico del área de estudio.*

Una vez se ha identificado el tipo de cáncer asociado a cada sustancia de interés y la vía de exposición identificada dentro del mecanismo de daño de dicha sustancia, se deben consultar las estadísticas de cáncer para hombres y mujeres en el entorno geográfico. Para Bogotá y Colombia, esta información puede ser consultada en <https://www.cancer.gov.co/conozca-sobre-cancer-1/publicaciones/incidenciamortalidad-prevalencia-cancer>.

Es de resaltar que las estimaciones de incidencia y prevalencia eran realizadas exclusivamente por la Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) y puestas a disposición del público general a través de GLOBOCAN. Sin embargo, en 2005 el Instituto Nacional de Cancerología (INC) empezó a generar estimaciones locales en colaboración con la IARC, las cuales en su primera edición permitieron generar información de incidencia desagregada en el orden departamental; en su segunda edición, ya sin colaboración de la IARC, se generaron las estimaciones de incidencia igualmente con distintos niveles de desagregación, tanto geográfico como por características poblacionales.

En la tercera edición se presenta la información de mortalidad e incidencia desagregada a nivel departamental y según grupos de edad; este es el documento base para este análisis.

Una vez analizada la información del documento del INC, se hace una tabla resumen de la incidencia de cáncer en Colombia y Bogotá, expresada en número de casos por cada cien mil habitantes, especificando el tipo de cáncer, ubicación geográfica y sexo, tal como se muestra en la siguiente tabla.

*Tabla No. 5 Prevalencia de Cáncer en Colombia (Fte: Instituto Nacional de Cancerología - ESE)*

PREVALENCIA DE CÁNCER EN COLOMBIA Y BOGOTÁ, CASOS POR CIENTO MIL HABITANTES				
TIPO DE CÁNCER	COLOMBIA		BOGOTÁ	
	HOMBRES	MUJERES	HOMBRES	MUJERES
Labio, cavidad oral y faringe	4,0	3,1	4,0	2,8
Esófago	3,0	1,3	3,6	1,2
Estómago	18,5	10,3	20,7	10,8
Colon, recto y ano	12,2	12,3	18,0	15,9
Hígado	2,8	2,6	2,6	2,2
Vesícula biliar	1,4	3,6	1,6	3,3
Páncreas	2,6	3,0	3,1	3,7
<b>Laringe</b>	<b>3,0</b>	<b>0,5</b>	<b>2,1</b>	<b>0,2</b>
<b>Tráquea, bronquios y pulmón</b>	<b>12,9</b>	<b>6,6</b>	<b>9,8</b>	<b>5,3</b>
<b>Melanoma de la piel</b>	<b>3,0</b>	<b>2,7</b>	<b>4,1</b>	<b>4,2</b>
Próstata	46,5	NA	47,9	NA
Mama	NA	33,8	NA	37,2
Testículo	2,2	NA	3,2	NA
Cuello de útero	NA	19,3	NA	14,8
Cuerpo de útero	NA	3,5	NA	6,4
PREVALENCIA DE CÁNCER EN COLOMBIA Y BOGOTÁ, CASOS POR CIENTO MIL HABITANTES				
TIPO DE CÁNCER	COLOMBIA		BOGOTÁ	
	HOMBRES	MUJERES	HOMBRES	MUJERES

Ovario y otros anexos	NA	5,6	NA	7,5
Riñón	2,7	1,9	3,7	2,2
Vejiga	4,5	1,3	5,4	1,3
Encéfalo y otros del SNC	3,4	2,5	4,4	3,1
Tiroides	1,3	9,4	2,0	10,1
Linfoma Hodgkin	1,0	0,5	1,0	0,6
Linfoma no Hodgkin	7,5	5,3	10,0	7,5
Leucemia	6,0	5,4	6,4	5,7
Otros sitios y los no especificados	13,1	11,0	13,9	12,3

Como se puede observar, se han resaltado los cánceres de pulmón y melanoma para seguir con el ejemplo de estimación de TR del arsénico para Bogotá.

Para el caso de un escenario de exposición por ingestión de suelo o agua contaminada con arsénico, el tipo de cáncer cuya estadística debe ser usada es el cáncer de piel o melanoma, siendo este de 4,1 casos de cáncer por cada cien mil habitantes para Bogotá.

Así las cosas, si se tienen 4 casos de cáncer por cada 100.000 habitantes, el TR o cuántos casos de cáncer quieren ser evitados aparte de los que ya se presentan por diferentes causas en la población objetivo, correspondería a 1 caso de cáncer adicional por cada 100.000 habitantes o lo que es lo mismo un TR de 1E-5.

Para reforzar este ejemplo, se va a tomar como referencia otro tipo de compuesto cancerígeno con un desenlace diferente, esto es exposición oral e inhalatoria a benzo(a)pireno, sustancia clasificada como cancerígena en humanos y que puede desencadenar un cáncer de laringe.

En la tabla anterior se señala resaltado en rojo las estadísticas de cáncer de laringe para hombres y mujeres en Bogotá, siendo esta de 0,2 casos por cada cien mil habitantes para mujeres en Bogotá.

El primer paso acá, para incidencias tan bajas es convertir esta cifra en “casos enteros”, es decir, 0,2 casos por cada cien mil habitantes se convierten en 2 casos por cada millón de habitantes:

$$0,2 \text{ casos} \times 100.000 \text{ hab} = 2 \text{ casos por } 1.000.000 \text{ hab}$$

Acto seguido, con base en la definición de riesgo objetivo y riesgo aceptable, se plantea la pregunta de cuántos casos de cáncer se quieren evitar como consecuencia de una eventual exposición a benzo(a)pireno derivado de una actividad antrópica.

Al respecto, si ya hay una prevalencia de cáncer de laringe de dos (2) casos por cada millón de habitantes, entonces

los casos que se quieren evitar son al menos un (1) caso adicional por cada millón de habitantes o lo que es lo mismo un TR de 1E-6.

Es importante resaltar que en este procedimiento se usa al ser humano como referente teniendo en cuenta que es el receptor más sensible del ecosistema urbano.

Como conclusión, este método de análisis podría ser implementado por el usuario como una propuesta de justificación técnica para la definición del TR; en todo caso, sí el usuario tiene otra alternativa de análisis con justificación robusta, bien podrá presentarla.

## 2. ¿Qué es un compuesto de interés (CDI)?

Los CDI son sustancias químicas que, por sus características fisicoquímicas, tóxicas y de concentración, pueda llegar a un receptor sensible a través de exposición y alterar sus equilibrios vitales, ocasionando una situación incompatible con la salud o con la vida.

## 3. ¿Cuál es el impacto de los CDI en el ambiente y la salud?

Cuando una sustancia química presente en una matriz ambiental se convierte en un CDI, cosa que ocurre cuando su concentración en el medio supere un valor máximo permitido y que se ha demostrado tener un impacto importante en el ambiente; ya sea el cambio climático hasta la destrucción de la fauna y la flora y la contaminación del agua. El tener un uso más racional y oportuno de los CDI y un control de las emisiones y eliminación de sus desechos, son cruciales para asegurar un ambiente adecuado para nuestro futuro.

## 4. ¿Cuáles son las propiedades de los CDI que nos interesan para la evaluación de riesgos?

Tabla No. 6 Variables de Interés de los CDI (Fte: SDA)

<b>VARIABLES QUE DEFINEN EL COMPORTAMIENTO DE LOS CDI EN EL MEDIO</b>		
<b>Variable</b>	<b>Descripción</b>	<b>Ejemplo o su influencia en la evaluación</b>
Vida media	Corresponde al periodo de tiempo necesario para que se desintegren o desaparezca la mitad de la cantidad del CDI.	La vida media del DDT en un suelo es de tres años, mientras que se estima que para el tolueno en el aire es de aproximadamente 60h
Biodisponibilidad	Hace referencia a la fracción del contaminante que, luego de la exposición, alcanza la circulación sistémica. Este factor se encuentra entre 0 y 1, siendo 1 la representación de la absorción y distribución del 100% de la sustancia a la que se expone el receptor.	Un RBA de 0.35 implica que solo el 35% de la dosis recibida por una vía específica alcanza concentración sistémica

Difusividad en aire y agua	Es una constante que mide la capacidad de un CDI de difundirse en un medio con mayor o menor rapidez.	Difusividad alta implica una alta tasa de dispersión de la sustancia dentro del medio.
Constante de la ley de Henry	Es una constante que depende de la naturaleza del gas, la temperatura y el líquido presente en el medio.	-
Coefficiente de partición octanol/agua $K_{ow}$	Es la razón de concentración en equilibrio de un CDI entre las dos fases de la mezcla formada por el octanol y el agua y permite medir la solubilidad diferencial de una sustancia en esos dos solventes. El coeficiente indica el carácter hidrófilo o hidrófobo de una sustancia, es decir su mayor o menor tendencia a disolverse en solventes polares (como el agua) o en solventes apolares (como los solventes orgánicos).	Los CDI con elevados coeficientes de partición son hidrófobos y se distribuyen preferentemente en entornos hidrófobos, mientras que los CDI con coeficientes de reparto bajos son hidrófilos y se encuentran preferentemente en los entornos hidrófilos como el agua.
$K_d$	Es el coeficiente que determina la concentración de un CDI distribuido entre una fase orgánica y una fase acuosa.	-
Solubilidad en agua	Es la capacidad de un CDI de disolverse al mezclarse en agua.	-
Presión de Vapor	La presión de vapor es una medida de la volatilidad de una sustancia; es decir, de su capacidad para pasar de un estado líquido a gaseoso, y depende de la presión y la temperatura del medio.	Un CDI con una presión de vapor alta tendrá mayor volatilidad.
GIABS	Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante que se absorbe en el tracto gastrointestinal, es una constante específica para cada CDI que se usa para convertir un factor de pendiente oral a un factor de pendiente dérmico factorizando el porcentaje de la sustancia que se elimina del cuerpo por sus procesos bioquímicos y biológicos.	Un GIABS de 1 implica que el 100% de la dosis que ingresa al receptor por vía oral se puede absorber a nivel del tracto gastrointestinal.
CSFO (mg/kg*day) <sup>-1</sup>	Cancer Oral Slope Factor o factor de pendiente oral crónico se define como el límite superior, usualmente con un 95% de intervalo de confianza, relacionado con un incremento en el riesgo de generación de cáncer luego de la exposición vía oral a una sustancia a lo largo de toda una vida.	Este es un valor de toxicidad que define cuantitativamente la relación dosis respuesta y se expresa en unidades de (mg/kg*día) <sup>-1</sup> .
<b>VARIABLES QUE DEFINEN EL COMPORTAMIENTO DE LOS CDI EN EL MEDIO</b>		
<b>Variable</b>	<b>Descripción</b>	<b>Ejemplo o su influencia en la evaluación</b>
ABS dérmica	Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido vía dérmica desde el suelo, representa una fracción entre 0 y 1 que da cuenta indirecta de qué tan fácil o probable sea la absorción de una determinada sustancia a través de la piel y representa qué porcentaje de la sustancia a la que se expone el receptor ingresa por la misma vía dérmica.	-

IUR ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por exposición vía inhalatoria, se interpreta como el riesgo extra de cáncer como resultado de la exposición continua a una sustancia química con una concentración de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire. Esta variable se expresa en unidades de ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> .	Un IUR de $2 \times 10^{-6}$ por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire de una sustancia particular incrementaría 2 casos de cáncer por cada millón de habitantes expuestos diariamente por toda su vida a esta sustancia particular a una concentración de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire.
Concentración de referencia – RfC ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	Reference Concentration o concentración de referencia es la cantidad de una sustancia expresada en $\text{mg}/\text{m}^3$ de aire. Es homóloga de la dosis de referencia aguda o RfD y se entiende como un punto de referencia indicador de efectos potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada a través de la vía inhalatoria. De manera general, no es plausible asociar una dosis inferior al RfC a efectos adversos para la salud, en caso contrario, donde la dosis excede el RfC, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta.	-
Dosis de referencia – RfD ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	Se entiende como una concentración de referencia indicadora de efectos perjudiciales potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada. De manera general no es plausible asociar una dosis inferior al RfD a efectos adversos para la salud, en caso contrario, donde la dosis excede el RfD, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta.	-

## 5. ¿Cuáles son los receptores expuestos?

Los receptores son los organismos de origen humano, animal o vegetal, población o comunidad que están expuestos a las sustancias químicas en el ambiente y son susceptibles de presentar efectos lesivos que pongan en riesgo su salud.

Para el caso del ecosistema urbano, los bioindicadores más sensibles son los humanos, y se tienen las siguientes clasificaciones:



## 6. ¿Qué variables definen los escenarios de exposición para los receptores más sensibles?

Corresponden a las características de los escenarios y de las cuales dependerá el cálculo final del riesgo:

- **Tiempo promedio para agentes cancerígenos (años):** se define como la cantidad de tiempo promedio, expresada en años, que el receptor se expone a un escenario particular donde se tienen CDI cancerígenos y es equivalente al promedio de vida de la población (el estándar para ASTM E2081 – 00 es de 70 años; promedio de vida en Colombia: 77,29 años, de acuerdo con el Banco Mundial<sup>5</sup>).
- **Tiempo promedio para agentes no cancerígenos (años):** se define como la cantidad de tiempo, expresada en años, que el receptor se expone a un CDI en un escenario particular según el grupo etario. (Los valores estándar para ASTM E2081 – 00 son de: niños = 6 años, adolescente = 12 años, adulto = 30 años; para Colombia no existe un dato específico).
- **Peso corporal (kg):** es el estimado promedio, en kilogramos, para una persona sana según su grupo etario o edad. (ejemplo: el peso promedio de una persona adulta sana es de 63.3 kg, los datos por grupo etario se pueden consultar en <https://www.icbf.gov.co/bienestar/nutricion/encuesta-nacional-situacion-nutricional#ensin3>).
- **Duración de la exposición (años):** se define como la cantidad de tiempo, expresada en años, que el receptor se expone a un CDI en un escenario particular (será equivalente al tiempo promedio para agentes no cancerígenos).
- **Frecuencia de la exposición (días/año):** se define como la cantidad de tiempo, en días al año, que un receptor se encuentra expuesto a un CDI en un escenario determinado. (ejemplo: un habitante de una casa permanece expuesto 350 días considerando que toma 15 días de vacaciones, es decir que su frecuencia de exposición es de 350 días al año).
- **Frecuencia de exposición para la exposición dérmica (días/año):** se define como la cantidad de tiempo, en días al año, que un receptor se encuentra expuesto vía dérmica a un CDI.
- **Área de la superficie de la piel (estacional) (cm<sup>2</sup>):** hace referencia al área superficial de piel expuesta del receptor que puede llegar a estar en contacto con el suelo. Se expresa en unidades de centímetro cuadrado y se estima para cada tipo de escenario de exposición y rango de edad

---

<sup>5</sup> Consultar <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.DYN.LE00.IN?locations=CO>

(para ampliar los datos por grupo etario se recomienda consultar la tabla 7-2 en <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/efh-chapter07.pdf>).

Tabla No. 7 Valores Área de la superficie de la piel (Fte: SDA)

Receptor	Área (cm <sup>2</sup> )
Niños	2373
Adultos	6032
Obrero de la construcción	3257

- **Factor de adherencia del suelo a la piel (mg/cm<sup>2</sup>):** es una medida de la cantidad de partículas de suelo que se adhieren a la piel en función del área expuesta; esta variable puede encontrarse particularmente para diferentes tipos de suelo, pero para los fines de este documento se va a tomar como un promedio de características de adhesión propias de los diferentes tipos de suelo a la piel (los datos por grupo etario se pueden consultar en <https://www.epa.gov/sites/production/files/201509/documents/efh-chapter07.pdf>).

Tabla No. 8 Valores Factor de adherencia del suelo a la piel (Fte: SDA)

Receptor	Factor de adherencia (mg/cm <sup>2</sup> )
Residencial	0.5
Industrial	0.5

- **Tasa de ingestión de agua (L/día):** se entiende como la cantidad de agua que consume el receptor vía oral (agua de bebida). Para Colombia no existe un estudio específico que muestre las tasas de consumo por grupos etarios, por lo que se recomienda usar el valor estándar de 1 a 2 L/día y considerar posibles escenarios donde se pueda dar un mayor consumo (por ejemplo, al realizar una evaluación en una zona calurosa donde la población consume más líquido para hidratarse; pueden consultarse valores de referencia por grupo etario en <https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-02/documents/efh - chapter 3 update.pdf>).

Este es un escenario improbable ya que, en el Distrito Capital, las personas no beben agua de origen subterráneo, este escenario de exposición se puede presentar por consumo accidental y para que esta vía de exposición represente un riesgo significativo a la salud, se requeriría de una exposición crónica.

- **Tasa de ingestión de suelo (mg/día):** se entiende como la cantidad de partículas provenientes del suelo que entran vía oral al receptor, ya sea de manera accidental o no (ejemplo: un adulto tiene una tasa ingestión de 100 mg/día ya que a su organismo ingresan por vía oral el equivalente a 100 mg de suelo, mientras que un niño tiene una tasa de ingestión de 200 mg/día por cuanto en los niños puede darse el fenómeno de pica o comen tierra de manera intencional; para trabajadores de construcción se recomienda usar una tasa de ingestión de 330 mg/kg. Los datos por grupo etario se pueden consultar en [https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-01/documents/efhchapter05\\_2017.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-01/documents/efhchapter05_2017.pdf) <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/efhchapter07.pdf>).

100 mg/día

200 mg/día

330 mg/día

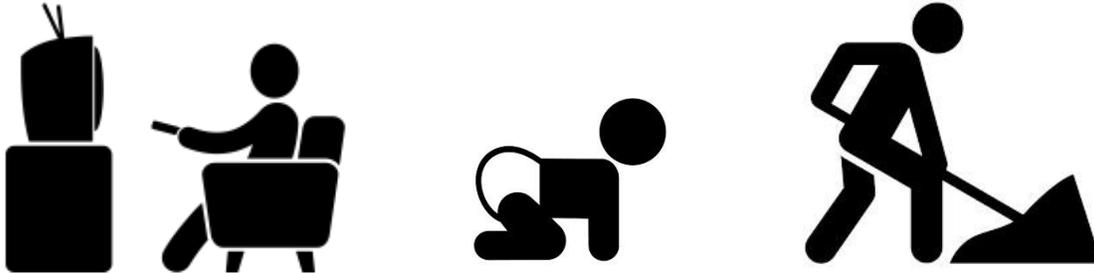


Figura No. 5 Tasas de ingestión según receptores (Fte: SDA)

- **Tiempo promedio (días):** se define como la cantidad de tiempo, expresado en días, que el receptor se expone a un escenario particular y es equivalente al producto de multiplicar los 365 días del año por el número de años que dura la exposición (ED). (ejemplo: una persona que vive en su casa por 26 años tiene un AT o tiempo promedio de exposición de 9490 días (365\*26)).
- **Duración de la exposición (años):** se entiende como la cantidad de tiempo, expresado en años, que un receptor específico está expuesto a una sustancia específica en un escenario determinado (ejemplo: un trabajador especializado tendría una exposición de 25 años a un mismo escenario de exposición laboral).
- **Peso corporal (kg):** es el estimado promedio, en kilogramos, para una persona sana según su grupo etario o edad.

Tabla No. 9 Valores de Peso corporal (Fte: SDA)

Grupo etario	Peso corporal (kg)
Niño	20,5
Joven	48,8
Adulto	64,9

- **Frecuencia de la exposición (días/año):** se define como la cantidad de tiempo, en días al año, que un receptor se encuentra expuesto a un escenario determinado. (ejemplo: un habitante de una casa permanece expuesto 350 días al año en consideración a que toma 15 días de vacaciones, es decir que su frecuencia de exposición es de 350 días al año)
- **Tiempo de exposición:** se considera como la cantidad de tiempo, medido en horas por día, que el receptor se encuentra expuesto a un CDI en un escenario definido (ejemplo: un trabajador está expuesto en un escenario industrial a una sustancia durante 8 horas al día, así como un residente en un entorno doméstico se encuentra expuesto 24 horas por día a una sustancia determinada).

## 7. ¿Cuáles son los escenarios de exposición y por qué?

Las rutas y vías de exposición son el camino que sigue una sustancia química en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con seres humanos (individuos o población) o un receptor ecológico.

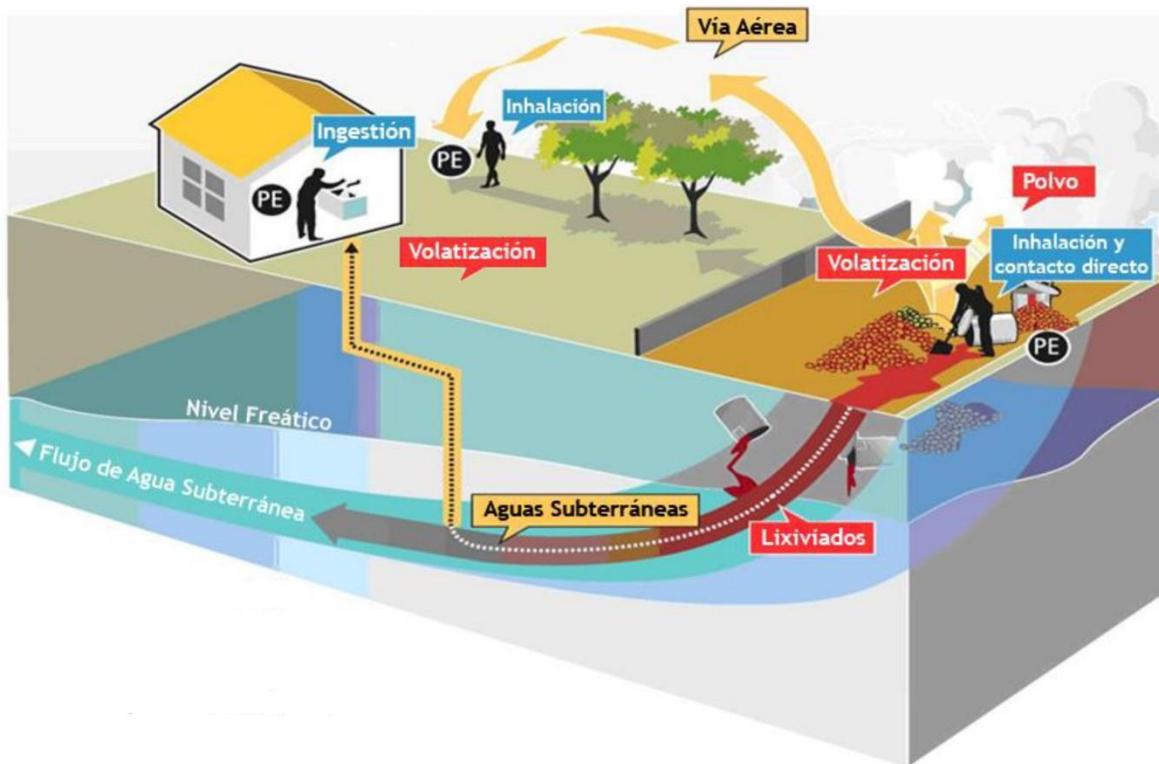


Figura No. 6 Esquema representativo de rutas de exposición (Fte: Adaptado de Guía para la elaboración de estudios de evaluación de riesgos a la salud y el ambiente (ERSA) en sitios contaminados) (MINAM, 2015)

De las actividades predominantes en el Distrito Capital, se ha identificado la de residencia (ejecutada por todas las personas durante el día completo o una fracción de este), recreacional (actividades deportivas al aire libre, como trotar o caminar) e industriales (actividades laborales, con condiciones de exposición donde hay uso de ropa de trabajo y elementos de protección personal).

EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRANEA POR ESCENARIO Y VIA DE INGRESO

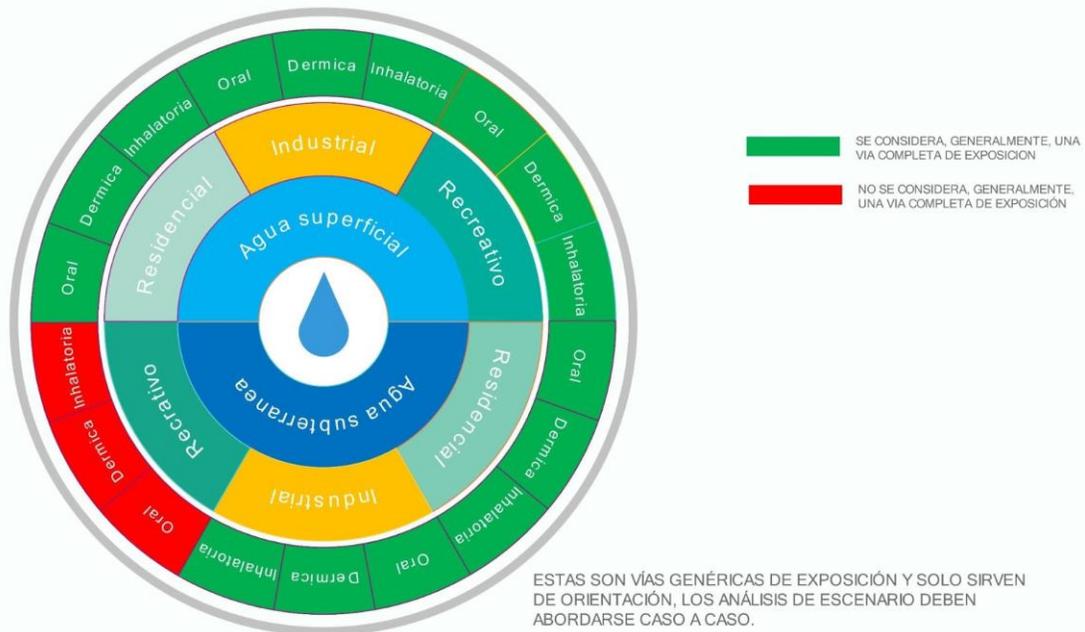


Figura No. 7 Representación gráfica de vías de exposición a agua superficial y subterránea (Fte: SDA)

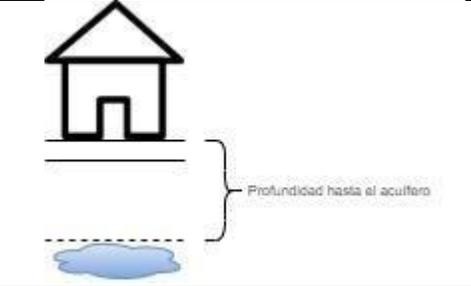


Figura No. 8 Representación gráfica de vías de exposición a suelo y vapores (Fte: SDA)

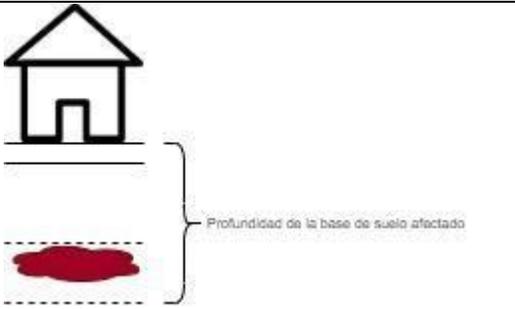
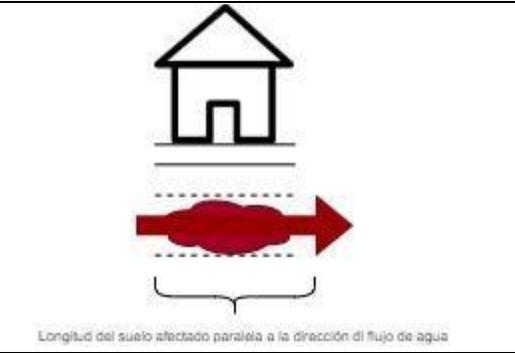
## 8. ¿Cuáles son las variables del suelo para tener en cuenta?

Tabla No. 10 Variables de suelo para tener en cuenta en análisis de riesgo (Fte: SDA)

Variable	Definición	Esquema explicativo
Contenido volumétrico de agua	Es una medida numérica, porcentual, del contenido de humedad del suelo.	-
Contenido volumétrico de aire	Es una medida numérica, porcentual, de la proporción del volumen de poros ocupado por aire en el suelo.	-
Variable	Definición	Esquema explicativo

Densidad seca	Es la relación entre la masa de las partículas sólidas y el volumen total del suelo, una vez que ha sido eliminada la humedad de este.	-
Conductividad hidráulica vertical	Parámetro que describe la movilidad del agua subsuperficial o subterránea a través del eje vertical del suelo. Es una propiedad de los medios porosos que depende de la permeabilidad intrínseca, de la porosidad del medio, del grado de saturación que este tenga y de las propiedades del fluido.	-
Permeabilidad del vapor	Es la capacidad que tiene un suelo de permitirle a un vapor que lo atraviese sin alterar su composición.	-
Espesor de la capa de suelo superficial	Es la distancia que hay desde la superficie del terreno hasta un límite establecido de suelos que es afectado por los CDI, este espesor no incluye el espesor del piso ni el espesor de la zona capilar.	
Profundidad hasta el acuífero	La distancia que hay desde la superficie del terreno hasta la formación del acuífero. En el caso de un acuífero no confinado, es la profundidad del agua en un pozo de monitoreo. En cambio, para un acuífero confinado (o "artesiano"), es la profundidad hasta el borde superior de la unidad geológica que genera agua.	
Espesor de la zona capilar	Es la distancia, por encima de la formación saturada del acuífero, que el agua puede ascender por capilaridad a través de la columna no saturada.	

Variable	Definición	Esquema explicativo
----------	------------	---------------------

<p>Espesor de la columna de suelo</p>	<p>La distancia que hay desde la superficie del terreno hasta la parte superior de la zona capilar.</p>	
<p>Profundidad del techo de suelo afectado</p>	<p>La distancia que existe desde la superficie del terreno hasta el límite superior de los suelos contaminados por los CDI. La distancia es cero en el caso de los suelos afectados en la superficie del terreno.</p>	
<p>Profundidad de la base de suelo afectado</p>	<p>La distancia que hay desde la superficie del terreno hasta el límite inferior (o base) de los suelos afectados por los CDI.</p>	
<p>Longitud del suelo afectado paralela a dirección del flujo de agua subt</p>	<p>La longitud del área de suelos afectados, que está paralela a la dirección del flujo de aguas subterráneas, sirve para definir las dimensiones y las concentraciones en la zona subyacente al área de suelos afectados, los cuales lixivian CDI al agua subterránea, y donde se mezcla el agua subterránea con el lixiviado.</p>	
<p><b>Variable</b></p>	<p><b>Definición</b></p>	<p><b>Esquema explicativo</b></p>
<p>Área de suelo afectado:</p>	<p>La extensión del suelo afectado, representada por un plano paralelo a la superficie.</p>	<p>-</p>
<p>Longitud de suelo afectado paralelo a la dirección del viento</p>	<p>Sirve para definir las dimensiones y las concentraciones en la zona de mezcla del aire.</p>	<p>-</p>

Estimado neto de infiltración	Es la cantidad de agua que puede absorber el suelo durante las precipitaciones. La infiltración depende de varios factores, como aquellos relacionados con las características físicas del suelo como textura y estructura, contenido de humedad del suelo lo que determina suelo húmedo o seco, agrietamiento, compactación, entre otros.	-
Fracción de carbono orgánico – columna de suelo	Fracción de masa del carbón orgánico en los suelos de la zona no saturada, aplicable en los modelos de volatilización y lixiviación.	Variable medida en campo.
pH del suelo/agua	Usado para calcular las relaciones de partición entre suelo y agua que dependen del pH para algunos metales en suelo (parámetro medido en campo).	Variable medida en campo.

**□ Tipos de suelo**

Se sugiere la adopción del Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (USCS) ASTM D2487-17 como procedimiento de clasificación de suelos dentro de los estudios a ser realizados en contaminación de suelos.

Se sugiere utilizar como referencia para la determinación de las equivalencias entre la clasificación del USDA (triángulo) con respecto a la determinación por la USCS la gráfica siguiente:

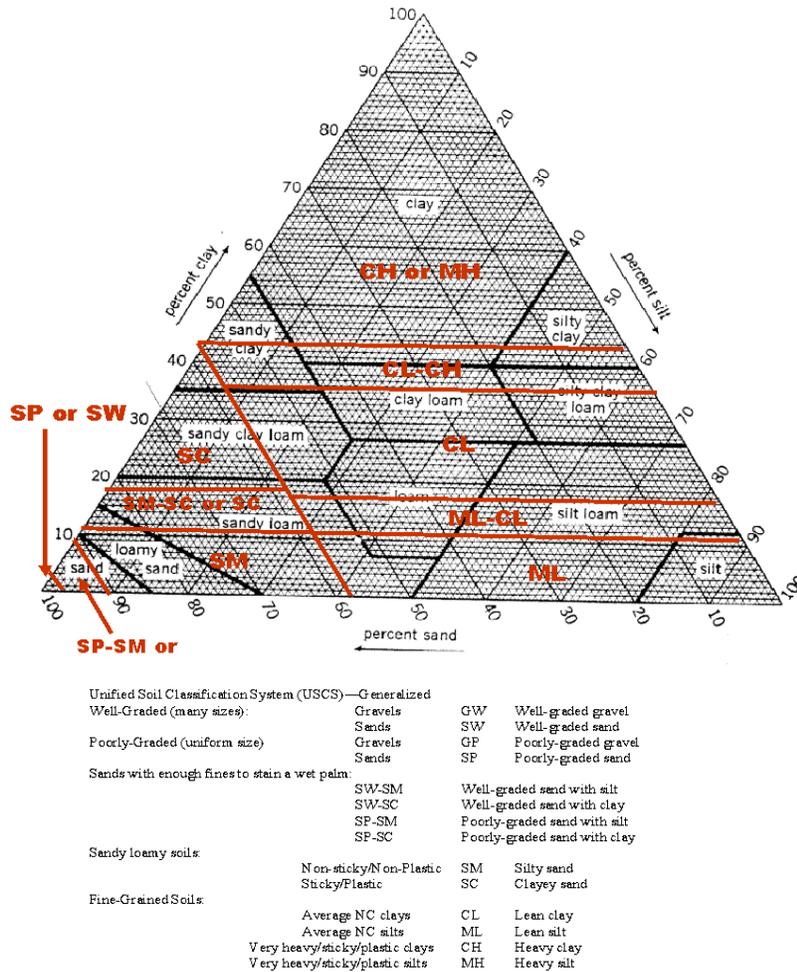


Figura No. 9 Estimación de equivalencias entre el triángulo textural de la USDA y la clasificación de suelos según USCS

Una vez se determine la equivalencia, se deben hacer los cálculos correspondientes a los valores de las propiedades “genéricas” que se pueden usar dentro de un software especializado o cálculos manuales, pues éstas se encuentran definidas de acuerdo con lo estipulado dentro del Estándar ASTM E2081-00 .

Para esto se utilizarán principalmente tres (3) referencias. La primera corresponde al estándar ASTM D1557-07 “Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort (56.000 ft-lbf/ft<sup>3</sup> (2.700 kN-m/m<sup>3</sup>))”; conocido como “Proctor Modificado”; como segunda referencia se utilizará la “Technical Note – Measurement and Estimation of Permeability of Soils for Animal Waste Storage Facility Design” del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América (USDA) y, por último, la Guía “Materials Testing” del Departamento del Ejército de los Estados Unidos de América, documento

No. FM 5-472/NAVFAC MO  
330/AFJMAN 32-1221(I).

En estos dos últimos se describe detalladamente el procedimiento de clasificación de suelos derivado de las directrices del “Unified Soil Classification System” – USCS, y describe los rangos de permeabilidad para cada una de las categorías de clasificación. Esta información se compara con la obtenida de la equivalencia, derivada de la Figura No. 9 y se define el valor de permeabilidad asociado a la clasificación.

La primera referencia será utilizada en la determinación de la “porosidad efectiva” y criterios de saturación del suelo, de acuerdo con su clasificación dentro del sistema.

#### □ Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (ASTM D2487-17)

El Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, (USCS de su sigla en inglés), se basa en la identificación de suelos de acuerdo con sus cualidades de textura y plasticidad, al mismo tiempo que en su agrupación con respecto a comportamiento mecánico. Los suelos rara vez existen en la naturaleza de manera separada como arena, grava o cualquier otro componente individual. Por lo general, se encuentran como mezclas con proporciones variables de partículas de diferentes tamaños; cada componente aporta sus características a la mezcla de suelo. El USCS se basa en aquellas características del suelo que indican cómo se comportará como material de ingeniería. Se ha determinado que las siguientes propiedades son muy útiles para este propósito y forman la base de la identificación del suelo. Pueden determinarse mediante pruebas simples y, con experiencia, pueden estimarse con cierta precisión:

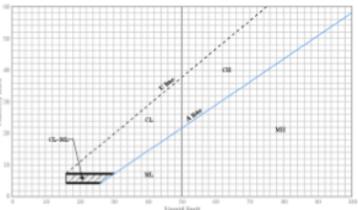
- Porcentajes de grava, arena y finos (fracción que pasa el tamiz No. 200).
- Forma de la curva de distribución del tamaño de grano.
- Características de plasticidad y compresibilidad. En la USCS, el suelo recibe un nombre descriptivo y un símbolo (generalmente de dos letras<sup>6</sup>) que indica sus principales características.

El procedimiento de clasificación, de acuerdo con el Sistema Unificado, es un proceso secuencial de pasos cada vez más detallados de descripción del material constitutivo del suelo. La Tabla No. 11 muestra, de manera resumida, los pasos del proceso de clasificación de suelos de acuerdo con USCS.

*Tabla No. 11 Resumen pasos de clasificación de suelos según USCS (Fuente: Adaptado de USDA, 2012)*

---

<sup>6</sup> Existen algunos casos en que la clasificación recibe un símbolo de cuatro letras, situación que ocurre en un rango muy específico.

Suelos Granulales >50% Retenido Tamiz #200	Gravas <50% de la fracción gruesa pasa Tamiz #4	Grava Limpia < 5% finos (pasa tamiz #200)	<b>Bien Gradada</b> Cumple los requisitos de gradación  <b>Mal Gradada</b> No Cumple alguno de los requisitos de gradación		Requisitos de Gradación: $C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} > 4$  $C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \times D_{60}} > 1 < 3$	GW	Grava (Bien Gradada)	
				GP		Grava (Mal Gradada)		
		Grava > 5% < 12% finos (pasa tamiz #200)	Los casos límite requieren el uso de símbolos duales	1. Determinar las condiciones de Gradación de la fracción Gruesa (GW - GP)	2. Determinar los límites de Atterberg y la fracción de material que pasa tamiz #40 (C = Arcilla) (M = Limo)	GW-GC GW-GM	Grava Arcillosa (B. G.) Grava Limosa (B. G.)	
		Grava > 12% finos (pasa tamiz #200)	Determinación de los límites de Atterberg a la fracción que pasa tamiz #40	Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por debajo de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) < 4  Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por encima de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) > 7	Límites de Atterberg caen encima de la línea "A" con Índice de Plasticidad 4 < IP < 7. Son casos especiales de suelo fino (CL-ML)	GM GC	Grava Limosa Grava Arcillosa	
		Arenas >50% de la fracción gruesa pasa Tamiz #4	Arena Limpia < 5% finos (pasa tamiz #200)	<b>Bien Gradada</b> Cumple los requisitos de gradación  <b>Mal Gradada</b> No Cumple alguno de los requisitos de gradación		Requisitos de Gradación: $C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} > 6$  $C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \times D_{60}} > 1 < 3$	SW	Arena (Bien Gradada)
					SP		Arena (Mal Gradada)	
	Arena > 5% < 12% finos (pasa tamiz #200)		Los casos límite requieren el uso de símbolos duales	1. Determinar las condiciones de Gradación de la fracción Gruesa (SW - SP)	2. Determinar los límites de Atterberg y la fracción de material que pasa tamiz #40 (C = Arcilla) (M = Limo)	SW-SC SW-SM	Arena Arcillosa (B. G.) Arena Limosa (B. G.)	
	Arena > 12% finos (pasa tamiz #200)		Determinación de los límites de Atterberg a la fracción que pasa tamiz #40	Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por debajo de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) < 4  Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por encima de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) > 7	Límites de Atterberg caen encima de la línea "A" con Índice de Plasticidad 4 < IP < 7. Son casos especiales de suelo fino (CL-ML)	SM SC	Arena Limosa Arena Arcillosa	
	Suelos Finos ≥50% Pasa Tamiz #200		Limos y Arcillas Limite Líquido < 50	Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por debajo de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) < 4		Límites de Atterberg caen encima de la línea "A" con Índice de Plasticidad 4 < IP < 7. Son casos especiales de suelo fino (CL-ML) (Área Achurada) <b>Limo-Arcilla de Baja Plasticidad</b>	ML	Limo de Baja Plasticidad
				Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por encima de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) > 7			CL	Arcilla de Baja Plasticidad
		Por debajo de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) < 4 y Limite Líquido (LL - Suelo secado al horno) < 0,7 Limite Líquido (LL - Suelo secado al aire) < 0,7		OL	Orgánico de Baja Plasticidad			
		Limos y Arcillas Limite Líquido > 50	Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por debajo de la línea "A"			MH	Limo de Alta Plasticidad	
Límites de Atterberg del material que pasa por tamiz No. 40 quedan por encima de la línea "A"			CH	Arcilla de Alta Plasticidad				
Por debajo de la línea "A" e Índice de Plasticidad (PI) < 4 y Limite Líquido (LL - Suelo secado al horno) < 0,7 Limite Líquido (LL - Suelo secado al aire) < 0,7			OH	Orgánico de Alta Plasticidad				
Suelos con alto contenido orgánico		$\frac{\text{Limite Líquido (LL - Suelo secado al horno)}}{\text{Limite Líquido (LL - Suelo secado al aire)}} < 0,7$		PT	Turbas			

Una vez clasificado el suelo de acuerdo con el procedimiento anteriormente descrito, se pueden estimar algunas propiedades del suelo partiendo de la clasificación.

La Tabla No. 12 Muestra los rangos de valores para la permeabilidad hidráulica (K, en cm/s); el peso específico del suelo ( $\gamma$ , en kg/m<sup>3</sup>) y la porosidad efectiva del suelo (n, en %), calculada como 1 menos la relación entre el peso específico de suelo y la densidad de las partículas sólidas del suelo ( $G_s \sim 2.650$  kg/m<sup>3</sup>).

Tabla No. 12 Rangos de valores de propiedades físicas de acuerdo con su clasificación Fuente: Adaptado de (USDA, 2012)(USDA, 2012)(USDA, 2012)(USDA, 2012)(USDA, 2012)(USDA, 2012)(USDA, 2012)

Clasificación del Suelo	Permeabilidad Hidráulica	Peso Unitario	Porosidad Efectiva
	K (cm/s)	$\gamma$ (kg/m <sup>3</sup> )	(%)
GW	$> 10^{-2}$	2000 - 2160	18,5 - 24,5
GP	$> 10^{-2}$	1840 - 2000	24,5 - 30,5
GW-GC GW-GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1920- 2160	18,5 - 27,5
GP-GC GP-GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1840- 2160	18,5 - 30,5
GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1920- 2160	18,5 - 27,5
GC	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1840- 2080	18,5 - 30,5
SW	$> 10^{-3}$	1760 - 2080	21,5 - 33,5
SP	$> 10^{-3}$	1600 - 1920	27,5 - 39,5
SW-SC SW-SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1760 - 2000	24,5 - 33,5
SP-SC SP-SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1680 - 2000	24,5 - 36,5
SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1760 - 1920	27,5 - 33,5
SC	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1680 - 2000	24,5 - 36,5
ML	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1520 - 1920	27,5 - 42,5
CL	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1520 - 1920	27,5 - 42,5
OL	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1280 - 1600	18,5 - 27,5
MH	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1120 - 1520	42,5 - 57,5
CH	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1200 - 1680	36,5 - 54,5
OH	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1040 - 1600	18,5 - 27,5
PT	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1100	18,5 - 27,5

## 9. ¿Cuáles son las variables del agua para tener en cuenta?

Tabla No. 13 Propiedades con respecto al agua a tener en cuenta durante el análisis de riesgos (Fte: SDA)

Variable	Definición	Ejemplo o su influencia en la evaluación
----------	------------	--

Conductividad hidráulica	Permeabilidad del agua saturada de la zona del suelo superficial en dirección vertical. Medición de la permeabilidad saturada de los suelos con respecto al agua en la formación del acuífero.	Determina la capacidad del suelo de permitir que los CDI se movilicen, a mayor conductividad hidráulica mayor será la movilidad del CDI.
Gradiente hidráulico	Medida de la pendiente de la capa freática o superficie piezométrica en la formación del acuífero, en el plano horizontal. Los gradientes hidráulicos tienen variaciones estacionales significativas.	Determina la profundidad a la cual los CDI se movilizan.
Porosidad efectiva	La relación entre el volumen de los poros interconectados o fracturas dentro de los que circula el agua, con respecto al volumen total de una muestra representativa del suelo de la formación del acuífero.	Determina la movilidad y capacidad volumétrica de los CDI en los diferentes tipos de suelo, a mayor porosidad efectiva, mayor será el volumen de CDI que se podrán encontrar en la matriz suelo.
Fracción de carbono orgánico – zona saturada	Fracción de masa del carbón orgánico en el suelo de la formación del acuífero.	Determina la distribución del CDI en función de sus propiedades fisicoquímicas y los coeficientes de repartición. Un valor alto de esta variable indica que se tiene una alta carga orgánica en la matriz suelo.
pH del agua subterránea	Usado para calcular las relaciones de partición entre el suelo y el agua que dependen del pH para algunos metales.	Este valor determina la concentración de equilibrio de los CDI en las diferentes matrices.
Ancho de la pluma de agua subterránea en el foco	El ancho del área del foco de agua subterránea perpendicular (es decir, transversal) a la dirección de flujo del agua subterránea. Este valor se usa como ancho del foco que se aplica en el modelo de transporte de Doménico, así como el ancho de las aguas subterráneas afectadas paralelo a la dirección del viento para el caso de volatilización de las aguas subterráneas hacia el aire exterior.	Determina el área afectada por el CDI.
Espesor de la pluma (zona de mezcla) en el foco	El espesor vertical del área del foco de agua subterránea o el espesor vertical donde se presume que el lixiviado que está infiltrándose se mezcla con el agua subterránea lateral dentro de la formación del acuífero subyacente a la zona del foco de suelo.	Determina el área afectada por el CDI.
Espesor saturado	La extensión vertical de la formación del acuífero.	Determina el área afectada por el CDI.
Ancho de la pluma en la descarga	El ancho horizontal del área de la pluma en el punto donde se descarga hacia el cuerpo de agua superficial.	Determina el área afectada por el CDI.
<b>Variable</b>	<b>Definición</b>	<b>Ejemplo o su influencia en la evaluación</b>
Espesor de la pluma en la descarga	El ancho vertical del área de la pluma en el punto de descarga hacia el cuerpo de agua superficial.	Determina el área afectada por el CDI.

Velocidad del flujo de agua superficial en la descarga	La tasa de flujo volumétrica del cuerpo de agua superficial en la localización donde el agua subterránea penetra en el cuerpo de agua superficial.	Determina el área afectada y la concentración del CDI.
--	--	--

## 10. ¿Cuáles son las variables del aire para tener en cuenta?

Tabla No. 14 Propiedades del aire para tener en cuenta durante el análisis de riesgos (Fte: SDA)

Variable	Definición	Ejemplo o su influencia en la evaluación
Altura de la zona de mezcla	La altura de la capa límite de la atmósfera que está cerca de la superficie del terreno dentro de la cual el CDI se mezcla uniformemente (200 cm).	Valor estándar recomendado por la EPA teniendo en cuenta la capacidad del CDI de alcanzar una determinada altura.
Velocidad del aire en la zona de mezcla	Velocidad lateral del viento en la zona de mezcla.	Define el área de dispersión del contaminante y su alcance.
Inversión de la concentración promedio (Q/C)	Factor de concentración inverso para la dispersión del aire ( $g/m^2 \cdot s$ por $kg/m^3$ ).	Cantidad de una sustancia química por unidad de volumen.
Fración de la capa vegetal	La fracción de la superficie del terreno que está cubierta por vegetación.	-
Velocidad promedio anual del aire a 7m	Velocidad lateral del viento a una altura de 7 m.	Define el área de dispersión del contaminante y su alcance.
Velocidad límite del aire a 7 m	La velocidad relativa por debajo de la cual es imposible la suspensión de partículas para un conjunto dado de condiciones.	Define el área de dispersión del contaminante y su alcance.
Razón volumen/área de la edificación	Divide el volumen interior de la estructura cerrada entre la suma del área de los pisos y paredes (por ejemplo, en un sótano), a través de la cual se supone que migran los vapores.	Define la relación entre el área y el volumen de la edificación, que se relaciona con la tasa de flujo de vapores dentro del edificio, a mayor razón mayor flujo de vapores.
Área de la solera	Área total combinada de pisos y paredes a través de la cual se supone que migran los vapores.	Determina el área a través de la cual los vapores del CDI ingresan al edificio, a mayor área de solera, mayor será el flujo.
Perímetro de la solera	Longitud total de las uniones entre piso/pared y pared/pared que están adyacentes al área donde se supone que migran los vapores.	Determina las uniones y sitios adyacentes a través de los cuales pueden penetrar o migrar los vapores.
Tasa de intercambio de aire del edificio	Tasa a la cual el aire exterior reemplaza el aire interior en un espacio determinado.	Es la capacidad intrínseca a la edificación que determina la capacidad de intercambio de aire entre el exterior y el interior. A
Variable	Definición	Ejemplo o su influencia en la evaluación
		mayor tasa de intercambio, mayor será la cantidad de aire que circule por la edificación favoreciendo la dilución de contaminantes.

Profundidad al fondo de la solera	La distancia vertical en el suelo desde el fondo de la placa del piso de la solera o del sótano hasta la superficie del terreno.	Determina la distancia a través de la cual los vapores migrarán por el espacio vacío de la solera, esta profundidad determina una dilución de contaminantes.
Espesor de la solera	Espesor de pisos y paredes a través de la cual se supone que migran los vapores.	Determina la distancia a través de la cual los vapores migrarán por la solera, este espesor determinará una dilución de contaminantes por el medio a través del cual fluye.
Fracción agrietada de la solera	Cantidad fraccional de grietas y agujeros que hay en los cimientos (valor estándar 0.001).	Esta fracción determina la capacidad de flujo de vapor a través de la solera.
Contenido volumétrico del agua en las grietas	Cantidad fraccional de agua atrapada en las grietas llenas de suelo.	Esta fracción determina la capacidad de flujo de vapor a través de la solera.
Contenido volumétrico del aire en las grietas	Cantidad fraccional de aire atrapado en las grietas llenas de suelo.	Esta fracción determina la capacidad de flujo de vapor a través de la solera.
Presión diferencial entre el interior y el exterior	Diferencial de la presión de aire entre el aire interior y exterior (es sólo un valor positivo) que indica el flujo convectivo de aire que circula hacia el espacio interior.	La presión diferencial está relacionada con el intercambio de aire al interior de las construcciones, al existir una presión diferencial, se favorece el flujo de aire desde el exterior del edificio al interior.
Volumen del edificio	Volumen interior de la estructura cerrada.	El volumen determina el espacio en el cual se distribuirán los CDI.
Ancho del edificio perpendicular al flujo de A subt	La distancia lineal del edificio perpendicular a la dirección general de flujo del agua subterránea.	Variable que determina el área del edificio y el espacio en el cual fluirán los vapores, así como el volumen donde se distribuirán los contaminantes.
Longitud del edificio paralela al flujo de A subt	La distancia lineal desde el edificio paralela a la dirección general del flujo del agua subterránea.	Variable que determina el área del edificio y el espacio en el cual fluirán los vapores, así como el volumen donde se distribuirán los contaminantes.

## 11. ¿Cuáles son las características de cada uno de los TIER (Niveles) de evaluación de riesgos?

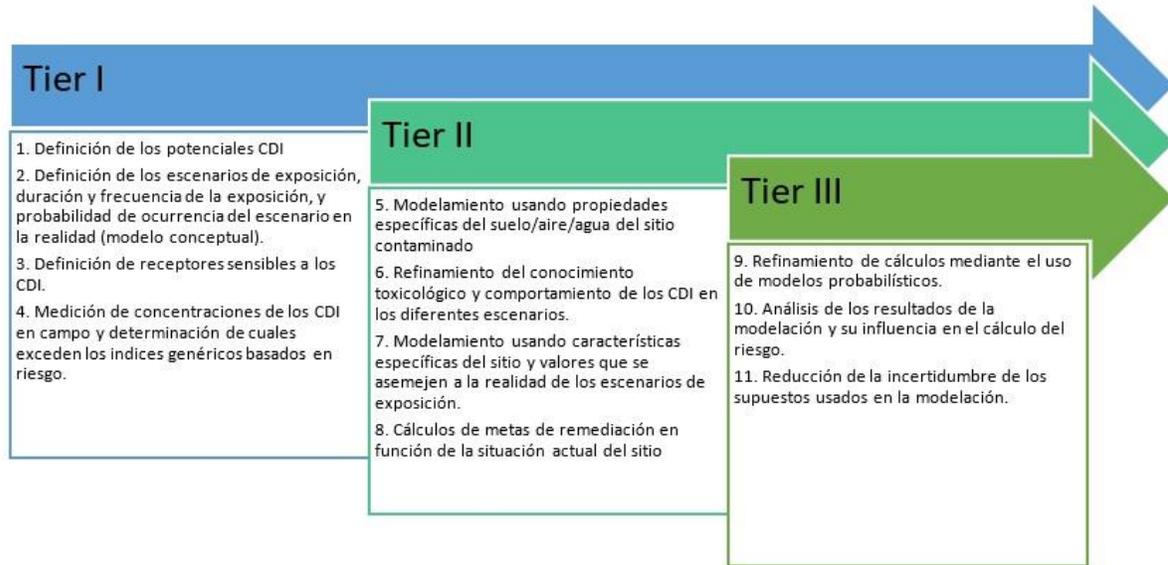


Figura No. 10 Niveles de evaluación del análisis de riesgo (Fte: SDA)

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
03	NC		
01	NC		
01	NC		
03	NC		
02	NC		
01	NC		
02	NC		
04	NC		
00	NC		
03	NC		
01	NC		
01	NC		
01	NC		
04	NC		
03	NC		
03	NC		
04	NC		
02	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
13	NC		
12	NC		
12	NC		
ado	NC		
14	NC		
13	NC		
12	NC		
15	NC		
16	NC		
11	NC		
12	NC		
15	NC		
1		C	
15	NC		
1		C	
1			MUT
2			MUT
10			MUT
13	NC		
ado	NC		
13	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
00	NC		
04	NC		
ado	NC		
01	NC		
ado	NC		
03	NC		
03	NC		
01	NC		
02	NC		
02	NC		
02	NC		
01			MUT
01			
04	NC		
01			MUT
01			MUT
06	NC		
ado	NC		
02	NC		
02	NC		
01	NC		

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GÉNÉRICO RESIDENCIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice GÉNÉRICO oral(mg/kg)	Índice GÉNÉRICO dérmico(mg/kg)	Índice GÉNÉRICO inhalatorio(mg/kg)		No Cancerígena Cancerígena Mutagénica		
					NC	C	MUT
<b>USO RESIDENCIAL</b>							
di-n-octil ftalato	6,77E+03	No Calculado	No Calculado	6,77E+03	NC		
Disulfuro de Carbono	6,77E+04	No Calculado	8,54E+02	8,43E+02	NC		
Fracción HC Alifática EC>10-12	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC		
Fracción HC Aromática EC>10-12	1,35E+04	No Calculado	1,09E+03	1,01E+03	NC		
Fracción HC Alifática EC>12-16	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC		
Fracción HC Aromática EC>12-16	1,35E+04	No Calculado	1,09E+03	1,01E+03	NC		
Fracción HC Alifática EC>16-21	1,35E+06	No Calculado	No Calculado	1,35E+06	NC		
Fracción HC Aromática EC>16-21	2,03E+04	No Calculado	No Calculado	2,03E+04	NC		
Fracción HC Alifática EC>21-36	1,35E+06	No Calculado	No Calculado	1,35E+06	NC		
Fracción HC Aromática EC>21-36	2,03E+04	No Calculado	No Calculado	2,03E+04	NC		
Fracción HC Alifática EC>5-6	1,15E+06	No Calculado	1,47E+03	1,47E+03	NC		
Fracción HC Alifática EC>6-8	1,15E+06	No Calculado	1,47E+03	1,47E+03	NC		
Fracción HC Alifática EC>8-10	2,03E+04	No Calculado	1,24E+02	1,23E+02	NC		
Fracción HC Aromática EC>8-10	1,35E+04	No Calculado	7,38E+01	7,34E+01	NC		
Endosulfan	4,06E+03	No Calculado	No Calculado	4,06E+03	NC		
Endrin	2,03E+02	4,61E+02	No Calculado	1,41E+02	NC		
Epóxido de Heptacloro	8,80E+00	No Calculado	No Calculado	8,80E+00	NC		
Estireno	1,35E+05	No Calculado	9,75E+03	9,10E+03	NC		
Etilbenceno	3,38E+04	No Calculado	5,91E+03	5,03E+03	NC		
Fenol	2,03E+05	4,61E+05	No Calculado	1,41E+05	NC		
Fluoranteno	2,71E+04	4,73E+04	No Calculado	1,72E+04	NC		
Fluoreno	2,71E+04	4,73E+04	No Calculado	1,72E+04	NC		
Heptacloro	6,77E+01	No Calculado	No Calculado	6,77E+01	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
10	NC		
2	NC		
3	NC		
adado	NC		
10	NC		
10	NC		
2	NC		
3	NC		
1			MUT
5	NC		
11	NC		
3	NC		
2	NC		
2	NC		
3	NC	C	
3	NC	C	

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RESIDENCIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		No Cancerígena	Cancerígena	Mutagénica
<b>USO RESIDENCIAL</b>							
Nitrobenzeno	1,35E+03	No Calculado	6,87E+02	4,56E+02	NC		
Nitrodifenilamina, 2-	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC		
N-Nitrosodi-n-propilamina	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC		
o-Cresol	3,38E+04	7,69E+04	No Calculado	2,35E+04	NC		
Óxido de níquel	7,44E+03	No Calculado	No Calculado	7,44E+03	NC		
o-Xileno	1,35E+05	No Calculado	6,73E+02	6,69E+02	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3,3',4,4'-(PCB 105)	1,58E+01	No Calculado	8,33E+02	1,55E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3,4,4',5-(PCB 114)	1,58E+01	No Calculado	1,46E+03	1,56E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3',4,4',5-(PCB 118)	1,58E+01	No Calculado	8,18E+02	1,55E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2',3,4,4',5-(PCB 123)	1,58E+01	No Calculado	1,02E+03	1,55E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 3,3',4,4',5-(PCB 126)	4,74E-03	No Calculado	3,03E-01	4,66E-03	NC		
Pentaclorofenol	3,38E+03	No Calculado	No Calculado	3,38E+03	NC		
Pireno	2,03E+04	No Calculado	No Calculado	2,03E+04	NC		
Plata	3,38E+03	No Calculado	No Calculado	3,38E+03	NC		
Plomo y compuestos	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC	C	
Plomo y compuestos	5,95E+01	No Calculado	1,18E+05	5,95E+01	NC	C	
P-Xileno	1,35E+05	No Calculado	5,82E+02	5,79E+02	NC		
Selenio	3,38E+03	No Calculado	No Calculado	3,38E+03	NC		
Subsulfuro de Níquel	1,79E-01	No Calculado	No Calculado	1,79E-01		C	
Talio (Sales solubles)	6,77E+00	No Calculado	No Calculado	6,77E+00	NC		

COMUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RESIDENCIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
<b>USO RESIDENCIAL</b>							
Tetracloroetileno	4,06E+03	No Calculado	9,80E+01	9,57E+01	NC		
Tetracloruro de carbono	No Calculado	No Calculado	No Calculado	No Calculado	NC		
Tolueno	1,35E+05	No Calculado	5,99E+02	5,96E+02	NC		
Toxafeno	6,09E+01	1,38E+02	No Calculado	4,23E+01	NC		
Tricloroetileno	3,51E+00	No Calculado	3,93E-01	3,53E-01			
Vanadio y Compuestos	3,41E+03	No Calculado	No Calculado	3,41E+03	NC		
Zinc y compuestos	2,03E+05	No Calculado	No Calculado	2,03E+05	NC		

Tabla No. 16 IGBR calculados para uso recreacional

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RECREACIONAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
<b>USO RECREACIONAL</b>							
1,1,1-Tricloroetano	1,35E+06	NA	2,06E+05	1,79E+05	NC		
1,2,4-Triclorobenceno	6,77E+03	NA	1,50E+03	1,23E+03	NC		
1,2-cis-Dicloroetileno	1,35E+03	NA	2,50E+03	8,79E+02	NC		
2,4-Diclorofenol	2,03E+03	4,81E+03	NA	1,43E+03	NC		
p,p-DDE	3,38E+02	NA	NA	3,38E+02	NC		
1,1-Dicloroetano	4,06E+03	NA	8,01E+02	6,69E+02	NC		
1,1-Dicloroetileno /1,1-Dicloroetano	3,38E+04	NA	5,81E+03	4,96E+03	NC		
1,1,1,2-Tetracloroetano	2,03E+04	NA	NA	2,03E+04	NC		
1,1,2-Tricloroetano	2,71E+03	NA	3,61E+01	3,57E+01	NC		
1,2-Diclorobenceno	6,09E+04	NA	5,86E+04	2,99E+04	NC		
1,2-Dicloroetano	4,06E+03	NA	8,01E+02	6,69E+02	NC		
1,2-Dicloropropano	2,71E+04	NA	3,79E+02	3,74E+02	NC		
1,2-trans-Dicloroetileno	1,35E+04	NA	1,75E+03	1,55E+03	NC		
1,3-Dicloropropano	1,35E+04	NA	NA	1,35E+04	NC		
1,4-Diclorobenceno	4,74E+04	NA	2,08E+05	3,86E+04	NC		
2 - Clorofenol	3,38E+03	NA	NA	3,38E+03	NC		
2,4,5-Triclorofenol	6,77E+04	1,60E+05	NA	4,76E+04	NC		
2,4,6-Triclorofenol	6,77E+02	1,60E+03	NA	4,76E+02	NC		
2,4-diclorofenoxiacético	6,77E+03	3,21E+04	NA	5,59E+03	NC		
2,4-Dimetilfenol	1,35E+04	3,21E+04	NA	9,52E+03	NC		
2,4-Dinitrotolueno	1,35E+03	3,14E+03	NA	9,46E+02	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
02	NC		
	NC		
04	NC		
03	NC		
04	NC		
05	NC		
06	NC		
01	NC		
02	NC		
05	NC		
01		C	
05	NC		
00		C	
01			MUT
02			MUT
00			MUT
03	NC		
	NC		
03	NC		
04	NC		
02	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/(kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
	NC		
01	NC		
	NC		
03	NC		
03	NC		
02	NC		
02	NC		
03	NC		
03	NC		
01			MUT
02			
04	NC		
01			MUT
01			MUT
06	NC		
	NC		
02	NC		
02	NC		
01	NC		
	NC		
03	NC		

COMUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RECREACIONAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*	
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C MUT
<b>USO RECREACIONAL</b>						
Fracción HC Alifática EC>10-12	NA	NA	NA	NA	NC	
Fracción HC Aromática EC>10-12	1,35E+04	NA	2,62E+04	8,93E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>12-16	NA	NA	NA	NA	NC	
Fracción HC Aromática EC>12-16	1,35E+04	NA	2,62E+04	8,93E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>16-21	1,35E+06	NA	NA	1,35E+06	NC	
Fracción HC Aromática EC>16-21	2,03E+04	NA	NA	2,03E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>21-36	1,35E+06	NA	NA	1,35E+06	NC	
Fracción HC Aromática EC>21-36	2,03E+04	NA	NA	2,03E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>5-6	1,15E+06	NA	3,53E+04	3,42E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>6-8	1,15E+06	NA	3,53E+04	3,42E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>8-10	2,03E+04	NA	2,98E+03	2,60E+03	NC	
Fracción HC Aromática EC>8-10	1,35E+04	NA	1,77E+03	1,57E+03	NC	
Endosulfan	4,06E+03	NA	NA	4,06E+03	NC	
Endrin	2,03E+02	4,81E+02	NA	1,43E+02	NC	
Epóxido de Heptacloro	8,80E+00	NA	NA	8,80E+00	NC	
Estireno	1,35E+05	NA	2,34E+05	8,58E+04	NC	
Etilbenceno	3,38E+04	NA	1,42E+05	2,73E+04	NC	
Fenol	2,03E+05	4,81E+05	NA	1,43E+05	NC	
Fluoranteno	2,71E+04	4,93E+04	NA	1,75E+04	NC	
Fluoreno	2,71E+04	4,93E+04	NA	1,75E+04	NC	
Heptacloro	6,77E+01	NA	NA	6,77E+01	NC	

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/(kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
00	NC		
02	NC		
03	NC		
	NC		
00	NC		
01	NC		
02	NC		
03	NC		
1			MUT
05	NC		
02	NC		
03	NC		
04	NC		
03	NC		
03	NC	C	
03	NC		C

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RECREACIONAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
<b>USO RECREACIONAL</b>							
Nitrobenceno	1,35E+03	NA	1,65E+04	1,25E+03	NC		
Nitrodifenilamina, 2-	NA	NA	NA	NA	NC		
N-Nitrosodi-n-propilamina	NA	NA	NA	NA	NC		
o-Cresol	3,38E+04	8,01E+04	NA	2,38E+04	NC		
Óxido de níquel	7,44E+03	NA	NA	7,44E+03	NC		
o-Xileno	1,35E+05	NA	1,61E+04	1,44E+04	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3',4,4'- (PCB 105)	1,58E+01	NA	2,00E+04	1,58E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3,4,4',5- (PCB 114)	1,58E+01	NA	3,49E+04	1,58E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3',4,4',5- (PCB 118)	1,58E+01	NA	1,96E+04	1,58E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2',3,4,4',5- (PCB 123)	1,58E+01	NA	2,44E+04	1,58E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 3,3',4,4',5- (PCB 126)	4,74E-03	NA	7,26E+00	4,73E-03	NC		
Pentaclorofenol	3,38E+03	NA	NA	3,38E+03	NC		
Pireno	2,03E+04	NA	NA	2,03E+04	NC		
Plata	3,38E+03	NA	NA	3,38E+03	NC		
Plomo y compuestos	NA	NA	NA	NA	NC	C	
Plomo y compuestos	5,39E+01	NA	2,84E+06	5,39E+01	NC	C	
P-Xileno	1,35E+05	NA	1,40E+04	1,27E+04	NC		
Selenio	3,38E+03	NA	NA	3,38E+03	NC		
Subsulfuro de Níquel	1,62E-01	NA	NA	1,62E-01			C
Talio (Sales solubles)	6,77E+00	NA	NA	6,77E+00	NC		

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO RECREACIONAL				TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA* No Cancerígena Cancerígena Mutagénica		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)	NC		C	MUT	
<b>USO RECREACIONAL</b>								
Tetracloroetileno	4,06E+03	NA	2,35E+03	1,49E+03	NC			
Tetracloruro de carbono	NA	NA	NA	NA	NC			
Tolueno	1,35E+05	NA	1,44E+04	1,30E+04	NC			
Toxafeno	6,09E+01	1,44E+02	NA	4,28E+01	NC			
Tricloroetileno	3,51E+00	NA	7,17E-01	5,95E-01				
Vanadio y Compuestos	3,41E+03	NA	NA	3,41E+03	NC			
Zinc y compuestos	2,03E+05	NA	NA	2,03E+05	NC			

Tabla No. 17 IGBR calculados para uso industrial

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO INDUSTRIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
	USO INDUSTRIAL						
1,1,1-Tricloroetano	1,65E+06	NA	3,14E+04	3,08E+04	NC		
1,2,4-Triclorobenceno	8,23E+03	NA	2,27E+02	2,21E+02	NC		
1,2-cis-Dicloroetileno	1,65E+03	NA	3,80E+02	3,09E+02	NC		
2,4-Diclorofenol	2,47E+03	5,83E+03	NA	1,73E+03	NC		
p,p-DDE	4,11E+02	NA	NA	4,11E+02	NC		
1,1-Dicloroetano	4,94E+03	NA	1,22E+02	1,19E+02	NC		
1,1-Dicloroetileno /1,1-Dicloroetano	4,11E+04	NA	8,82E+02	8,64E+02	NC		
1,1,1,2-Tetracloroetano	2,47E+04	NA	NA	2,47E+04	NC		
1,1,2-Tricloroetano	3,29E+03	NA	5,49E+00	5,48E+00	NC		
1,2-Diclorobenceno	7,40E+04	NA	8,90E+03	7,94E+03	NC		
1,2-Dicloroetano	4,94E+03	NA	1,22E+02	1,19E+02	NC		
1,2-Dicloropropano	3,29E+04	NA	5,76E+01	5,75E+01	NC		
1,2-trans-Dicloroetileno	1,65E+04	NA	2,66E+02	2,62E+02	NC		
1,3-Dicloropropano	1,65E+04	NA	NA	1,65E+04	NC		
1,4-Diclorobenceno	5,76E+04	NA	3,16E+04	2,04E+04	NC		
2 - Clorofenol	4,11E+03	NA	NA	4,11E+03	NC		
2,4,5-Triclorofenol	8,23E+04	1,94E+05	NA	5,78E+04	NC		
2,4,6-Triclorofenol	8,23E+02	1,94E+03	NA	5,78E+02	NC		
2,4-diclorofenoxiacético	8,23E+03	3,89E+04	NA	6,79E+03	NC		
2,4-Dimetilfenol	1,65E+04	3,89E+04	NA	1,16E+04	NC		

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
03	NC		
02	NC		
	NC		
04	NC		
03	NC		
03	NC		
05	NC		
06	NC		
01	NC		
02	NC		
05	NC		
00		C	
05	NC		
00		C	
01			MUT
02			MUT
00			MUT
03	NC		
	NC		
03	NC		
04	NC		

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO INDUSTRIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA* No Cancerígena Cancerígena Mutagénica		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
<b>USO INDUSTRIAL</b>							
Butanol	8,23E+04	NA	NA	8,23E+04	NC		
Butil Benzil Ftalato	NA	NA	NA	NA	NC		
Cadmio	8,23E+01	9,72E+02	NA	7,58E+01	NC		
Carbazol	NA	NA	NA	NA	NC		
Carbonato de Níquel	9,05E+03	2,14E+04	NA	6,36E+03	NC		
Carbonilo de Níquel	9,05E+03	NA	NA	9,05E+03	NC		
Cianuro (complejo total)	4,94E+02	NA	1,62E+02	1,22E+02	NC		
Clordano	4,11E+02	2,43E+03	4,07E+03	3,24E+02	NC		
Clorobenceno	1,65E+04	NA	1,23E+03	1,14E+03	NC		
Cloroformo	8,23E+03	NA	9,80E+02	8,76E+02	NC		
Cloruro de Metileno	3,63E+01	NA	8,25E+01	2,52E+01			MUT
Cloruro de Vinilo	NA	NA	NA	NA			
Cobre	3,29E+04	NA	NA	3,29E+04	NC		
Criseno	7,25E+01	1,70E+02	NA	5,09E+01			MUT
Cromo (VI)	1,45E-01	NA	NA	1,45E-01			MUT
Cromo(III), Sales insolubles	1,23E+06	NA	NA	1,23E+06	NC		
Cromo, Total	NA	NA	NA	NA	NC		
DDD	4,11E+02	9,72E+02	NA	2,89E+02	NC		
DDT	4,11E+02	3,24E+03	NA	3,65E+02	NC		
Dieldrin	4,11E+01	9,72E+01	NA	2,89E+01	NC		
Dietil ftalato	NA	NA	NA	NA	NC		
di-n-octil ftalato	8,23E+03	NA	NA	8,23E+03	NC		

COMUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO INDUSTRIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*	
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C MUT
<b>USO INDUSTRIAL</b>						
Disulfuro de Carbono	8,23E+04	NA	3,11E+03	3,00E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>10-12	NA	NA	NA	NA	NC	
Fracción HC Aromática EC>10-12	1,65E+04	NA	3,98E+03	3,21E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>12-16	NA	NA	NA	NA	NC	
Fracción HC Aromática EC>12-16	1,65E+04	NA	3,98E+03	3,21E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>16-21	1,65E+06	NA	NA	1,65E+06	NC	
Fracción HC Aromática EC>16-21	2,47E+04	NA	NA	2,47E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>21-36	1,65E+06	NA	NA	1,65E+06	NC	
Fracción HC Aromática EC>21-36	2,47E+04	NA	NA	2,47E+04	NC	
Fracción HC Alifática EC>5-6	1,40E+06	NA	5,36E+03	5,34E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>6-8	1,40E+06	NA	5,36E+03	5,34E+03	NC	
Fracción HC Alifática EC>8-10	2,47E+04	NA	4,52E+02	4,44E+02	NC	
Fracción HC Aromática EC>8-10	1,65E+04	NA	2,69E+02	2,65E+02	NC	
Endosulfan	4,94E+03	NA	NA	4,94E+03	NC	
Endrin	2,47E+02	5,83E+02	NA	1,73E+02	NC	
Epóxido de Heptacloro	1,07E+01	NA	NA	1,07E+01	NC	
Estireno	1,65E+05	NA	3,55E+04	2,92E+04	NC	
Etilbenceno	4,11E+04	NA	2,16E+04	1,41E+04	NC	
Fenol	2,47E+05	5,83E+05	NA	1,73E+05	NC	
Fluoranteno	3,29E+04	5,98E+04	NA	2,12E+04	NC	
Fluoreno	3,29E+04	5,98E+04	NA	2,12E+04	NC	

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

g/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	NC	C	MUT
01	NC		
00	NC		
02	NC		
03	NC		
	NC		
00	NC		
00	NC		
02	NC		
03	NC		
01			MUT
05	NC		
01	NC		
03	NC		
03	NC		
02	NC		
03	NC	C	

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO INDUSTRIAL			TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA*		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)		NC	C	MUT
	USO INDUSTRIAL						
Níquel Sales solubles	1,65E+04	NA	NA	1,65E+04	NC		
Nitrobenceno	1,65E+03	NA	2,50E+03	9,93E+02	NC		
Nitrodifenilamina, 2-	NA	NA	NA	NA	NC		
N-Nitrosodi-n-propilamina	NA	NA	NA	NA	NC		
o-Cresol	4,11E+04	9,72E+04	NA	2,89E+04	NC		
Óxido de níquel	9,05E+03	NA	NA	9,05E+03	NC		
o-Xileno	1,65E+05	NA	2,45E+03	2,42E+03	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3,3',4,4'- (PCB 105)	1,92E+01	NA	3,04E+03	1,90E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3,4,4',5- (PCB 114)	1,92E+01	NA	5,31E+03	1,91E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2,3',4,4',5- (PCB 118)	1,92E+01	NA	2,98E+03	1,90E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 2',3,4,4',5- (PCB 123)	1,92E+01	NA	3,70E+03	1,91E+01	NC		
Pentaclorobifenil, 3,3',4,4',5- (PCB 126)	5,76E-03	NA	1,10E+00	5,73E-03	NC		
Pentaclorofenol	4,11E+03	NA	NA	4,11E+03	NC		
Pireno	2,47E+04	NA	NA	2,47E+04	NC		
Plata	4,11E+03	NA	NA	4,11E+03	NC		
Plomo y compuestos	NA	NA	NA	NA	NC	C	
Plomo y compuestos	4,52E+02	NA	1,21E+06	4,51E+02	NC	C	
P-Xileno	1,65E+05	NA	2,12E+03	2,09E+03	NC		
Selenio	4,11E+03	NA	NA	4,11E+03	NC		
Subsulfuro de Níquel	1,35E+00	NA	NA	1,35E+00			C

COMUESTO DE INTERÉS	ÍNDICE GENÉRICO INDUSTRIAL				TOTAL (mg/kg)	TIPO DE SUSTANCIA* No Cancerígena Cancerígena Mutagénica		
	Índice Genérico oral(mg/kg)	Índice Genérico dérmico(mg/kg)	Índice Genérico inhalatorio(mg/kg)	NC		C	MUT	
<b>USO INDUSTRIAL</b>								
Talio (Sales solubles)	8,23E+00	NA	NA	8,23E+00	NC			
Tetracloroetileno	4,94E+03	NA	3,57E+02	3,33E+02	NC			
Tetracloruro de carbono	NA	NA	NA	NA	NC			
Tolueno	1,65E+05	NA	2,18E+03	2,15E+03	NC			
Toxafeno	7,40E+01	1,75E+02	NA	5,20E+01	NC			
Tricloroetileno	NA	NA	NA	NA				
Vanadio y Compuestos	4,15E+03	NA	NA	4,15E+03	NC			
Zinc y compuestos	2,47E+05	NA	NA	2,47E+05	NC			

Tabla No. 18 IGBR calculados para migración de contaminante al agua subterránea

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICES GENÉRICOS BASADOS EN RIESGO PARA MIGRACIÓN DEL CONTAMINANTE AL AGUA mg/kg
1,1,1-Tricloroetano	7,01E-02
1,2,4-Triclorobenceno	2,04E-01
1,2-cis-Dicloroetileno	2,06E-02
1,1- Dicloroetileno /1,1-Dicloroetano	2,51E-03
1,1,2-Tricloroetano	1,62E-03
1,2-Diclorobenceno	5,84E-01
1,2-Dicloroetano	8,51E-03
1,2-Dicloropropano	1,33E-02
1,2-trans-Dicloroetileno	3,13E-02
1,4-Diclorobenceno	7,20E-02
2,4-diclorofenoxiacético	7,78E-03
Aldrin	4,93E-03
Antimonio (metálico)	9,04E-01
Arsénico inorgánico	2,92E-01
Bario	5,36E+01
Cadmio	2,26E-01
Clordano	2,70E-01
Clorobenceno	8,59E-02
Cloroformo	1,94E-02
Cloruro de vinilo	1,04E-04
Cobre	7,04E+01
DDT	3,37E-01
Dieldrin	1,21E-03
Endrin	2,42E-02
Estireno	2,20E-02

COMPUESTO DE INTERÉS	ÍNDICES GENÉRICOS BASADOS EN RIESGO PARA MIGRACIÓN DEL CONTAMINANTE AL AGUA mg/kg
Heptacloro	3,31E-02
Hexaclorobenceno	1,26E-02
Hexaclorobutadieno	1,16E-03
Hexaclorociclopentadieno	1,55E-01
Mercurio (elemental)	3,13E-01
Metoxicloro	1,08E+00
Níquel	1,05E+01
Pentaclorobifenil, 2,3,3',4,4'-(PCB 105)	1,31E-01
Pentaclorobifenil, 2,3,4,4',5-(PCB 114)	1,31E-01
Pentaclorobifenil, 2,3',4,4',5-(PCB 118)	1,28E-01
Pentaclorobifenil, 2',3,4,4',5-(PCB 123)	1,31E-01
Pentaclorobifenil, 3,3',4,4',5-(PCB 126)	1,28E-01
Pentaclorofenol	1,24E-02
Selenio	2,08E-01
Talio (Sales solubles)	1,42E-01
Tetracloroetileno	1,82E-02
Tetracloruro de carbono	1,55E-03
Toxafeno	4,63E-01
Tricloroetileno	7,14E-03

## **ANEXO II. RESUMEN DE LOS RECURSOS CON LOS QUE CUENTA EL USUARIO COMO FUENTE DE INFORMACIÓN PARA LAS VARIABLES DE EXPOSICIÓN**

### **1. La Organización mundial de la Salud (OMS)**

La Organización Mundial de la Salud (OMS) cuenta con 243 informes titulados “Environmental Health Criteria”<sup>7</sup> para diferentes contaminantes ambientales con un enfoque, como el título de las publicaciones sugiere, de salud ambiental; en estas publicaciones se hace un compendio de los aspectos fisicoquímicos de la molécula objeto, su toxicología, incluyendo su toxicocinética, es decir, el camino y transformaciones que sigue la molécula estudiada, sus órganos blanco y ensayos toxicológicos asociados a exposiciones agudas, subcrónicas y crónicas para determinar la probabilidad de ocurrencia de mutaciones, cáncer o enfermedades sistémicas luego de la exposición en modelos animales.

En los documentos Environmental Health Criteria se hace también un pronunciamiento oficial sobre los criterios toxicológicos derivados de los ensayos en modelos animales tanto para toxicidad aguda, subcrónica y crónica para su uso en evaluaciones de riesgo en diferentes escenarios de exposición según el criterio profesional del evaluador toxicólogo y con base en los conocimientos científicos y técnicos actuales.

Adicionalmente, la OMS ha emitido guías para la evaluación del riesgo para la salud humana que son perfectamente extrapolables, en lo pertinente desde la misionalidad de la SDA, por cuanto se asume como receptor sensible la población humana dentro del ecosistema urbano.

Como recursos de investigación, generación de datos y acceso a información, la OMS cuenta con la Agencia Internacional para la Investigación en Cáncer y los órganos asesores científicos Joint Meeting for Pesticide Residues (JMPR) y Joint Meeting for Food Aditives (JECFA).

Para la construcción de los documentos de criterio de salud ambiental, la OMS cuenta con equipos especializados que generan documentos soporte como los documentos “Concise International Chemical Assessment Documents” o CICADS, por sus siglas en inglés, que resumen la información científica relevante concerniente a los efectos a la salud y el ambiente de ciertas sustancias priorizadas por ser de interés toxicológico.

Igualmente cuenta con las guías de salud y seguridad o Health Safety Guidelines (HSG) que muestran información concisa en lenguaje no técnico para los tomadores de decisiones para la gestión de riesgos por exposición a agentes químicos.

---

<sup>7</sup> Consultar <https://incem.org/pages/ehc.html>

Todo lo anterior enmarcado dentro del Programa Internacional de Seguridad Química o International Programme of Chemical Safety (IPCS).

Como se puede observar y como es de esperarse también de la OMS, este referente cuenta con información relevante, suficiente y orientadora para la evaluación de riesgos por exposición a sustancias químicas presentes en el suelo u otra matriz ambiental.

## **2. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA)**

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, cuenta con evaluaciones, tanto propias como articuladas globalmente con organizaciones supra gubernamentales, de los aspectos toxicológicos y fisicoquímicos de las moléculas de interés.

Al interior de esta agencia, se han creado programas de investigación especializada como el denominado Integrated Risk Information System (IRIS) y ramas especializadas según función tecnológica de las moléculas de interés para el medio ambiente como Office of Pesticide Programs (OPP), al igual que se han tomado referentes científicos externos como la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ASTDR) del Centro de Control de Enfermedades (CDC) que fortalecen técnicamente su actuar.

Igualmente, la USEPA cuenta con bibliotecas electrónicas como la Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund (PPRTV) que contiene valores de toxicidad para diferentes sustancias de interés medioambiental que no están presentes en IRIS y procedentes de dos orígenes, tanto interno como externo a la agencia y ambos revisados por pares.

Adicionalmente también se cuenta con tablas resumen que facilitan al evaluador de riesgos el acceso a la información, tal es el caso de Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST) y guías prácticas para la evaluación de riesgos, tanto estocásticas como probabilísticas.

Por otro lado, en vista del creciente número de sustancias químicas involucradas en contaminación medioambiental, como los sonados casos de Love Canal y Valley of the Drums que pusieron la atención pública sobre este problema, en la década de los 70 el Congreso de los Estados Unidos promulgó la ley denominada Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act o CERCLA, por sus siglas en inglés, a la cual se le llama informalmente "SUPERFUND", que permite a la USEPA limpiar los sitios contaminados y vincular a los contaminadores.

Los objetivos de SUPERFUND son la protección de la salud y el ambiente, limpiando los sitios contaminados; investigar a los responsables de la contaminación para que paguen por la contaminación; involucrar a las comunidades en sus actividades, de manera que haya apropiación del conocimiento y vigilancia compartida entre la población y el gobierno y regresar los sitios contaminados a un estado en el que puedan volver a ser productivos.

los brazos técnicos y científicos nombrados anteriormente aplicando, entre otras herramientas, la metodología RBCA.

### **3. Agencia Europea del Medio Ambiente.**

La Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA) es una agencia dependiente de la Unión Europea que genera información científica sólida e independiente sobre el medio ambiente. La AEMA cuenta con 33 estados miembros y seis países colaboradores.

La AEMA se articula con 6 centros temáticos Europeos (CTE) en los temas de biodiversidad biológica, impactos del cambio climático, vulnerabilidad y adaptación, residuos y materiales en la economía ecológica, aguas continentales, costeras y marinas y áreas urbanas, territorio y suelos, así como una amplia red de expertos cercanos a los 1.500 en los diferentes países miembros, los cuales son denominados puntos focales nacionales (PFN) que se articulan, a través de los centros de referencia nacionales (CRN), con cada uno de los CTE.

El producto de la articulación de los referentes medioambientales de cada uno de los estados miembros y colaboradores genera una estructura muy sólida de gestión de datos relacionados con el medio ambiente, en cada uno de los seis centros temáticos de los CTE.

A pesar de la fuerte estructura y articulación científica entre los estados miembros, es muy difícil tener acceso a la información que se genera, paradójicamente, debido a que, al tener tantos actores, la información tiende a ser dispersa y de difícil ubicación.

Aun cuando estas tres entidades son los referentes internacionales que más están involucrados con estudios de análisis de riesgos por exposición a sustancias químicas en entornos ambientales, vale la pena aclarar que cualquier otra fuente de información, que haya sido revisada por pares, podría aportar datos para la alimentación del modelo. Sin embargo, en estos casos, la SDA, como autoridad ambiental, hará la evaluación de la pertinencia del estudio que respalda esa información.

Por otro lado, a continuación, se muestra un mapa mental de las interrelaciones de las tres entidades supragubernamentales citadas anteriormente con los principios de evaluación de riesgos, sus herramientas públicas para el acceso a la información y sus órganos científicos generadores de datos.

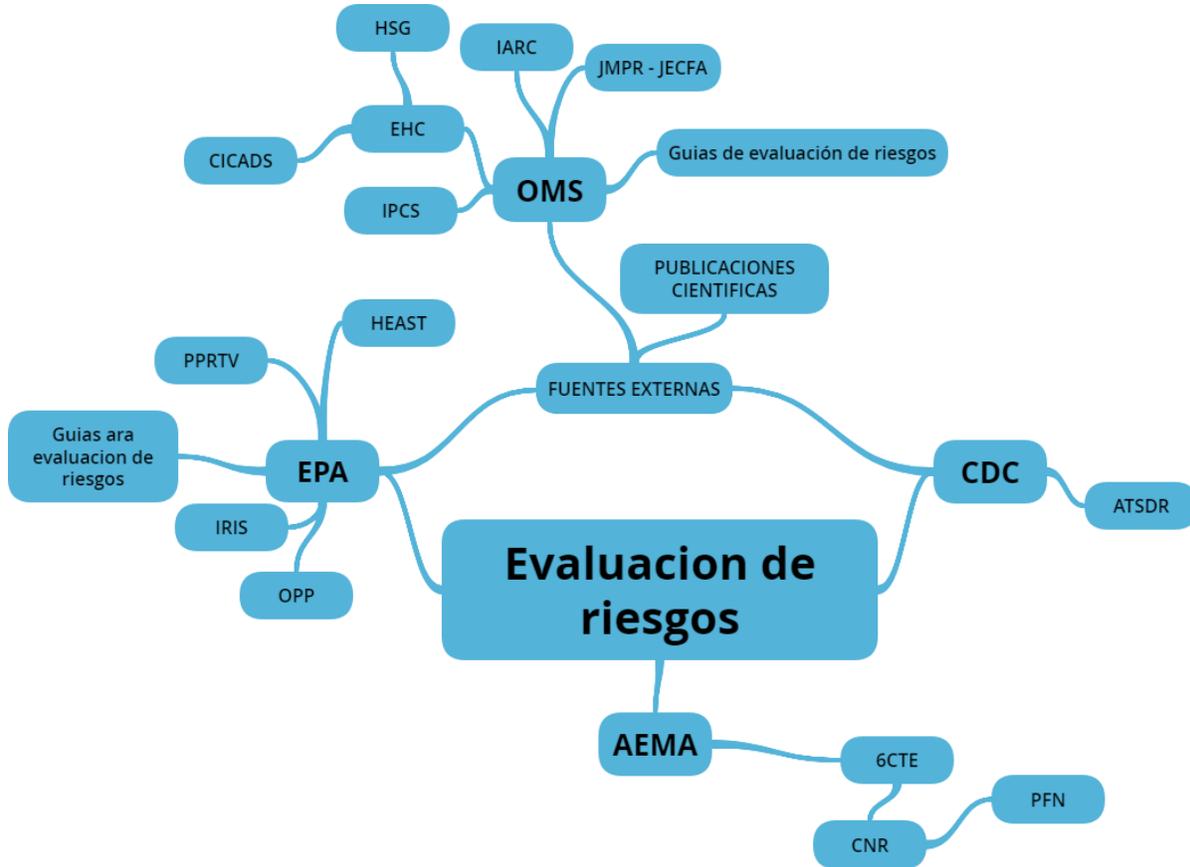


Figura No. 11 Mapa mental de las relaciones de la Agencias y la Evaluación de Riesgos (Fte: SDA)

OMS	Organización Mundial de la Salud	HEAST	Health Effects Assessment Summary Tables		
EPA	Environmental Protection Agency	PPRTV	Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund		
AEMA	Agencia Europea del Medio Ambiente	IRIS	Integrated Risk Information System		
CICADS	Concise International Chemical Assessment Documents	OPP	Office of Pesticide Programs		
EHC	Environmental Health Criteria	CDC	Centers for Disease Control and Prevention		
HSG	Health Safety Guides	ASTDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry	JECFA	Joint
IPCS	International Programme on Chemical Safety	CTE	Centro Temático Europeo		
IARC	International Agency on Research in Cancer	CNR	Centro de Referencia Nacional		
JMPR	Joint Meeting for Pesticide Residues	PFN	Puntos Focales Nacionales		

Meeting

for Food Additives

#### 4. Otras fuentes de literatura científica

Serán consideradas como válidas las fuentes de información externas que estén basadas en literatura científica publicada y revisada por pares, para lo cual deberá referenciar la bibliografía base.

Mapa mental de las herramientas públicas internacionales disponibles para hacer evaluación de riesgos o para acceder a información de estudios.

## ANEXO III. ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN Y SUS ECUACIONES DESCRIPTORAS.

### 1. Exposición a sustancia no cancerígena vía oral.

Ecuación para el cálculo de exposición a sustancias no cancerígenas por vía oral

$$THQ = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * EF * ED * \frac{RBA}{RfD} * IRS * 10^{-6}}{AT * BW}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad.	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
BW= Body Weight o peso corporal.	kg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición.	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición.	años
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa.	Adimensiona l
RfD= Oral Reference Dose o dosis de referencia oral	mg/(kg*día)
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
Factor de conversión 10E-6	kg/mg

### 2. Exposición a sustancia no cancerígena vía dérmica.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas por vía dérmica.

$$THQ = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * EF * ED * \frac{1}{RfD * GIABS} * SA * AF * ABS * 10^{-6}}{AT * BW}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo o agua	mg/kg o mg/l
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad.	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	Días
BW= Body Weight o peso corporal.	kg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición.	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición.	años
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
RfD= Oral Reference Dose o dosis de referencia oral	mg/(kg*día)
SA= surface area soil o área de piel expuesta al suelo	mg/día
AF= Adherence Factor o factor de adherencia	mg/cm <sup>2</sup>
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido dérmicamente	Adimensional
Factor de conversión 10E-6	kg/mg

### 3. Exposición a sustancia no cancerígena vía inhalatoria

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas por vía inhalatoria.

$$THQ = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * EF * ED * ET * \frac{1}{24} * \frac{1}{RfC} * \left( \frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF} \right)}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad.	Adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición.	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición.	años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
RfC= Reference Concentration o concentración de referencia	mg/m <sup>3</sup>
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de partículas	m <sup>3</sup> /kg

### 4. Exposición a sustancia cancerígena vía oral.

Ecuación para el cálculo del riesgo por exposición a sustancias cancerígenas por vía oral.

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * CSF * RBA * IFS * 10^{-6}}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa.	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
Factor de conversión 10E-6	kg/mg

### 5. Exposición a sustancia cancerígena vía dérmica.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias cancerígenas por vía dérmica.

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6}}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónica	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico al suelo.	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido dérmicamente desde el suelo	Adimensional
Factor de conversión 10-6	kg/mg

### 6. Exposición a sustancia cancerígena vía inhalatoria.

Ecuación para el cálculo del riesgo por exposición a sustancias cancerígenas por vía inhalatoria.

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * IUR * 1000 * EF * \left( \frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF} \right) * ED * ET * \left( \frac{1}{24} \right)}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	Adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
1000 es un factor de conversión a mg	µg/mg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición.	Días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición.	Años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
VF= Chronic Volatilization Factor	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor	m <sup>3</sup> /kg
1/24 es un factor de conversión	Día/hora

### 7. Exposición a sustancia mutagénica vía oral.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias mutagénicas por vía oral

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * CSF * RBA * IFSM * 10^{-6}}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional

AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa.	Adimensional
IFSM= Mutagen Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo para sustancias mutagénicas	mg/kg
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

### 8. Exposición a sustancia mutagénica vía dérmica.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias mutagénicas por vía dérmica

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \frac{CSF}{GIABS} * DFSM * ABS * 10^{-6}}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFSM= Mutagen Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico para sustancias mutagénicas	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

### 9. Exposición a sustancia mutagénica vía inhalatoria.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a sustancias mutagénicas por vía inhalatoria.

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * IUR * \left( \frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF} \right)}{1000 * \left( \left( ET_{0-2} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{0-2} * ED_{0-2} * 10 \right) + \left( ET_{2-6} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{2-6} * ED_{2-6} * 3 \right) + \left( ET_{6-16} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{6-16} * ED_{6-16} * 3 \right) + \left( ET_{16-26} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{16-26} * ED_{16-26} * 1 \right) \right) * AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
VARIABLE	UNIDADES
AT= Average time o tiempo promedio	días
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de material particulado	m <sup>3</sup> /kg
ET0-2 = Exposure Time - age segment 0-2 o tiempo de exposición para el segmento 0-2 años	h/día
ET2-6= Exposure Time - age segment 2-6 o tiempo de exposición para el segmento 2-6 años	h/día
ET6-16= Exposure Time - age segment 6-16 o tiempo de exposición para el segmento 6-16 años	h/día
ET16-26= Exposure Time - age segment 16-26 o tiempo de exposición para el segmento 16-26 años	h/día
EF0-2= Exposure Frequency - age segment 0-2 o frecuencia de exposición para el segmento 0-2 años	días/año

EF2-6= Exposure Frequency - age segment 2-6 o frecuencia de exposición para el segmento 2-6 años	días/año
EF6-16= Exposure Frequency - age segment 6-16 o frecuencia de exposición para el segmento 6-16 años	días/año
EF16-26= Exposure Frequency - age segment 16-26 o frecuencia de exposición para el segmento 16-26 años	días/año
ED0-2= Resident Exposure Duration - age segment 0-2 o duración de exposición para el segmento 0-2 años	años
ED2-6= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6 o duración de exposición para el segmento 2-6 años	años
ED6-16= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16 o duración de exposición para el segmento 6-16 años	años
ED16-26= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26 o duración de exposición para el segmento 16-26 años	años
1000 es un factor de conversión	µg/mg
1/24 es un factor de conversión	Días/horas

### 10. Exposición a cloruro de vinilo vía oral (caso especial).

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a cloruro de vinilo por vía oral

$$TR = C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \left[ \left( \frac{CSF * RBA * IFS * 10^{-6}}{AT} \right) + \left( \frac{CSF * RBA * IRS * 10^{-6}}{BW_{niño}} \right) \right]$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
CSFo= Cancer Oral Slope Factor o factor de pendiente oral crónico	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA = Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa.	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
AT= Average Time o tiempo promedio	días
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
BW= Body Weight o peso corporal.	kg
10 <sup>-6</sup> es un factor de conversión	Kg/mg

### 11. Exposición a cloruro de vinilo vía dérmica (caso especial).

Ecuación para el cálculo de exposición a cloruro de vinilo por vía dérmica.

$$TR = C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \left[ \left( \frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6} \right) + \left( \frac{CSF}{GIABS} * SA_{NIÑOS} * AF_{NIÑOS} * ABS * 10^{-6} \right) \right]$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico	mg/kg

ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido vía dérmica	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg
SANIÑOS= surface area soil o área superficial de exposición a suelo	cm <sup>2</sup> /día
AFNIÑOS= Adherence Factor o factor de adherencia para niños	mg/cm <sup>2</sup>
BWNIÑOS= Body Weight o peso corporal para niños	kg

### 12. Exposición a cloruro de vinilo vía inhalatoria (caso especial).

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a cloruro de vinilo por vía inhalatoria

$$TR = C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \left[ \left( \frac{IUR * EF * ED * ET * \left( \frac{1}{24} \right) * 1000}{AT * VF} \right) + \left( \frac{IUR}{VF} * 1000 \right) \right]$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	Adimensional
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>
1000 es un factor de conversión a mg	$\mu\text{g}/\text{mg}$
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición.	Días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición.	Años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	m <sup>3</sup> /kg
1/24 es un factor de conversión	Día/hora

### 13. Exposición a tricloroetileno vía oral (caso especial).

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a tricloroetileno por vía oral

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) * CSF * RBA * 10^{-6} * ((CAF * IFS) + (MAF * IFSM))}{AT}$$

$$IFS \left( \frac{mg}{kg} \right) = \left( \frac{ED_{niños} * EF_{niños} * IRS_{niños}}{BW_{niños}} \right) + \left( \frac{(ED - ED_{niños}) * EF_{adultos} * IRS_{adultos}}{BW_{adultos}} \right)$$

$$IFSM \left( \frac{mg}{kg} \right) = \left( \frac{ED_{0-2} * EF_{0-2} * IRS_{0-2} * 10}{BW_{0-2}} \right) + \left( \frac{ED_{2-6} * EF_{2-6} * IRS_{2-6} * 3}{BW_{2-6}} \right) + \left( \frac{ED_{6-16} * EF_{6-16} * IRS_{6-16} * 3}{BW_{6-16}} \right) + \left( \frac{ED_{16-26} * EF_{16-26} * IRS_{16-26} * 1}{BW_{16-26}} \right)$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
AT= Average Time o tiempo promedio	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónico	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA = Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa	Adimensional
CAF= Adjustment factor for cáncer o factor de ajuste para cáncer	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
MAF= Adjustment factor for mutagens o factor de ajuste para cáncer provocado por mutágenos	Adimensional
IFSM= Resident Mutagenic Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo contaminado con sustancias mutagénicas.	mg/kg
10 <sup>-6</sup> es un factor de conversión	Kg/mg
ED niños= duración de la exposición en niños	Años
EF niños= frecuencia de la exposición en niños	Días/año
IRS niños= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo para niños	mg/día
BW niños= Body Weight o peso corporal para niños	kg
ED0-2 =Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 0-2	Años
ED2-6 =Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6	Años
ED6-16 Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16	Años
ED16-26 Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26	Años
EF0-2 =Exposure Frequency - age segment 0-2	días/año
EF2-6 =Exposure Frequency - age segment 2-6	días/año
EF6-16 =Exposure Frequency - age segment 6-16	días/año
EF16-26 =Exposure Frequency - age segment 16-26	días/año

#### 14. Exposición a tricloroetileno vía dérmica (caso especial).

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a tricloroetileno por vía dérmica.

$$TR = C \left( \frac{mg}{kg} \right) * \left[ \left( \left( \frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6} \right) / AT \right) + \left( \frac{CSF}{GIABS} * SA * AF * ABS * 10^{-6} \right) / BW_{niños} \right]$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónico	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
SA= surface area soil o área superficial de exposición a suelo	cm <sup>2</sup> /día

AF= Adherence Factor o factor de adherencia	mg/cm <sup>2</sup>
BWNIÑOS= Body Weight o peso corporal para niños	kg

### 15. Exposición a tricloroetileno vía inhalatoria.

Ecuación para el cálculo de riesgo por exposición a tricloroetileno por vía inhalatoria.

$$TR = \frac{C \left( \frac{mg}{kg} \right) \cdot \left[ IUR \cdot \left( \frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF} \right) \cdot 1000 \cdot \frac{1}{24} \cdot \left( (CAF \cdot EF \cdot ED \cdot ET) + (ED_{0-2} \cdot EF_{0-2} \cdot ET_{0-2} \cdot MAF \cdot 10) + (ED_{2-6} \cdot EF_{2-6} \cdot ET_{2-6} \cdot MAF \cdot 3) + (ED_{6-16} \cdot EF_{6-16} \cdot ET_{6-16} \cdot MAF \cdot 3) + (ED_{16-26} \cdot EF_{16-26} \cdot ET_{16-26} \cdot MAF \cdot 1) \right) \right]}{AT}$$

VARIABLE	UNIDADES
C= Concentración en suelo	mg/kg
AT= Average time o tiempo promedio	días
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de material particulado	m <sup>3</sup> /kg
CAF= adjustment factor for cáncer o factor de ajuste para cáncer	Adimensional
EF= Exposure Frequency o frecuencia de exposición	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición.	h/día
ET0-2 = Exposure Time - age segment 0-2 o tiempo de exposición para el segmento de 0-2 años	h/día
ET2-6= Exposure Time - age segment 2-6 o tiempo de exposición para el segmento de 2-6 años	h/día
ET6-16= Exposure Time - age segment 6-16 o tiempo de exposición para el segmento de 6-16 años	h/día
ET16-26= Exposure Time - age segment 16-26 o tiempo de exposición para el segmento de 16-26 años	h/día
EF0-2= Exposure Frequency - age segment 0-2 o frecuencia de exposición para el segmento de 0-2 años	días/año
EF2-6= Exposure Frequency - age segment 2-6 o frecuencia de exposición para el segmento de 2-6 años	días/año
EF6-16= Exposure Frequency - age segment 6-16 o frecuencia de exposición para el segmento de 6-16 años	días/año
EF16-26= Exposure Frequency - age segment 16-26 o frecuencia de exposición para el segmento de 16-26 años	días/año
ED0-2= Resident Exposure Duration - age segment 0-2 o duración de la exposición para el segmento de 0-2 años	años
ED2-6= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6 o duración de la exposición para el segmento de 2-6 años para residente o recreador	años

VARIABLE	UNIDADES
ED6-16= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16 o duración de la exposición para el segmento de 6-16 años para residente o recreador	años
ED16-26= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26 o duración de la exposición para el segmento de 16-26 años para residente o recreador	años
MAF= adjustment factor for mutagens o factor de ajuste para mutágenos	Adimensional
1000 es un factor de conversión	$\mu\text{g}/\text{mg}$
1/24 es un factor de conversión	Días/horas

## ANEXO IV. Cálculo de Índices Genéricos Basados en Riesgo (IGBR)

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias no cancerígenas por vía oral.

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{THQ * AT * BW}{EF * ED * \frac{RBA}{RfD} * IRS * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días
BW= Body Weight o peso corporal	kg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	años
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa	Adimensional
RfD= Oral Reference Dose o dosis de referencia oral	mg/(kg*día)
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias no cancerígenas por vía dérmica.

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{THQ * AT * BW}{EF * ED * \frac{1}{RfD * GIABS} * SA * AF * ABS * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	Días
BW= Body Weight o peso corporal	kg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	años
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
RfD= Oral Reference Dose o dosis de referencia oral	mg/(kg*día)
SA= surface area soil o área de piel expuesta al suelo	mg/día
AF= Adherence Factor o factor de adherencia	mg/cm <sup>2</sup>
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido dérmicamente	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias no cancerígenas por vía inhalatoria.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{THQ * AT}{EF * ED * ET * \frac{1}{24} * \frac{1}{RfC} * \left(\frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF}\right)}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
THQ= Target Hazard Quotient o coeficiente de peligrosidad	Adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición	días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
RfC= Reference Concentration o concentración de referencia	mg/m <sup>3</sup>
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de partículas	m <sup>3</sup> /kg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias cancerígenas por vía oral.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{CSF * RBA * IFS * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días.
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias cancerígenas por vía dérmica.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{\frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
VARIABLE	UNIDADES
AT= Average Time o tiempo promedio.	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónica	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional

DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico al suelo.	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido dérmicamente desde el suelo	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias cancerígenas por vía inhalatoria.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{IUR * 1000 * EF * \left(\frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF}\right) * ED * ET * \left(\frac{1}{24}\right)}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg.
TR= Target Risk o riesgo objetivo	Adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días.
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
1000 es un factor de conversión a mg	µg/mg
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición	Días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	Años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
VF= Chronic Volatilization Factor	m <sup>3</sup> /kg
PEF= Particulate Emission Factor	m <sup>3</sup> /kg
1/24 es un factor de conversión	Día/hora

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias mutagénicas por vía oral

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{CSF * RBA * IFSM * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA= Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa.	Adimensional
IFSM= Mutagen Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo para sustancias mutagénicas	mg/kg
VARIABLE	UNIDADES
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias mutagénicas por vía dérmica

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{\frac{CSF}{GIABS} * DFSM * ABS * 10^{-6}}$$

VARIABLE	UNIDADES
----------	----------

CCES = Concentración calculada específica para el sitio	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días
CSF= Cancer Slope Factor	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFSM= Mutagen Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico para sustancias mutagénicas	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg

Ecuaón para el cálculo del Índice Genérico Basado en Riesgo para sustancias mutagénicas por vía inhalatoria.

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{TR \cdot AT}{IUR \cdot \left( \frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF} \right)} * 1000 * \left( \left( ET_{0-2} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{0-2} * ED_{0-2} * 10 \right) + \left( ET_{2-6} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{2-6} * ED_{2-6} * 3 \right) + \left( ET_{6-16} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{6-16} * ED_{6-16} * 3 \right) + \left( ET_{16-26} * \left( \frac{1}{24} \right) * EF_{16-26} * ED_{16-26} * 1 \right) \right)$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg.
AT= Average time o tiempo promedio	días
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	m3/kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de material particulado	m3/kg
ET0-2= Exposure Time - age segment 0-2 o tiempo de exposición para el segmento 0-2 años	h/día
ET2-6= Exposure Time - age segment 2-6 o tiempo de exposición para el segmento 2-6 años	h/día
ET6-16= Exposure Time - age segment 6-16 o tiempo de exposición para el segmento 6-16 años	h/día
ET16-26= Exposure Time - age segment 16-26 o tiempo de exposición para el segmento 16-26 años	h/día
EF0-2= Exposure Frequency - age segment 0-2 o frecuencia de exposición para el segmento 0-2 años	días/año
EF2-6= Exposure Frequency - age segment 2-6 o frecuencia de exposición para el segmento 2-6 años	días/año
EF6-16= Exposure Frequency - age segment 6-16 o frecuencia de exposición para el segmento 6-16 años	días/año
EF16-26= Exposure Frequency - age segment 16-26 o frecuencia de exposición para el segmento 16-26 años	días/año
ED0-2= Resident Exposure Duration - age segment 0-2 o duración de exposición para el segmento 0-2 años	años
ED2-6= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6 o duración de exposición para el segmento 2-6 años	años
VARIABLE	UNIDADES
ED6-16= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16 o duración de exposición para el segmento 6-16 años	años
ED16-26= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26 o duración de exposición para el segmento 16-26 años	años
1000 es un factor de conversión	µg/mg
1/24 es un factor de conversión	Días/horas

Ecuaón para el cálculo del Índice Genérico Basado en Riesgo para cloruro de vinilo por vía oral

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{TR}{\left( \frac{CSF * RBA * IFS * 10^{-6}}{AT} \right) + \left( \frac{CSF * RBA * IRS * 10^{-6}}{BW_{niño}} \right)}$$

VARIABLE	UNIDADES
----------	----------

IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
CSFo= Cancer Oral Slope Factor o factor de pendiente oral crónico	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
RBA = Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
AT= Average Time o tiempo promedio	días
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
BW= Body Weight o peso corporal	kg
10-6 es un factor de conversión	Kg/mg

Ecuación para el cálculo del Índice Genérico Basado en Riesgo para cloruro de vinilo por vía dérmica.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \left( \frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6} \right) \frac{TR}{AT} + \left( \frac{CSF}{GIABS} * SANIÑOS * AFNIÑOS * ABS * 10^{-6} \right) \frac{TR}{BW_{NIÑOS}}$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio.	días.
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente para cáncer	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil o fracción del contaminante absorbido vía dérmica	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg
SANIÑOS= surface area soil o área superficial de exposición a suelo	cm <sup>2</sup> /día
AFNIÑOS= Adherence Factor o factor de adherencia para niños	mg/cm <sup>2</sup>
BWNIÑOS= Body Weight o peso corporal para niños	kg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para cloruro de vinilo por vía inhalatoria

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg.

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{TR}{\left( \frac{IUR * EF * ED * ET * \left( \frac{1}{24} \right) * 1000}{AT * VF} \right) + \left( \frac{IUR}{VF} * 1000 \right)}$$

TR= Target Risk o riesgo objetivo	Adimensional
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>
1000 es un factor de conversión a mg	$\mu\text{g}/\text{mg}$
EF= Exposure Frequency o frecuencia de la exposición	Días/año
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	Años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición	Horas/día
AT= Average Time o tiempo promedio	días
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	$\text{m}^3/\text{kg}$
1/24 es un factor de conversión	Día/hora

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para tricloroetileno por vía oral

$$IGBR \left( \frac{mg}{kg} \right) = \frac{TR * AT}{CSF * RBA * 10^{-6} * ((CAF * IFS) + (MAF * IFSM))}$$

$$IFS \left( \frac{mg}{kg} \right) = \left( \frac{ED_{niños} * EF_{niños} * IRS_{niños}}{BW_{niños}} \right) + \left( \frac{(ED - ED_{niños}) * EF_{adultos} * IRS_{adultos}}{BW_{adultos}} \right)$$

$$IFSM \left( \frac{mg}{kg} \right) = \left( \frac{ED_{0-2} * EF_{0-2} * IRS_{0-2} * 10}{BW_{0-2}} \right) + \left( \frac{ED_{2-6} * EF_{2-6} * IRS_{2-6} * 3}{BW_{2-6}} \right) + \left( \frac{ED_{6-16} * EF_{6-16} * IRS_{6-16} * 3}{BW_{6-16}} \right) + \left( \frac{ED_{16-26} * EF_{16-26} * IRS_{16-26} * 1}{BW_{16-26}} \right)$$

VARIABLE	UNIDADES
IGBR= Índice Genérico Basado en Riesgo	mg/kg
TR= Target Risk o riesgo objetivo	Adimensional
AT= Average Time o tiempo promedio	días
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónico	( $\text{mg}/\text{kg} * \text{día}$ ) <sup>-1</sup>
RBA = Relative Bioavailability Factor o factor de biodisponibilidad relativa	Adimensional
CAF= Adjustment factor for cáncer o factor de ajuste para cáncer	Adimensional
IFS= Resident Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo	mg/kg
IRS= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo	mg/día
MAF= Adjustment factor for mutagens o factor de ajuste para cáncer provocado por mutágenos	Adimensional
IFSM= Resident Mutagenic Soil Ingestion Rate o tasa de ingestión de suelo contaminado con sustancias mutagénicas	mg/kg
10 <sup>6</sup> es un factor de conversión	Kg/mg
ED niños= duración de la exposición en niños.	Años
EF niños= frecuencia de la exposición en niños	Días/año
IRS niños= Resident Soil Ingestion o ingestión de suelo para niños	mg/día
BW niños= Body Weight o peso corporal para niños	kg

VARIABLE	UNIDADES
ED0-2 =Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 0-2	Años
ED2-6 =Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6	Años
ED6-16 Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16	Años
ED16-26 Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26	Años
EF0-2 =Exposure Frequency - age segment 0-2	días/año
EF2-6 =Exposure Frequency - age segment 2-6	días/año
EF6-16 =Exposure Frequency - age segment 6-16	días/año
EF16-26 =Exposure Frequency - age segment 16-26	días/año

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para tricloroetileno por vía dérmica.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR}{\left(\left(\frac{CSF}{GIABS} * DFS * ABS * 10^{-6}\right) \frac{1}{AT} + \left(\frac{CSF}{GIABS} * SA * AF * ABS * 10^{-6}\right) \frac{1}{BW_{niños}}\right)}$$

VARIABLE	UNIDADES
CCES = Concentración calculada específica para el sitio	mg/kg.
TR= Target Risk o riesgo objetivo	adimensional
CSF= Cancer Slope Factor o factor de pendiente crónico	(mg/kg*día) <sup>-1</sup>
GIABS= Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract o fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal	Adimensional
DFS= Soil Dermal Contact Factor o factor de contacto dérmico	mg/kg
ABS=Fraction of contaminant absorbed dermally from soil	Adimensional
Factor de conversión 10 <sup>-6</sup>	kg/mg
AT= Average Time o tiempo promedio.	Días
SA= surface area soil o área superficial de exposición a suelo	cm <sup>2</sup> /día
AF= Adherence Factor o factor de adherencia	mg/cm <sup>2</sup>
BW niños= Body Weight o peso corporal para niños	kg

Ecuación para el cálculo del índice Genérico Basado en Riesgo para tricloroetileno por vía inhalatoria.

$$IGBR\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{TR * AT}{IUR * \left(\frac{1}{VF} + \frac{1}{PEF}\right) * 1000 * \frac{1}{24} * \left((CAF * EF * ED * ET) + ((ED_{0-2} * EF_{0-2} * ET_{0-2} * MAF * 10) + (ED_{2-6} * EF_{2-6} * ET_{2-6} * MAF * 3) + (ED_{6-16} * EF_{6-16} * ET_{6-16} * MAF * 3) + (ED_{16-26} * EF_{16-26} * ET_{16-26} * MAF * 1))\right)}$$

VARIABLE	UNIDADES
CCES = Concentración calculada específica para el sitio	mg/kg.
AT= Average time o tiempo promedio	días
IUR= Inhalation Unit Risk o unidad de riesgo por inhalación	(µg/m3)-1
VF= Chronic Volatilization Factor o factor de volatilización crónico	m3/kg
PEF= Particulate Emission Factor o factor de emisión de material particulado	m3/kg
CAF= adjustment factor for cancer o factor de ajuste para cáncer	Adimensional
EF= Exposure Frequency o frecuencia de exposición	días/año

VARIABLE	UNIDADES
ED= Exposure Duration o duración de la exposición	años
ET= Exposure Time o tiempo de exposición.	h/día
ET0-2 = Exposure Time - age segment 0-2 o tiempo de exposición para el segmento de 0-2 años	h/día
ET2-6= Exposure Time - age segment 2-6 o tiempo de exposición para el segmento de 2-6 años	h/día
ET6-16= Exposure Time - age segment 6-16 o tiempo de exposición para el segmento de 6-16 años	h/día
ET16-26= Exposure Time - age segment 16-26 o tiempo de exposición para el segmento de 16-26 años	h/día
EF0-2= Exposure Frequency - age segment 0-2 o frecuencia de exposición para el segmento de 0-2 años	días/año
EF2-6= Exposure Frequency - age segment 2-6 o frecuencia de exposición para el segmento de 2-6 años	días/año
EF6-16= Exposure Frequency - age segment 6-16 o frecuencia de exposición para el segmento de 6-16 años	días/año
EF16-26= Exposure Frequency - age segment 16-26 o frecuencia de exposición para el segmento de 16-26 años	días/año
ED0-2= Resident Exposure Duration - age segment 0-2 o duración de la exposición para el segmento de 0-2 años	años
ED2-6= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 2-6 o duración de la exposición para el segmento de 2-6 años para residente o recreador.	años
ED6-16= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 6-16 o duración de la exposición para el segmento de 6-16 años para residente o recreador	años
ED16-26= Resident/Recreator Exposure Duration - age segment 16-26 o duración de la exposición para el segmento de 16-26 años para residente o recreador	años
MAF= adjustment factor for mutagens o factor de ajuste para mutágenos	Adimensional
1000 es un factor de conversión	µg/mg
1/24 es un factor de conversión	Días/horas

## ANEXO V. SOPORTE TÉCNICO A LAS ECUACIONES DE LOS MODELOS USADOS EN EL CÁLCULO DE LA EXPOSICIÓN

### • Modelo Johnson & Ettinger

La concentración de aire interior se basa en una serie de procesos: la presencia de un contaminante que forma vapor en el agua subterránea o el suelo debajo o cerca de un edificio; difusión de vapor de la fuente contaminada a través del suelo; entrada a un edificio; y luego los cálculos de riesgo basados en las concentraciones de aire interior.

Considere una fuente de vapor contaminante ( $C_{\text{medio}}$ ) ubicada a cierta distancia por debajo del piso de un edificio residencial cerrado construido con un sótano, un espacio debajo del piso o una base de losa a nivel (En este modelo, tanto los cimientos del sótano como los del espacio de arrastre pueden tener un piso de tierra o una construcción de losa.). La fuente de contaminación es un contaminante volátil en el suelo o un contaminante disuelto en el agua subterránea en o debajo de la parte superior del nivel freático.

La Figura 1 ilustra el escenario en el que la fuente de contaminación está por debajo de la parte superior del nivel freático. El contaminante debe difundirse a través de una zona capilar inmediatamente por encima del nivel freático y a través de la zona insaturada o vadosa suprayacente antes de que la convección transporte los vapores a la estructura.

La tasa de entrada de gas del suelo ( $Q_{\text{soil}}$ ) o la tasa de flujo de vapor promedio en el edificio es una función únicamente de la convección; sin embargo, la concentración de vapor que ingresa a la estructura puede estar limitada por convección o difusión a través de la zona vadosa, dependiendo de la magnitud de la separación fuente-edificio. Nuestro modelo utiliza la solución de estado estacionario para el transporte de vapor proporcionada por Johnson y Ettinger (1991) porque, en general, no existe información suficiente para estimar el tamaño y la masa total de la fuente de emisiones.

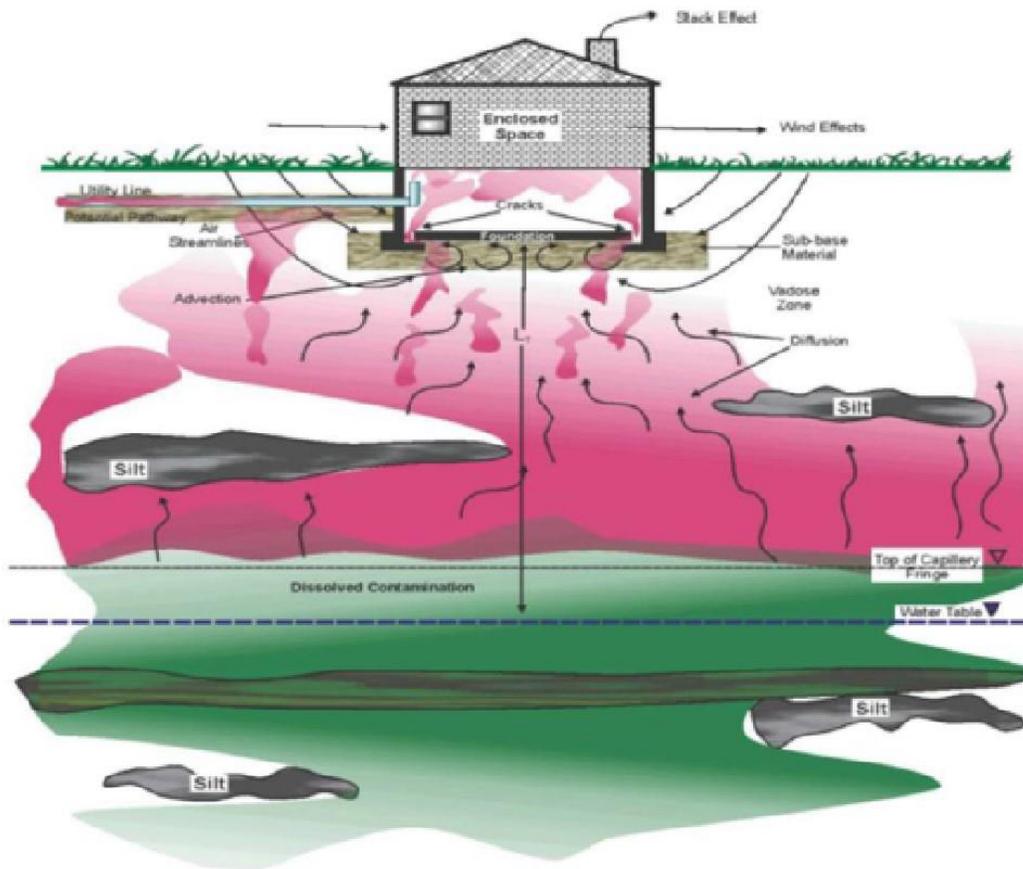


Figura No. 1 Diagrama de Flujo para Caracterización de Riesgo (Fte: SDA)

La información mínima sugerida de caracterización del sitio para una evaluación de primer nivel de la vía de intrusión de vapor incluye: modelo conceptual del sitio, naturaleza y extensión de la distribución de la contaminación, descripciones litológicas del suelo, concentraciones de profundidad al agua y agua subterránea o concentraciones de vapor del suelo cerca de la fuente, y tipo de cimentación (sótano o losa sobre rasante). La cantidad de muestras y mediciones necesarias para establecer esta información varía según el sitio. Los parámetros de construcción predeterminados asumen un escenario residencial.

- *Concentración de vapor en la fuente de contaminación*

Con un concepto general del problema en consideración, la solución comienza con una estimación de la concentración de vapor en la fuente de contaminación. Para la contaminación del agua subterránea, la concentración de vapor de la fuente

(C<sub>S</sub>) se estima asumiendo que las fases de vapor y acuosa están en equilibrio local de acuerdo con la ley de Henry de manera que: *Ecuación 1*

$$C_S = H_s \times C_{medium} \times 1000$$

donde

C<sub>S</sub> = Concentración de vapor en equilibrio con concentración disuelta en agua subterránea en la fuente de contaminación, µg/L

H<sub>s</sub> = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema (agua subterránea), adimensional

C<sub>medium</sub> = concentración de agua subterránea, µg/L

Para la contaminación dentro de la zona vadosa, C<sub>S</sub> es idealmente la concentración de vapor del suelo medida cerca de la fuente de contaminación, aunque en la práctica puede ser la concentración de vapor medida a cualquier profundidad en la zona vadosa.

La forma adimensional de la constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema (es decir, a la temperatura promedio del suelo/agua subterránea para el sitio) se puede estimar usando la relación de Clausius-Clapeyron: *Ecuación 2*

$$H_S = \frac{\exp\left[-\frac{\Delta H_{v,S}}{R_c}\left(\frac{1}{T_S} - \frac{1}{T_R}\right)\right] H_R}{RT_S}$$

donde

H<sub>S</sub> = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema, adimensional

ΔH<sub>v,S</sub> = Entalpía de vaporización a la temperatura del sistema, cal/mol

T<sub>S</sub> = temperatura del sistema, K

T<sub>R</sub> = temperatura de referencia constante de la ley de Henry, K

H<sub>R</sub> = constante de la ley de Henry a la temperatura de referencia, atm·m<sup>3</sup>/mol

R<sub>c</sub> = Constante de gas (= 1.9872 cal/mol · K)

R = Constante de gas (= 8.205 E<sup>-05</sup> atm·m<sup>3</sup>/mol·K).

La entalpía de vaporización a la temperatura del sistema se puede calcular a partir de Lyman et al. (1990) como:

*Ecuación 3*

$$\Delta H_{v,S} = \Delta H_{v,b} \left[ \frac{(1 - T_s/T_c)}{(1 - T_b/T_c)} \right]^n$$

donde

ΔH<sub>v,S</sub> = Entalpía de vaporización a la temperatura del sistema, cal/mol

$\Delta H_v$ , b = Entalpía de vaporización en el punto de ebullición normal, cal/mol

TS = temperatura del sistema, K

TC = temperatura crítica, K TB =

punto de ebullición normal, K n =

constante, sin unidades

La siguiente tabla da el valor de n en función de la relación  $T_B/T_C$ , de la hoja de datos de la EPA de los EE. UU. 2001, "Corrección de la constante de la ley de Henry para la temperatura del suelo".

Tabla No. 1 valor de n en función de la relación  $T_B/T_C$

$T_B/T_C$	n
< 0.57	0.30
0.57 a 0.71	$0.74 (T_B/T_C) - 0.116$
> 0.71	0.41

- o *Difusión a través de la zona capilar*

Directamente encima del nivel freático, existe una zona capilar saturada donde el agua subterránea se mantiene dentro de los poros del suelo a una presión inferior a la atmosférica (Freeze y Cherry, 1979). Una vez que se ha calculado la concentración en la fuente, se puede calcular la velocidad de difusión a través de la zona capilar. Para calcular la tasa de transferencia de masa, se deben calcular la porosidad y la altura de la zona capilar, así como el coeficiente de difusión a través de ella.

- o *Porosidad llena de agua en la zona capilar*

Entre las condiciones de drenaje y humectación, el contenido de agua saturada en la zona capilar varía, pero siempre es menor que el contenido de agua completamente saturada, que es igual a la porosidad total del suelo. Este es el resultado del atrapamiento de aire en los poros durante el proceso de humectación (Gillham, 1984). Al rehumedecer, el contenido de aire de la zona capilar será mayor que después del drenaje principal. Por lo tanto, el contenido de aire variará en función de la recarga y descarga de agua subterránea. En el contenido de agua saturada, Freijer (1994) encontró que el coeficiente relativo de difusión en fase de vapor era casi cero. Esto implica que todos los poros del suelo llenos de aire restantes se desconectan y, por lo tanto, se bloquean para la difusión del gas. Sin embargo, a medida que aumentaba la porosidad llena de aire, el coeficiente de difusión relativo indicaba la presencia de poros conectados llenos de aire que correspondían a la altura de presión de entrada de aire. El cabezal de presión de entrada de aire se corresponde con la parte superior de la zona capilar saturada. El coeficiente de difusión efectivo para la zona capilar se calcula considerando la fase gaseosa y la fase acuosa juntas. La porosidad del suelo lleno de agua en la zona capilar ( $\theta_{w,cz}$ ) se calcula en la altura de presión de entrada de aire (h) de acuerdo con los procedimientos de Waitz et al. (1996) y la ecuación de van Genuchten (van Genuchten, 1980) para la curva de retención de agua: *Ecuación 4*

$$\theta_{w,cz} = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha_1 h)^N]^M}$$

donde  $\theta_w, cz$  = Porosidad llena de agua en la zona capilar,  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$   $\theta_r$  = Contenido de agua residual del suelo,  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$   $\theta_s$  = Contenido de agua saturada del suelo,  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$   $\alpha_1$  = Punto de inflexión en la curva de retención de agua donde  $d\theta_w/dh$  es máxima,  $\text{cm}^{-1}$   $h$  = Altura de presión de entrada de aire,  $\text{cm}$  ( $= 1/\alpha_1$  y se supone que es positivo)  $N$  = parámetro de forma de curva de van Genuchten, adimensional  $M = 1/(1-N)$ .

Suponiendo  $\theta_s = N$ , la ecuación 4 se reduce a: *Ecuación*

5

$$\eta_{w,cz} = \theta_r + \frac{N - \theta_r}{2^M}$$

donde

$\eta_{w, cz}$  = porosidad total del suelo (contenido de agua saturada del suelo)  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$

La porosidad llena de aire dentro de la zona capilar ( $\theta_{a, cz}$ ) corresponde al valor mínimo en el que la difusión de gas es relevante, y se calcula como la porosidad total ( $\eta - \theta_{w, cz}$ ).

Hers (2002) calculó los valores promedio de la clase del Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del USDA de la porosidad llena de agua y la altura de las clasificaciones de textura del suelo del SCS de la zona capilar. La Tabla 2 proporciona los valores promedio de clase para cada uno de los tipos de suelo SCS. Con los valores promedio de clase presentados en la Tabla 2, se puede hacer una estimación general de los valores de las porosidades llenas de agua y aire para cada clasificación de textura del suelo.

*Tabla No. 2 Valores promedio de clase de los parámetros de retención de agua del suelo de van Genuchten para las 12 clasificaciones de textura del suelo de la SCS*

Textura del suelo (USDA)	Contenido de agua saturada, $\theta_s$	Agua residual Contenido, $\theta_r$	Parámetros de van Genuchten		
			$\alpha_1$ (1/cm)	N	M
Arcilla	0.459	0.098	0.01496	1.253	0.2019
Franco arcilloso Clay loam	0.442	0.079	0.01581	1.416	0.2938
Marga-Loam	0.399	0.061	0.01112	1.472	0.3207
Arena arcillosa Loamy sand	0.390	0.049	0.03475	1.746	0.4273
Limo	0.489	0.050	0.00658	1.679	0.4044
Franco limoso-Silty loam	0.439	0.065	0.00506	1.663	0.3987
Arcilla limosa-Silty clay	0.481	0.111	0.01622	1.321	0.2430
Franco arcilloso limoso Silty clay loam	0.482	0.090	0.00839	1.521	0.3425
Arena	0.375	0.053	0.03524	3.177	0.6852
arcilla arenosa Sandy clay	0.385	0.117	0.03342	1.208	0.1722

Franco arcilloso arenoso Sandy clay loam	0.384	0.063	0.02109	1.330	0.2481
Franco arenoso Sandy loam	0.387	0.039	0.02667	1.449	0.3099

- o *Coeficiente de difusión efectivo a través de la zona capilar*

Una vez que se conoce la porosidad del suelo, el coeficiente de difusión efectiva total a través de la zona capilar ( $D_{cz}^{eff}$ ) puede calcularse utilizando el modelo de Millington y Quirk (1961) como: *Ecuación 6*

$$D_{cz}^{eff} = D_a(\theta_{a,cz}^{3.33}/n_{cz}^2) + (D_w/H_s)(\theta_{w,cz}^{3.33}/n_{cz}^2)$$

donde

$D_{cz}^{eff}$  = coeficiente de difusión efectivo a través de la zona capilar,  $cm^2/s$   
 $D_a$  = Difusividad en el aire,  $cm^2/s$   
 $\theta_{a,cz}$  = Porosidad del suelo llena de aire en la zona capilar,  $(\eta - n_{wcz})$ ,  $cm^3/cm^3$   
 $n_{cz}$  = Porosidad total del suelo en la zona capilar,  $cm^3/cm^3$

$D_w$  = Difusividad en agua,  $cm^2/s$

$H_s$  = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema, adimensional

$\theta_{w,cz}$  = Porosidad llena de agua del suelo en la zona capilar),  $cm^3/cm^3$

La hoja de cálculo calcula el coeficiente de difusión efectiva de la misma manera, utilizando la siguiente ecuación:

*Ecuación 7*

$$D_{cz}^{eff} = \frac{D_{air}((n_{cz} - n_{wcz})^{3.33}) + (D_{water} \times n_{wcz}^{3.33}/H_s)}{n_{cz}^2}$$

donde

$D_{cz}^{eff}$  = coeficiente de difusión efectivo a través de la zona capilar,  $cm^2/s$

$D_{air}$  = Difusividad en el aire,  $cm^2/s$

$D_{water}$  = Difusividad en agua,  $cm^2/s$

$H_s$  = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema,

adimensional  $n_{cz}$  = Porosidad total de la zona capilar, sin unidades

$n_{wcz}$  = Porosidad llena de agua de la zona capilar, sin unidad

- o *Tasa de transferencia de masa a través de la zona capilar*

De acuerdo con la ley de difusión de Fick, la tasa de transferencia de masa a través de la zona capilar se puede aproximar mediante la expresión: *Ecuación 8*

$$E = \frac{A(C_s - C_{g0})D_{cz}^{eff}}{h_{cz}}$$

donde

E = Tasa de transferencia de masa, g/s

A = Área de la sección transversal a través de la cual pasan los vapores, cm<sup>2</sup> (se supone que es de 1 cm<sup>2</sup>)

C<sub>s</sub> = Concentración de vapor dentro de la zona capilar, g/cm<sup>3</sup> (calculado usando la Ecuación 1)

C<sub>g0</sub> = Una concentración de vapor conocida en la parte superior del capilar

zona, g/cm<sup>3</sup> (Se supone que C<sub>g0</sub> es cero a medida que la difusión avanza hacia arriba))

D<sub>cz</sub><sup>eff</sup> = coeficiente de difusión efectivo a través de la zona capilar, cm<sup>2</sup>/s (calculado por la Ecuación 7) h<sub>cz</sub> = Altura de la zona capilar, cm

o *Cálculo de la altura de la zona capilar*

Para calcular la tasa de transferencia de masa, se debe conocer la altura de la zona capilar. Lohman (1972) y Fetter (1994) estimaron el ascenso de la zona capilar por encima del nivel freático utilizando el fenómeno de la acción capilar, donde las moléculas de agua están sujetas a una fuerza de atracción hacia arriba debido a la tensión superficial en la interfaz aire-agua y el nivel molecular. atracción de las fases líquida y sólida. El ascenso de la zona capilar se puede estimar así usando la ecuación para la altura del ascenso capilar en un haz de tubos de varios diámetros equivalentes a los diámetros entre diferentes tamaños de grano del suelo. Fetter (1994) estimó el aumento medio de la zona capilar como: *Ecuación 9*

$$h_{cz} = \frac{2 \alpha_2 \cos \lambda}{\rho_w g R}$$

donde h<sub>cz</sub> = subida media de la zona capilar, cm; el modelo define los medidores de h<sub>cz</sub> en metros α<sub>2</sub> =

Tensión superficial del agua, dinas/cm (= 73) λ = Ángulo del menisco del agua con el tubo capilar, grados (se supone que es cero) ρ<sub>w</sub> = Densidad del agua, g/cm<sup>3</sup> (= 0,999)

g = Aceleración debida a la gravedad, cm/s<sup>2</sup> (= 980)

R = Radio medio de poros entre partículas, cm (= 0,2D)

D = Diámetro medio del grano en cm

Suponiendo que los valores predeterminados de los parámetros dados en la Ecuación 9 son para aguas subterráneas entre 5° y 25°C, la Ecuación 9 se reduce a:

*Ecuación 10*

$$h_{cz} = \frac{0.15}{0.2 \times D}$$

Nielson y Rogers (1990) estimaron el diámetro de partícula medio aritmético para cada una de las 12 clasificaciones de textura de suelo de SCS en el centroide matemático calculado a partir de su área de clasificación (Figura 2). La Tabla 3 muestra las composiciones de centroides y tamaños medios de partículas del suelo de 12 clases de textura.

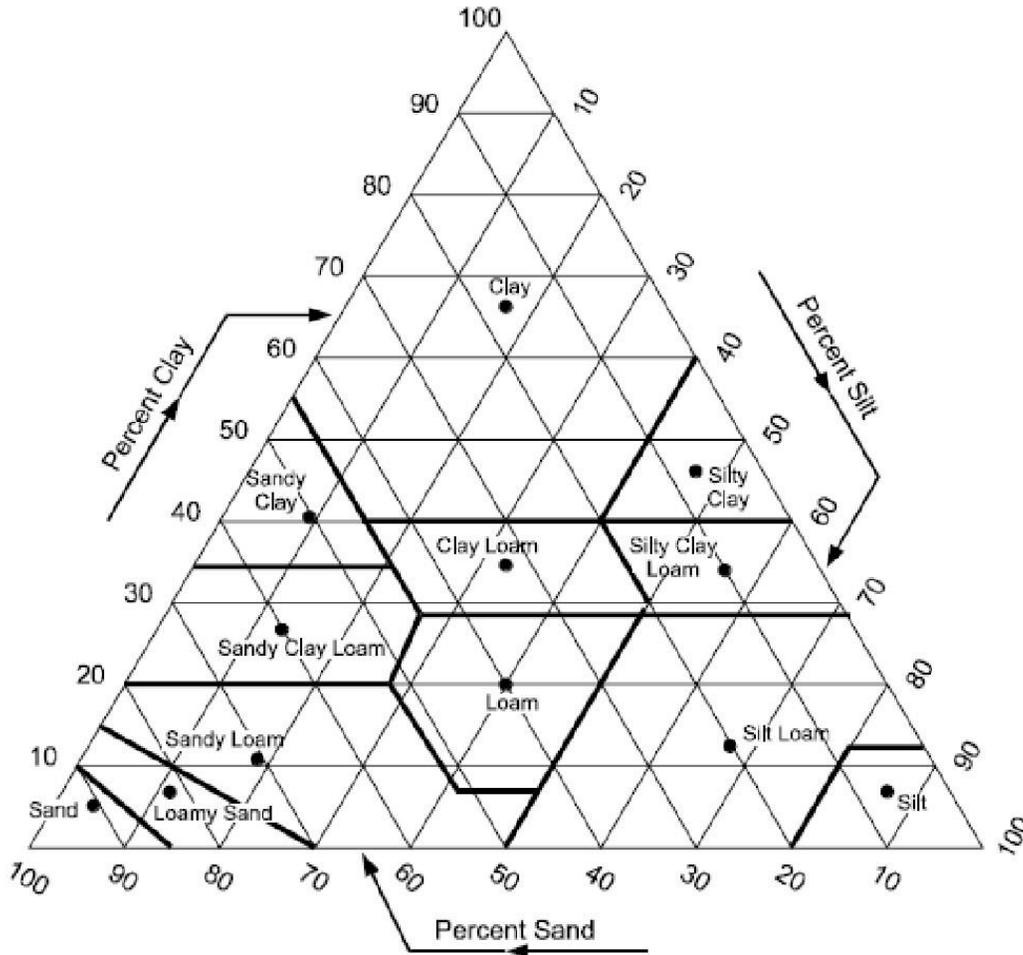


Tabla No. 3 Composiciones de centroides, diámetros medios de partículas y densidad aparente seca de las 12 clasificaciones de textura del suelo de SCS

Clase de textura	% arcilla	% limo	% arena	Diámetro medio aritmético de partícula, cm	Densidad aparente seca g/cm <sup>3</sup>
Arena	3.33	5.00	91.67	0.044	1.66
Arena arcillosa Loamy sand	6.25	11.25	82.50	0.040	1.62
Sandy loam franco arenoso	10.81	27.22	61.97	0.030	1.62
Clase de textura	% arcilla	% limo	% arena	Diámetro medio aritmético de partícula, cm	Densidad aparente seca g/cm <sup>3</sup>

Franco arcilloso arenoso Sandy clay loam	26.73	12.56	60.71	0.029	1.63
arcilla arenosa Sandy clay	41.67	6.67	51.66	0.025	1.63
Franco Loam	18.83	41.01	40.16	0.020	1.59
Franco arcilloso Clay loam	33.50	34.00	32.50	0.016	1.48
Franco limoso Silt loam	12.57	65.69	21.74	0.011	1.49
arcilla	64.83	16.55	18.62	0.0092	1.43
Franco arcilloso limoso Silty clay loam	33.50	56.50	10.00	0.0056	1.37
limo Silt	6.00	87.00	7.00	0.0046	1.35
Arcilla limosa Silty clay	46.67	46.67	6.66	0.0039	1.38

Dados los datos del diámetro medio de partícula en la Tabla 3, el espesor medio de la zona capilar puede estimarse usando la Ecuación 10.

o *Supuestos sobre el aumento y la difusión de la zona capilar*

La estimación del aumento de la zona capilar se basa en la ecuación para el aumento de un líquido en un tubo capilar. El procedimiento supone que el espacio intersticial entre las partículas del suelo es equivalente al diámetro del tubo capilar y que el aumento de agua resultante se produce en condiciones de drenaje de la columna de suelo en estado estable. En realidad, la altura de la zona capilar es desigual o con dedos debido a la variación en la distribución real del tamaño de partículas in situ. Además, el modelo de agua subterránea no tiene en cuenta el ascenso y descenso episódico del nivel freático o la zona capilar debido a la recarga y descarga del acuífero. Tal como se construyó, el modelo de agua subterránea no permite que la parte superior de la zona capilar esté por encima de la parte inferior del piso del edificio en contacto con el suelo. Sin embargo, el usuario debe tener en cuenta que, en realidad, la parte superior de la zona capilar puede elevarse a niveles por encima del suelo en algunos casos.

La difusión a través de la zona capilar se estima en base a la combinación de la difusión en fase acuosa y en vapor dentro del cálculo del coeficiente de difusión efectivo. Para permitir la difusión en fase de vapor dentro de la zona capilar, los poros del suelo llenos de aire deben estar conectados. En realidad, la zona capilar puede estar compuesta por una zona saturada de tensión inmediatamente por encima del nivel freático y la parte profunda de la zona vadosa dentro de la cual el contenido de agua del suelo depende en gran medida de la altura de presión. La difusión a través de la zona saturada de tensión está dominada por la difusión en fase líquida, que normalmente es cuatro órdenes de magnitud menor que la difusión en fase de vapor. Por lo tanto, puede existir un gran gradiente de concentración entre la parte superior del nivel freático y la parte superior de la zona saturada de tensión (McCarthy y Johnson, 1993).

La combinación de la difusión en fase acuosa y de vapor es un método menos intensivo, aunque menos riguroso, para estimar el coeficiente de difusión efectivo. El resultado es típicamente un coeficiente de difusión eficaz más alto en relación con las soluciones separadas para la difusión acuosa a través de la zona saturada de tensión y la difusión tanto de vapor como acuosa a través

Para minimizar la posible sobreestimación del coeficiente de difusión efectivo, la porosidad llena de aire del suelo dentro de la zona capilar se estima en base a la altura de presión de entrada de aire, que se corresponde con la porosidad llena de agua en la que los poros intersticiales llenos de aire se vuelven por primera vez conectados. El usuario debe tener en cuenta que este procedimiento es inherentemente conservador si existe un gradiente de concentración significativo en la zona saturada de tensión. Este conservadurismo puede compensarse un poco en el sentido de que el modelo no considera ningún aumento episódico en el nivel del nivel freático. Durante tales eventos, el agua que anteriormente había sido parte de la zona saturada (y por lo tanto contiene concentraciones más altas de contaminantes) se redistribuye en la zona vadosa, lo que resulta en elevaciones temporales de las concentraciones de gas en el suelo.

- o *Difusión a través de la zona no saturada*

Utilizando muchas de las mismas ecuaciones presentadas en la sección anterior, el coeficiente de difusión efectiva dentro de la zona insaturada también se puede estimar usando la misma forma que la siguiente ecuación:

*Ecuación 11*

$$D_i^{eff} = D_a(\theta_{a,i}^{3.33}/n_i^2) + (D_w/H_s)(\theta_{w,i}^{3.33}/n_i^2)$$

donde

$D_T^{eff}$  = Coeficiente de difusión efectivo a través de la capa de suelo  $i$ ,  $cm^2/s$   
 $D_a$  = Difusividad en el aire,  $cm^2/s$   
 $\theta_{a,i}$  = Porosidad del suelo llena de aire de la capa  $i$ ,  $cm^3/cm^3$   
 $n_i$  = Porosidad total del suelo en la capa  $i$ ,  $cm^3/cm^3$

$D_w$  = Difusividad en agua,  $cm^2/s$

$H_s$  = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema, adimensional  
 $\theta_{w,i}$  = Porosidad llena de agua del suelo de la capa  $i$ ,  $cm^3/cm^3$

El coeficiente de difusión efectivo general para sistemas compuestos por  $n$  capas de suelo distintas entre la fuente de contaminación y el piso del espacio cerrado es: *Ecuación 12*

$$D_T^{eff} = \frac{L_T}{\sum_{i=0}^n L_i/D_i^{eff}}$$

donde

$D_T^{eff}$  = Coeficiente de difusión efectiva global total,  $cm^2/s$   
 $L_T$  = Distancia entre la fuente de

contaminación y el fondo del piso del espacio cerrado, cm

$L_i$  = Espesor de la capa de suelo  $i$ , cm

$D_i^{\text{eff}}$  = Coeficiente de difusión efectivo a través de la capa de suelo  $i$ ,  $\text{cm}^2/\text{s}$

Tenga en cuenta que, en el caso de grietas en el piso del espacio cerrado, el valor de  $L_T$  no incluye el espesor del piso, ni el denominador de la Ecuación anterior incluye el espesor del piso y el coeficiente de difusión efectivo asociado a través de la grieta. (s). Se puede incluir un número ilimitado de capas de suelo, incluida la zona capilar, en la Ecuación anterior, pero todas las capas deben ubicarse entre la fuente de contaminación y el piso del espacio cerrado. El modelo de agua subterránea calcula automáticamente la altura de la franja capilar según los tipos de suelo de entrada del usuario. Como la zona capilar no es relevante para el modelo de gas del suelo,  $L_i$  incluye solo la altura de la (s) capa (s) de suelo de entrada del usuario y no incluye una altura de la zona capilar al calcular  $D_T^{\text{eff}}$ .

o *Modelo unidimensional de Johnson y Ettinger*

Los valores calculados en la sección anterior (tasas de transferencia de masa, concentración en la fuente y porosidad del suelo) se utilizan como variables en el modelo de Johnson y Ettinger para calcular los coeficientes de atenuación. El modelo J&E es una solución analítica unidimensional para el transporte difusivo y convectivo de vapores en espacios interiores. El modelo está formulado como un factor de atenuación que relaciona la concentración de vapor en el espacio interior con la concentración de vapor en la fuente. Fue desarrollado para su uso como un modelo de nivel de detección y, en consecuencia, se basa en una serie de suposiciones simplificadoras con respecto a la distribución y ocurrencia de contaminantes, las características del subsuelo, los mecanismos de transporte y la construcción de edificios.

El modelo J&E asume que (1) los vapores contaminantes ingresan a las estructuras principalmente a través de grietas y aberturas en las paredes y los cimientos, (2) es probable que el transporte convectivo sea más significativo en la región muy cercana al sótano (o cimiento) y las velocidades del vapor disminuyen rápidamente al aumentar la distancia, (3) la difusión en fase de vapor es el mecanismo dominante para transportar los vapores contaminantes de fuentes ubicadas lejos de los cimientos a suelos adyacentes, y (4) todos los vapores contaminantes que emanan directamente desde abajo entrarán en la estructura.

El modelo J&E implementado por la EPA asume capas de suelo homogéneas con propiedades isotrópicas que caracterizan el subsuelo. El modelo permite hasta tres capas. Las fuentes de contaminantes que pueden modelarse incluyen fuentes disueltas o de vapor donde las concentraciones están por debajo del límite de solubilidad acuosa y/o la concentración de vapor del componente puro. Se supone que los contaminantes se distribuyen homogéneamente en la fuente. Se supone que el vapor de la fuente se difunde directamente hacia arriba (transporte unidimensional) a través del suelo no contaminado (incluida una franja capilar no contaminada si el agua subterránea es la fuente de vapor) hasta la base de los cimientos de un edificio, donde la convección transporta el vapor a través de grietas y aberturas en la fundación en el edificio. Se supone que tanto los procesos de transporte por difusión como por convección están en estado estacionario.

o *Ecuaciones para calcular el coeficiente de atenuación*

Se supone que la transferencia de masa está en estado estable; esto se debe a que no se ha realizado ninguna evaluación sobre el tamaño y la masa total de la fuente de emisiones. La fuente de emisiones, por lo tanto, no se puede agotar con el tiempo. Bajo este supuesto, Johnson y Ettinger (1991) dieron la solución para el coeficiente de atenuación ( $\alpha$ ) como: *Ecuación 13*

$$\alpha = \frac{\left[ \left( \frac{D_T^{eff} A_{bf}}{Q_{building} L_T} \right) \times \exp \left( \frac{Q_{soil} L_{crack}}{D_{crack} A_{crack}} \right) \right]}{\left[ \exp \left( \frac{Q_{soil} L_{crack}}{D_{crack} A_{crack}} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_{bf}}{Q_{building} L_T} \right) + \left( \frac{D_T^{eff} A_{bf}}{Q_{soil} L_T} \right) \left[ \exp \left( \frac{Q_{soil} L_{crack}}{D_{crack} A_{crack}} \right) - 1 \right] \right]}$$

donde  $\alpha$  = coeficiente de atenuación en estado estacionario, sin unidad

$D_T^{eff}$  = Coeficiente de difusión efectivo total total,  $cm^2/s$

$A_{bf}$  = Área del espacio cerrado debajo del nivel,  $cm^2$

$Q_b$  = Tasa de ventilación del edificio,  $cm^3/s$

$L_T$  = Separación fuente-edificio,  $cm$

$Q_{soil}$  = Tasa de flujo volumétrico de gas del suelo en el espacio cerrado,  $cm^3/s$

$L_{crack}$  = Cimentación de espacio cerrado o espesor de la losa,  $cm$

$A_{crack}$  = Área de grietas totales,  $cm^2$

$D_{crack}$  = Coeficiente de difusión efectivo a través de las grietas,  $cm^2/s$  (asumido equivalente a  $D_i^{eff}$  de la capa de suelo  $i$  en contacto con el piso).

En la ecuación el término exponente es  $(Q_{soil} L_{crack} / D_{crack} A_{crack})$ . Este término representa el número de Peclet equivalente para el transporte a través de los cimientos del edificio, o la relación entre la tasa de advección y la tasa de difusión. A medida que el valor de B se acerca al infinito, el valor de  $\alpha$  se aproxima a:

*Ecuación 14*

$$\frac{\left( \frac{D_T^{eff} A_{bf}}{Q_{building} L_T} \right)}{\left( \frac{D_T^{eff} A_{bf}}{Q_{soil} L_T} \right) + 1}$$

o *Entradas críticas para el modelo Johnson y Ettinger*

Ecuación 15

$$\alpha = \frac{[A] \cdot \exp(B)}{\exp(B) + [A] + \left[\frac{A}{C}\right] \cdot (\exp(B) - 1)}$$

Donde A, B y C se parametrizan independientemente de la siguiente manera:

Ecuación 16

$$A_{param} = \frac{D_T^{eff} \times (A_{bf} + 4 \times L_b \times \sqrt{A_{bf}}) \times 0.36}{Q_b \times (L_s - L_b)}$$

$$B_{param} = \frac{\left(\frac{Q_{soil}}{Q_b}\right) \times Q_b \times L_f}{D_A^{eff} \times \eta \times (A_{bf} + 4 \times L_b \times \sqrt{A_{bf}}) \times 0.36}$$

$$C_{param} = \frac{Q_{soil}}{Q_b}$$

Donde

$D_T^{eff}$ =Coeficiente de difusión efectiva global total, cm<sup>2</sup>/s

$A_{bf}$ =Área de espacio cerrado debajo del nivel, m<sup>2</sup>

$L_b$ =Profundidad por debajo del nivel hasta la base de la cimentación, m

$L_s$ =Profundidad por debajo del nivel del nivel freático, m

$Q_{soil}$ =Caudal de gas del suelo impulsado por presión desde el subsuelo al espacio cerrado, cm<sup>2</sup>/s

$Q_b$ =Tasa de ventilación del edificio m<sup>3</sup>/s

$Q_{soil}/Q_b$ =Relación de la tasa de flujo de vapor promedio en el edificio y la tasa de ventilación del edificio

$L_f$ =Espesor de la fundación, m

$D_A^{eff}$ =Difusión efectiva a través del estrato A, cm<sup>2</sup>/s

$\eta$ =Fracción del área de la cimentación con grietas, igual a  $A_{crack}/A_B$

$A_{param}$  se puede interpretar como el coeficiente de transporte difusivo para sótanos con piso de tierra. Si bien A es generalmente similar a la fórmula utilizada en Johnson (2005), la hoja de cálculo de la EPA calcula explícitamente el área de superficie del espacio (sótano, espacio de acceso, etc.) sujeto a la intrusión de vapor con el término  $4 \times L_b \times \sqrt{A_{bf}}$  - esto calcula el área de las paredes, que se agrega al piso ( $A_{bf}$ ). El 0,36 utilizado tanto en  $A_{param}$  como en  $B_{param}$  es un factor de conversión, de segundos/cm a horas/metro.

$B_{param}$  representa el número de Peclet equivalente para el transporte a través de los cimientos del edificio. El modelo utiliza el número de Peclet para determinar si la advección o la difusión es el mecanismo de transporte dominante a través de la base. Para valores inferiores a 0.1, la difusión es el mecanismo de transporte dominante y para valores superiores a 3.0, la advección es el mecanismo dominante. Para valores

entre 0.1 y 3.0, ambos procesos contribuyen al transporte a través de la base.

En la ecuación B se formula en términos de parámetros explícitos ( $Q_{soil}/Q_b$ ,  $Q_B$ ,  $A_B$ ,  $\eta$ ,  $L_{crack}$ ,  $L_T$ ,  $D_{T^{eff}}$ ,  $D_{crack^{eff}}$ ) en lugar de la versión simplificada. Esta modificación fue propuesta por Johnson (2005) por varias razones:

1. los valores razonables para  $V_B/A_B$  y  $E_B$  están restringidos a un rango bastante estrecho,
2. el uso de la relación explícita de  $V_B/A_B$  elimina la posibilidad de que un usuario asigne valores inconsistentes,
3. El uso de la relación  $Q_{soil}/Q_B$  evita la asignación inconsistente de  $Q_{soil}$  y  $Q_B$ , y
4. la literatura proporciona más información para seleccionar valores razonables para las razones que los valores individuales.

$C_{param}$  representa el transporte convectivo desde la sub-losa hasta el edificio; Johnson (2005) utiliza la relación de la tasa de flujo de vapor promedio en un edificio y la tasa de ventilación del edificio ( $Q_{soil}/Q_B$ ) como el coeficiente de atenuación del gas del suelo debajo de la losa con respecto al aire interior. Debido a que el valor de este parámetro está destinado a derivarse de la literatura o los datos del sitio, en adelante se representará como una sola variable, " $Q_{soil\_Q_B}$ ".

o *Casos especiales*

El modelo calcula los coeficientes de atenuación del aire interior del gas del suelo exterior y del agua subterránea en función del tipo de cimentación. Los supuestos simplificadores que se presentan a continuación se toman de Johnson (2005), que identificó parámetros críticos para diferentes escenarios dependiendo de qué procesos eran dominantes y limitadores de velocidad.

### **Sótanos o espacios de rastreo con pisos de tierra**

Ya sea para sótanos o espacios de arrastre con construcción de piso de tierra, el modelo calcula el coeficiente de atenuación como:

*Ecuación 17*

$$\alpha = \frac{A_{param}}{1 + A_{param}}$$

Esto se debe a que, con pisos de tierra, la difusión es el mecanismo dominante y el proceso general de limitación de la velocidad.

### **Construcción de losas**

Para losa a nivel, sótano con losa o espacio de arrastre con construcción de losa, el modelo calcula el

coeficiente de atenuación como:

$$\alpha = \frac{A_{Param}}{(1 + A_{Param} \times e^{-B_{Param}}) + \frac{A_{Param}}{C_{Param}} \times (1 - e^{-B_{Param}})}$$

donde

$\alpha$  = coeficiente de atenuación

$A_{Param}$  = Coeficiente de transporte difusivo para sótano con piso de tierra

$B_{Param}$  = Número de Peclet para el transporte a través de la fundación

$C_{Param}$  = Coeficiente de transporte convectivo desde la sub-losa hasta el edificio

o *Ecuaciones complementarias*

Varias fórmulas para valores predeterminados, derivadas de la literatura, se utilizan en la herramienta de modelado de intrusión de vapor de la EPA. Esta sección explica cómo se utilizan estos valores y cómo se incorporan los valores especificados por el usuario.

**Relación entre la tasa de flujo de vapor y la tasa de ventilación del edificio**

El modelo utiliza un valor predeterminado de 0.003 para la relación entre la tasa de flujo de vapor promedio en un edificio y la tasa de ventilación del edificio ( $Q_{soil\_Q_B}$ ), basado en los valores medianos informados en "Evaluación y caracterización de factores de atenuación para compuestos orgánicos volátiles clorados y residenciales Edificios" (EPA de EE. UU., 2012). Este promedio está cerca de la aproximación calculada de 0.003, basada en los valores predeterminados para la tasa de intercambio de aire (0.45 cambios de aire por hora) y el volumen del edificio residencial (395 m<sup>3</sup>) del Manual de factores de exposición de 2011 (US EPA 2011) y un valor central para  $Q_{soil}$  (5 L/min) (EPA de EE. UU. 2012).

En el modo predeterminado (donde se usa una proporción para  $Q_{soil\_Q_B}$ ), si el usuario elige ingresar una tasa de intercambio de aire específica del sitio, el modelo ajusta  $Q_{soil\_Q_B}$  por la proporción de la tasa de intercambio de aire predeterminada a la tasa de intercambio de aire definida por el usuario. La relación entre la tasa de flujo de vapor promedio en el edificio y la tasa de ventilación del edificio ( $Q_{soil/Q_B}$ ) se puede calcular como: *Ecuación 19*

$$\left[ \frac{Q_{soil}}{Q_b} \right]_{adj} = 0.003 \times \frac{0.45}{ach}$$

donde

$[Q_{soil}/Q_b]_{adj}$  = relación ajustada de la tasa de flujo de vapor promedio en el edificio y la tasa de ventilación del edificio, sin unidad

ach = Tasa de intercambio de aire ingresada por el usuario, 1/h

El modelo calcula la tasa de ventilación del edificio ( $Q_b$ ) utilizando la siguiente ecuación:

*Ecuación 20*

$$Q_b = A_{bf} \times H_b \times ach$$

donde

$Q_b$  = Tasa de ventilación del edificio,  $m^3/hr$

$A_{bf}$  = Superficie del suelo del espacio cerrado,  $m^2$   
 $H_b$  = altura de mezcla del espacio cerrado, m

$ach$  = Tasa de intercambio de aire interior ingresada por el usuario, 1/h

Las dimensiones del edificio en la Ecuación 20 son aquellas dimensiones que representan el espacio "habitable" total del edificio; esto supone que el volumen total de aire dentro de la estructura está bien mezclado y que cualquier vapor contaminante que ingrese a la estructura se distribuye de manera instantánea y homogénea.

Tenga en cuenta que, si un usuario ingresa datos específicos del sitio para  $Q_{soil}$  y  $Q_{building}$ , la proporción ( $Q_{soil}/Q_B$ ) se calculará a partir de esos valores.

### **Tasa de gas del suelo que ingresa al edificio**

La tasa de flujo volumétrico del gas del suelo que ingresa al edificio ( $Q_{soil}$ ) se calcula mediante la siguiente ecuación:

*Ecuación 21*

$$Q_{soil} = \frac{Q_{soil}}{Q_b} * Q_b$$

Esta ecuación se usa porque, en el modo predeterminado, el modelo maneja  $Q_{soil}/Q_B$  como una sola variable (no dos términos independientes); El uso de esta fórmula permite que la tasa de flujo de gas del suelo se vuelva a calcular usando el valor predeterminado (o calculado) para la relación y la tasa de ventilación de entrada del edificio. Esta ecuación no se aplica a los sótanos o espacios estrechos cerrados con construcción de piso de tierra. Si el usuario selecciona esta opción, el modelo mostrará "NA" para este parámetro.

Alternativamente, si se usa un valor específico del sitio para  $Q_{soil}$ , entonces  $Q_{soil}/Q_{building}$  se calculará a partir de estos valores.

### **Fórmulas para predecir las concentraciones de aire en interiores**

Usando las tasas de atenuación calculadas por el modelo J&E (descrito en la sección anterior), la

herramienta de hoja de cálculo predice

la concentración de fase de vapor en

estado estable del contaminante en el edificio (edificio C) en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  o partes por mil millones de volumen (ppbv), utilizando respectivamente las siguientes ecuaciones: *Ecuación 22*

$$C_{\text{building}}_{\mu\text{g}/\text{m}^3} = \alpha C_s$$

donde

$C_{\text{building}}$  = concentración de contaminante en el edificio,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 $\alpha$  = coeficiente de atenuación en estado estacionario, sin unidades  
 $C_s$  = Concentración de vapor en la fuente de contaminación,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Y

*Ecuación 23*

$$C_{\text{building}}_{\text{ppbv}} = \alpha C_s \left[ \frac{24.46}{MW} \right]$$

donde

MW = Peso molecular del compuesto, g/mol  
24,46 = Volumen molar de gas a 1 atm y 25 ° C

o *Limitaciones del modelo Johnson y Ettinger*

Se debe tener cuidado para garantizar razonablemente que los parámetros del modelo conservadores y autoconsistentes se utilicen como entrada para el modelo. Teniendo en cuenta los datos limitados del sitio normalmente disponibles en las evaluaciones preliminares del sitio, se puede esperar que el modelo J&E prediga solo si es probable que se exceda o no un nivel de exposición basado en el riesgo en el sitio. No es posible una predicción precisa de los niveles de concentración con este modelo de nivel de detección. En el modelo EPA, tanto la tasa de ventilación del edificio como la diferencia de presión dinámica entre el interior de la estructura y la superficie del suelo son valores constantes.

Basado en el modelo conceptual del sitio (CSM), el usuario puede seleccionar el medio apropiado correspondiente a la fuente de vapor en el sitio y determinar cuál de las entradas específicas del sitio debe ingresar al modelo. Debido a que la mayoría de las entradas al modelo J&E no se recopilan durante una caracterización típica de un sitio, las entradas conservadoras deben estimarse o inferirse de los datos disponibles y otras fuentes de información no específicas del sitio. A menos que se especifique lo contrario, el modelo utiliza estimaciones centrales como valores predeterminados para los parámetros clave, incluida la tasa de intercambio de aire, pero permite a los usuarios modificar los valores predeterminados dentro de los límites de la variación informada en las estimaciones para abordar problemas específicos del sitio o realizar análisis de incertidumbre.

El uso del modelo J&E como una herramienta de selección de primer nivel

Secretaría Distrital de Ambiente  
Av. Caracas N° 54-38  
PBX: 3778899 / Fax: 3778930  
www.ambientebogota.gov.co  
Bogotá, D.C. Colombia

para identificar sitios que necesitan una  
evaluación adicional requiere una

evaluación cuidadosa de los supuestos del modelo para determinar si existen condiciones que harían que el modelo J&E fuera inapropiado para el sitio.

### Supuestos principales

El modelo asume que todos los vapores de los suelos subyacentes ingresarán al edificio a través de huecos y aberturas en las paredes, el piso y los cimientos. Esto implica que se genera un campo de presión constante entre los espacios interiores y la superficie del suelo y que los vapores son interceptados dentro del campo de presión y transportados al interior del edificio. Esta suposición es inherentemente conservadora en el sentido de que ignora los períodos de diferenciales de presión cercanos a cero (por ejemplo, durante el clima templado cuando las ventanas se dejan abiertas).

El modelo asume suelos isotrópicos en dirección horizontal; La anisotropía vertical se explica por una serie de estratos de suelo isotrópicos por encima de la parte superior de la contaminación. Se supone que las propiedades del suelo dentro de la zona de contaminación del suelo son idénticas a las del estrato del suelo directamente encima de la contaminación y se extienden hacia abajo hasta una profundidad infinita. Se desprecian los transportes de solutos por convección (por ejemplo, infiltración de agua) y por dispersión mecánica. También se descuidan los procesos de transformación (por ejemplo, biodegradación, hidrólisis, etc.).

Un estudio de campo empírico (Fitzpatrick y Fitzgerald, 1997) indicó que el modelo puede ser demasiado conservador para especies no cloradas (por ejemplo, benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) pero en algunos casos, puede subestimar las concentraciones en interiores de especies cloradas. Los autores contribuyen con la causa probable de esta discrepancia a la biodegradación significativa de los compuestos no clorados.

El modelo J&E trata todo el edificio como una sola cámara con dispersión de vapor instantánea y homogénea. Por lo tanto, descuida los sumideros de contaminantes y la variación de una habitación a otra en la concentración de vapor debido a la ventilación natural y/o mecánica desequilibrada.

Finalmente, el flujo de vapor convectivo desde la matriz del suelo hacia el edificio se representa como un cilindro idealizado enterrado bajo el nivel del suelo. Este cilindro representa el área total de la estructura debajo de la superficie del suelo (paredes y piso). Se supone que el área total de la fisura o la brecha es una fracción fija de esta área. Debido a la presencia de las paredes del sótano, se espera que la tasa real de entrada de vapor sea del 50 al 100 por ciento de la proporcionada por la geometría idealizada (Johnson y Ettinger, 1991).

La Tabla 4, a continuación, enumera los supuestos relevantes de la herramienta de hoja de cálculo de la EPA, junto con las implicaciones y la interpretación de campo de cada uno.

*Tabla No. 4 Supuestos y limitaciones del modelo de intrusión de vapor de la EPA*

SUPOSICIÓN	IMPLICACIÓN	EVALUACIÓN DE CAMPO
Contaminante		

No hay fase de precipitado/líquido libre de contaminantes presente	El modelo J&E no es representativo de la partición NAPL desde la fuente	NAPL o no en el sitio: más fácil de evaluar para productos flotantes o sitios de contaminación del suelo. La mayoría de los sitios de DNAPL con DNAPL por debajo del nivel freático desafían una caracterización fácil.
El contaminante se distribuye de manera homogénea dentro de la zona de contaminación		
La extensión superficial de la contaminación es mayor que la del piso del edificio en contacto con el suelo.		
No hay fuentes de contaminantes ni sumideros en el edificio.	Las fuentes interiores de contaminantes y/o la absorción de vapores en los materiales pueden confundir la interpretación de los resultados.	Elaboración de estudios de fuentes, evaluación de sumideros poco probable
Partición de equilibrio en la fuente del contaminante.	Los caudales de agua subterránea son lo suficientemente bajos como para que no haya limitaciones de transferencia de masa en la fuente.	No es probable
Las transformaciones químicas o biológicas no son significativas (el modelo predecirá más intrusiones)	Tendencia a sobre predecir la intrusión de vapor de compuestos degradables	De la literatura
<b>Características del subsuelo</b>		
El suelo es homogéneo dentro de cualquier plano horizontal.	La estratigrafía se puede describir mediante capas horizontales (no capas inclinadas)	Observar patrón de capas y no conformidades.
La capa de suelo en contacto con el piso y las paredes de la estructura es isotrópica con respecto a la permeabilidad.		

SUPOSICIÓN	IMPLICACIÓN	EVALUACIÓN DE CAMPO
Todas las propiedades del suelo en cualquier plano horizontal son homogéneas		
La parte superior de la franja capilar debe estar debajo de la parte inferior del piso del edificio en contacto con el suelo.		
La versión EPA del modelo JE asume que la franja capilar no está contaminada.		
<b>Mecanismos de transporte</b>		
Transporte unidimensional	La fuente está directamente debajo del edificio, la estratigrafía no influye en la dirección del flujo, no hay efecto de patrones de flujo bidimensionales o tridimensionales.	Observe la ubicación de la fuente, observe la estratigrafía, los conductos de la tubería, no es probable que evalúe un patrón bidimensional y tridimensional

Dos zonas de flujo independientes, una difusiva y otra convectiva.	Sin difusión (dispersión) en la zona de flujo convectivo. Tapón de flujo en zona convectiva	No es probable
La difusión en fase de vapor es el mecanismo dominante para transportar los vapores contaminantes de fuentes contaminantes ubicadas lejos de la base a la región del suelo cerca de la base.	Desprecia los efectos de la variación de la presión atmosférica	No es probable
Gradiente en línea recta en zona de flujo difusivo.	Inexactitud en la estimación de flujo en el punto de coincidencia entre las secciones difusiva y convectiva del modelo.	No es probable
La difusión a través de la humedad del suelo será insignificante (excepto para compuestos con una constante de la ley de Henry muy baja)	Transporte solo a través de la fase aérea. Bueno para volátiles. Solo los compuestos de baja volatilidad fallarían en esto y probablemente no sean los compuestos de preocupación para la intrusión de vapor	Del valor literario de la constante de la ley de Henry.
Es probable que el transporte por convección sea más significativo en la región muy cercana a un sótano o una base, y las velocidades del vapor disminuyen rápidamente al aumentar la distancia desde una estructura.		No es probable
Flujo de vapor descrito por la ley de Darcy	Supuesto de flujo de medios porosos.	Si se realizan observaciones de roca fracturada, arcilla fracturada, karst, macroporos o canales de flujo preferenciales, este modelo no se puede utilizar.
Convección en estado estacionario	Flujo no afectado por presión barométrica, infiltración, etc.	No es probable
<b>SUPOSICIÓN</b>	<b>IMPLICACIÓN</b>	<b>EVALUACIÓN DE CAMPO</b>
Flujo convectivo uniforme cerca de la base	La tasa de flujo no varía según la ubicación	No es probable
Velocidad de convección uniforme a través de grietas o medio poroso	No hay variación dentro de las grietas y aberturas y un campo de presión constante entre los espacios interiores y la superficie del suelo.	No es probable
El transporte convectivo significativo solo ocurre en la fase de vapor	Movimiento del agua del suelo no incluido en el impacto del vapor.	No es probable
El transporte de vapor ocurre en ausencia de movimiento de agua por convección dentro de la columna de suelo (es decir, evaporación o infiltración) y en ausencia de dispersión mecánica.		

Tanto la tasa de ventilación del edificio como la diferencia de presión dinámica entre el interior de la estructura y la superficie del suelo son valores constantes.		
Todos los vapores contaminantes que se originan directamente debajo del sótano entrarán al sótano, a menos que el piso y las paredes sean barreras de vapor perfectas. (Hace el modelo sobre los vapores estacionarios ya que ninguno puede fluir alrededor del edificio)	El modelo no permite que los vapores fluyan alrededor de la estructura y no ingresen al edificio	No es probable
Los vapores contaminantes ingresan a las estructuras principalmente a través de grietas y aberturas en las paredes y los cimientos.	Se descuida el flujo a través de la pared y el material de los cimientos, excepto en el sótano con un escenario de piso de tierra	Observe el número de grietas y aberturas. No es probable que se evalúe la contribución de los propios materiales de construcción

Las suposiciones descritas anteriormente y en la Tabla anterior sugieren una serie de condiciones que excluyen el uso de los modelos implementados por la EPA. Estas condiciones incluyen:

- La presencia o sospecha de presencia de líquidos residuales o de fase no acuosa de producto libre (LNAPL, DNAPL, combustibles, solventes, etc.) en el subsuelo.
- La presencia de materiales geológicos heterogéneos (distintos de las tres capas permitidas en las hojas de cálculo avanzadas) entre la fuente de vapor y el edificio. El modelo J&E no se aplica a materiales geológicos que están fracturados, contienen macroporos u otras vías preferenciales, o están compuestos de karst.
- Sitios donde ocurre un flujo lateral significativo de vapores. Estos pueden incluir capas geológicas que desvían los contaminantes de un movimiento estrictamente hacia arriba y tuberías o conductos enterrados que forman caminos preferenciales. Es probable que los contrastes de permeabilidad significativamente diferentes entre capas provoquen un flujo lateral de vapores. El modelo asume que la fuente de contaminantes está directamente debajo de los receptores potenciales.
- Agua subterránea muy poco profunda donde la base del edificio está mojada por el agua subterránea, ya que el modelo asume que la franja capilar no está contaminada.
- Tasas de intercambio de aire de edificios muy pequeñas (p. Ej., <math><0,25/h</math>)
- Sitios de aguas subterráneas contaminadas con grandes fluctuaciones en la elevación del nivel freático. En estos casos, es probable que la franja capilar esté contaminada; mientras que, en las hojas de cálculo de fuentes de agua subterránea, se supone que la franja capilar no está contaminada.

En teoría, las limitaciones anteriores se conceptualizan fácilmente, pero en la práctica, la presencia de estas condiciones limitantes puede ser difícil de verificar incluso cuando se dispone de datos extensos de caracterización del sitio. Las condiciones que son particularmente difíciles de verificar en el campo incluyen la presencia de líquidos residuales en fase no acuosa (NAPL) en la zona insaturada y la presencia e influencia de macroporos, fracturas y otras rutas preferenciales en el subsuelo. Además, en las etapas iniciales de evaluación, especialmente en el nivel de selección, es posible que no se disponga de

conceptualmente simples (por ejemplo, flujo unidimensional, falta de rutas preferenciales) pueden ser difíciles de evaluar cuando hay pocos datos disponibles sobre el sitio.

En el caso de agua subterránea contaminada, el modelo de equilibrio de vapor opera bajo el supuesto de que el contaminante está presente en niveles por debajo del límite de solubilidad en agua. Si la concentración de agua subterránea definida por el usuario es mayor que el límite de solubilidad (S), aparecerá un mensaje de error que indica que el valor de la concentración del contaminante excede el límite de solubilidad acuosa.

Se recuerda al usuario que, al estimar una concentración de agua subterránea basada en el riesgo, el modelo comparará la concentración de agua subterránea calculada en función del riesgo con el límite de solubilidad acuosa del compuesto. Si la concentración de agua subterránea basada en el riesgo es mayor que el límite de solubilidad, el contaminante no es motivo de preocupación para la vía de intrusión de vapor.

Finalmente, debe reconocerse que los procedimientos usados para estimar el límite de solubilidad acuosa no consideran los efectos de múltiples contaminantes cuando se usa el modelo químico múltiple. Por lo tanto, los valores estimados pueden ser artificialmente altos, de modo que en realidad puede existir una fase residual a concentraciones algo más bajas.

#### **Supuestos y limitaciones del modelo de suelo gas**

El modelo de suelo gas opera bajo el supuesto de condiciones de estado estacionario. Esto significa que ha pasado suficiente tiempo para que la columna de vapor haya alcanzado el edificio de interés directamente sobre la fuente de contaminación y que las concentraciones de vapor hayan alcanzado sus valores máximos. Dependiendo de la profundidad a la que se muestrea el gas del suelo, la difusión del gas del suelo hacia el edificio es una función de las propiedades del suelo entre el piso del edificio en contacto con el suelo y la profundidad del muestreo. La convección del gas del suelo en la estructura es una función de las propiedades del edificio y de la permeabilidad efectiva al vapor del suelo. Los supuestos y limitaciones de los modelos de gas del suelo son los mismos que los de la Sección anterior con la excepción de la concentración de vapor de la fuente que se determina empíricamente mediante muestreo de gas del suelo.

El usuario también debe reconocer las limitaciones inherentes del muestreo de gases del suelo. Primero, la variabilidad geológica del subsuelo puede ser considerable. Esto puede ser especialmente problemático para el muestreo de gases en suelos poco profundos porque el contenido de humedad del suelo puede variar ampliamente en función de los eventos de precipitación y la escorrentía superficial. El contenido de humedad del suelo tiene un efecto exponencial sobre la tasa de difusión del vapor. Los procesos de transformación como la biodegradación también pueden ocurrir en suelos superficiales poco profundos. En algunos casos, solo un estrato relativamente delgado de suelo bioactivo puede reducir en gran medida el flujo de emisiones hacia la superficie del suelo. Finalmente, el equilibrio de fase subsuperficial es un proceso dinámico que resulta en concentraciones variables de fase de vapor a lo largo del tiempo en la misma ubicación y profundidad de muestreo. Estos factores pueden resultar en diferencias significativas en las concentraciones de gas del suelo medidas en escalas espaciales y temporales relativamente pequeñas.

Por estas razones, la fase de planificación del programa de muestreo de gases del suelo debe considerar cuidadosamente las incertidumbres inherentes al muestreo y los datos analíticos específicos del sitio. En el análisis final, el alcance del muestreo de gas del suelo es una compensación entre los costos de muestreo y el grado de certeza requerido en los datos de concentración de gas del suelo.

- *Sensibilidad del modelo e incertidumbre de los parámetros*

La incertidumbre en la determinación de los parámetros clave del modelo y la sensibilidad del modelo J&E a esos parámetros clave del modelo se describe cualitativamente en la Tabla 5. Como se muestra en la tabla, los parámetros relacionados con la construcción con una incertidumbre moderada a alta y la sensibilidad del modelo incluyen: índice de grietas del edificio ( $\eta$ ), la tasa de intercambio de aire del edificio ( $ach$ ) y la altura de mezcla del edificio ( $H_b$ ). Los parámetros relacionados con la construcción con baja incertidumbre y sensibilidad incluyen el área de la cimentación ( $A_{bf}$ ) y el espesor de la cimentación ( $L_F$ ). De las propiedades que dependen del suelo, los parámetros de humedad del suelo son claramente de importancia crítica para los cálculos del valor de atenuación. Estas propiedades dependientes del suelo se almacenan en la hoja SOIL\_DATA y el usuario no puede cambiarlas.

*Tabla No. 5 : Incertidumbre y sensibilidad de los parámetros clave para el modelo de intrusión de vapor*

Parámetro de entrada	Parámetro de Incertidumbre o variabilidad	Edificio subpresurizado		Edificio No subpresurizado	
		Contaminación menos profunda	Contaminación más profunda	Contaminación menos profunda	Contaminación más profunda
Relación de fisuras ( $\eta$ )	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto
Porosidad llena de agua de la zona capilar ( $n_{wcz}$ )	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto
Espesor de la zona capilar ( $h_{cz}$ )	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto	Moderado a alto
Diferencial de presión del suelo al edificio ( $\Delta P$ )	Moderado	Moderado	Bajo a moderado	N/A	N/A
Constante de la ley de Henry (para una sola sustancia química) ( $H$ )	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Difusividad en el aire ( $D_{air}$ )	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo

Tasa de intercambio de aire interior (ach)	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Altura de mezcla del espacio cerrado ( $H_b$ )	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Área del área del piso del espacio cerrado ( $A_{bf}$ )	Bajo a moderado				
Espesor de la base ( $L_F$ )	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Espesor del piso del espacio cerrado ( $L_1$ )	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo

Para una discusión adicional de las suposiciones e incertidumbres con respecto a los modelos VI, consulte:

- EPA de EE. UU. (2012) "Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway". Office of Land and Emergency Management, EPA 530-R-10-003
- Hers et al (2003) " Evaluation of the Johnson and Ettinger model for prediction of indoor air quality." Groundwater Monitoring and Remediation. Vol 23.2, p 119-133.
- *Cálculo de riesgo*

La contribución única de la herramienta de hoja de cálculo de la EPA es combinar los cálculos utilizados para predecir las concentraciones de aire interior con los cálculos de riesgo. La estimación del modelo de fuente infinita de la concentración del edificio en estado estable representa la concentración del punto de exposición utilizada para evaluar los riesgos potenciales. El modelo calcula una concentración de aire interior basada en el riesgo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de la misma manera que la Calculadora de nivel de detección de intrusión de vapor (VISL) de la EPA (U.S. EPA 2015b). Los cálculos de riesgo se toman de la Guía de evaluación de riesgos de la EPA de EE. UU. Para el SUPERFUND (RAGS) Parte F, Guía complementaria para la evaluación de riesgos de inhalación (EPA de EE. UU., 2009).

Los factores de exposición y los valores de toxicidad se proporcionan dentro de la herramienta de hoja de cálculo. Los factores de exposición se toman del manual de factores de exposición (US EPA, 2011 y 2014) y los datos de toxicidad (IUR, RfC) se toman de las RSL (US EPA 2015a).

### **Niveles de detección del aire en interiores basados en cáncer**

La herramienta de hoja de cálculo J&E calcula los niveles de detección de concentraciones basadas en el riesgo de contaminantes utilizando las fórmulas de RAGS B (US EPA, 1991). Para los contaminantes

cancerígenos, este cálculo toma la

$$C_{ca} = \frac{TCR \cdot ATc \cdot 365 \text{ (days/year)} \cdot 24 \text{ (hours/day)}}{EF \cdot ED \cdot ET \cdot IUR}$$

donde

$C_{Ca}$  = concentración de medios basada en el riesgo para carcinógenos,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Target\_CR = Nivel de riesgo objetivo para carcinógenos, sin unidad

AT<sub>c</sub> = tiempo promedio de carcinógenos, año

IUR = Riesgo unitario incremental,  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$

ED = duración de la exposición, año

EF = Frecuencia de exposición, días/año

ET = tiempo de exposición, horas/día

Para los compuestos mutágenos en general, la concentración de aire interior en función del riesgo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

se calcula como: *Ecuación 25*

$$C_{ca} = \frac{\text{Target}_{CR} \times ATc \times 365 \text{ days/yr} \times 24 \text{ hrs/day}}{EF \times ED_{MMOA} \times ET \times IUR}$$

donde

$C_{Ca}$  = concentración de medios basada en el riesgo para carcinógenos,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Target\_CR = Nivel de riesgo objetivo para carcinógenos, sin unidad

ATC = tiempo promedio de carcinógenos, año

IUR = Riesgo unitario incremental,  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$

MMOAF = factor del modo de acción mutagénico, año

EF = Frecuencia de exposición, días/año

ET = tiempo de exposición, horas/día

Y  $ED_{MMOA}$  se calcula como  $ED_{MMOA} = (ED_{0-2} \times AF_{0-2}) + (ED_{2-6} \times AF_{2-6}) + (ED_{6-16} \times AF_{6-16}) + (ED_{16-30} \times$

$AF_{16-30})$ , donde  $ED_{x-y}$  = duración de la exposición para la cohorte de edad de la edad  $x$  a  $y$ , y  $AF_{x-y}$  = factor de ajuste dependiente de la edad (10 para las edades 0-2, 3 para edades 2-6 y edades 6-16, y 1 para edades 16 a 30)

Sin embargo, para el cloruro de vinilo (cloroetano), esta concentración se calcula como: *Ecuación*

26

$$C_{ca} = \frac{Target\_CR}{IUR + \frac{(IUR \times MMOAF \times EF \times ET/24hrs)}{(AT_c \times 365 \text{ days/yr})}}$$

donde

$C_{ca}$  = concentración de medios basada en el riesgo para carcinógenos,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Target\_CR = Nivel de riesgo objetivo para carcinógenos, sin unidad

IUR = Riesgo unitario incremental,  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$

MMOAF = factor del modo de acción mutagénico, año

EF = Frecuencia de exposición, días/año

ET = tiempo de exposición, horas/día

ATC = tiempo promedio de carcinógenos, año

### **Niveles de detección no cancerígenos**

Para el caso de un contaminante no cancerígeno, la concentración de aire interior basada en el riesgo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  se calcula mediante: *Ecuación 27*

$$C_{Nca} = \frac{Target\_HQ \cdot RfC \cdot AT_{nc} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 1000(\mu\text{g}/\text{mg})}{EF \cdot ED \cdot ET}$$

donde

$C_{Nca}$  = concentración de medios basada en el riesgo para no cancerígenos,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Target\_HQ = Cociente de peligro objetivo, sin unidades

RfC = Concentración de referencia,  $\text{mg}/\text{m}^3$

AT<sub>NC</sub> = tiempo promedio para no cancerígenos, año

ED = duración de la exposición, año

EF = Frecuencia de exposición, días/año

ET = tiempo de exposición, horas/día

Para el tricloroetileno específicamente, el modelo calcula una concentración combinada de aire interior basada en el riesgo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  utilizando la siguiente ecuación de la Calculadora de nivel de detección de intrusión de vapor (VISL) de la EPA (U.S. EPA 2015a):

*Ecuación 28*

$$C = \frac{1}{\frac{Target\_CR \times AT_c \times 365 \text{ days/yr}}{IUR \times ED \times EF \times ET/24hrs}} + \frac{1}{\frac{Target\_HQ \times RfC \times AT_{NC} \times 365 \text{ days/yr}}{ED \times EF \times ET/24hrs}}$$

### Conversiones

Las ecuaciones anteriores calculan la concentración de aire interior basada en el riesgo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . El modelo también muestra esta concentración en partes por mil millones por volumen (ppbv). El cálculo para convertir este valor de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a ppbv asume que las condiciones son de 1 atm y 25 ° C.

*Ecuación 29*

$$C_{ppbv} = C \times \left( \frac{24.46}{MW} \right)$$

donde

C = concentración de medios basada en el riesgo calculada por modelo,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$C_{ppbv}$  = Concentración de medios basada en el riesgo calculada por modelo, ppbv

MW = Peso molecular del compuesto, g/mol

24,46 = Volumen molar de gas a 1 atm y 25 ° C

El cálculo de la concentración de medios basada en el riesgo adopta la forma: *Ecuación*

30

$$C_{groundwater} = \frac{C_{ca}}{H_s \times 1000 \times \alpha}$$
$$C_{soil\ gas} = \frac{C_{ca}}{\alpha}$$

Donde

$C_{groundwater}$  = concentración de agua subterránea basada en el riesgo de carcinógenos,  $\mu\text{g}/\text{L}$

$C_{soil\ gas}$  = concentración de gas del suelo basada en el riesgo de carcinógenos,

$\mu\text{g}/\text{m}^3$   $H_s$  = constante de la ley de Henry a la temperatura del sistema, adimensional

$\alpha$  = coeficiente de atenuación en estado estacionario, sin unidades

El modelo calcula las concentraciones de medios basadas en el riesgo en función de una concentración inicial unitaria. Es decir, las concentraciones basadas en el riesgo de las aguas subterráneas se calculan con una concentración hipotética inicial de 1  $\mu\text{g}/\text{L}$ -agua.

o *Cálculo de riesgos incrementales*

El cálculo anticipado de los riesgos incrementales comienza con una concentración de medio inicial específica del sitio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y determina el riesgo incremental que representa un receptor. Para los contaminantes cancerígenos, el nivel de riesgo se calcula como: *Ecuación 31*

$$Risk = \frac{IUR \times EF \times ED \times ET \times C_{ia}}{AT_c \times (365 \text{ days/yr}) \times (24 \text{ hrs/day})}$$

donde

Riesgo = riesgo incremental, sin unidades  
 IUR = Riesgo unitario incremental, ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) -1  
 EF = Frecuencia de exposición, días/año  
 ED = duración de la exposición, año  
 ET = tiempo de exposición, horas/día  
 $C_{ia}$  = concentración de aire interior debido a la intrusión de vapor,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 $AT_c$  = tiempo promedio de carcinógenos, año

Para mutágenos, incluido el tricloroetileno, el nivel de riesgo se calcula como:

*Ecuación 32*

$$Risk = \frac{IUR \times EF \times MMOAF \times ET/24 \text{ hrs} \times C_{ia}}{AT_c \times 365 \text{ days/yr}}$$

Donde

Riesgo = Riesgo incremental, sin unidades  
 IUR = Riesgo unitario incremental, ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) -1  
 EF = Frecuencia de exposición, días/año  
 MMOAF = factor del modo de acción mutagénico, año  
 ET = tiempo de exposición, horas/día  
 $C_{ia}$  = concentración de aire interior debido a la intrusión de vapor,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 $AT_c$  = tiempo promedio de carcinógenos, año

Para el cloruro de vinilo (cloroeteno), el nivel de riesgo se calcula como: *Ecuación*

33

$$Risk = C_{ia} \left[ IUR + \frac{EF \times ED \times ET \times IUR}{AT_c \times (365 \text{ days/yr}) \times (24 \text{ hrs/day})} \right]$$

donde

Riesgo = riesgo incremental, sin unidades  
 $C_{ia}$  = concentración de aire interior debido a la intrusión de vapor,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 IUR = Riesgo unitario incremental, ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) -1

EF = Frecuencia de exposición,  
días/año

ED = duración de la exposición, año

ET = tiempo de exposición, horas/día

AT<sub>c</sub> = tiempo promedio de carcinógenos, año

Para los contaminantes no cancerígenos, el cociente de peligro (HQ) se calcula como: *Ecuación*

34

$$HQ = \frac{EF \times ED \times ET / 24 \text{hrs} \times C_{ia}}{RfC \times AT_{NC} \times 365 \text{ days/yr}}$$

donde

HQ = Cociente de riesgo, sin unidades

EF = Frecuencia de exposición, días/año

ED = duración de la exposición, año

ET = tiempo de exposición, horas/día

C<sub>ia</sub> = concentración de aire interior debido a la intrusión de vapor, µg/m<sup>3</sup>

RfC = Concentración de referencia, mg/m<sup>3</sup>

AT<sub>NC</sub> = tiempo promedio para no cancerígenos, año

o *Interpretación de los resultados*

Los modelos descritos son aproximaciones teóricas de procesos físicos y químicos complejos y, como tales, no deben usarse de manera determinista (es decir, para generar un resultado único). Al menos, se debe explorar una variedad de resultados centrándose en las variables de entrada del modelo más sensibles. En general, el uso de los valores predeterminados de tendencia central para las variables de entrada dará como resultado concentraciones de aire de tendencia central. Con una gama realista de resultados, el administrador de riesgos puede evaluar la incertidumbre en las predicciones del modelo.

Desde un punto de vista conceptual, el modelo de intrusión de vapor proporciona una descripción teórica de los procesos involucrados en la intrusión de vapor desde los suelos subterráneos o las aguas subterráneas hacia las estructuras interiores. El muestreo para obtener información específica del sitio para los parámetros clave puede reducir la incertidumbre de las concentraciones de aire interior calculadas. Por lo general, esto implica medir las concentraciones de gas del suelo y otras propiedades del suelo muy cerca o por debajo de una estructura real. Debe reconocerse que los resultados del muestreo de gas del suelo fuera de la huella del edificio pueden o no ser representativos de las concentraciones de gas del suelo directamente debajo de la estructura. Para pisos de edificios sólidos en contacto con el suelo (por ejemplo, losas de concreto), el gas del suelo directamente debajo del piso puede ser considerablemente más alto que el adyacente a la estructura. Esta situación se debe típicamente a un efecto de acumulación de vapor debajo del piso casi impermeable.

directamente debajo de la extensión del área del edificio ingresa a la estructura. La concentración de gas del suelo, junto con la tasa de ventilación del edificio y la tasa de flujo de gas del suelo hacia el edificio, determinarán la concentración interior. Al utilizar los modelos de gas del suelo, debe recordarse que no se ha realizado ningún análisis sobre la fuente de contaminación. Por lo tanto, se supone que la concentración interior calculada es de estado estable. Los procedimientos descritos en API (1998) se pueden utilizar para calibrar las consideraciones de transporte de difusión de la herramienta J&E, así como para calibrar la herramienta para procesos de transformación (por ejemplo, biodegradación). También se remite al lector a U.S. EPA (1992) para una discusión más detallada de la aplicación de mediciones de gas del suelo a la intrusión de vapor en interiores.

Finalmente, la calibración y verificación del modelo se han visto limitadas debido a la escasez de datos adecuados. Se necesita investigación para proporcionar mediciones correlacionadas espacial y temporalmente durante diferentes estaciones, en diferentes ubicaciones, con diferentes edificios y sobre una gama de diferentes contaminantes, de modo que se pueda determinar la precisión del modelo.

## REFERENCIAS

- American Petroleum Institute (API). 1998. Assessing the Significance of Subsurface Contaminant Vapor Migration to Enclosed Spaces, Site-Specific Alternatives to Generic Estimates. API Publication No. 4674. Washington, D.C.
- American Society for Testing and Materials (ASTM) Standard E1739-95, 2015. "Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites (E1739)" ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Brooks, R. H., and A. T. Corey. 1966. Properties of porous media affecting fluid flow. J. Irrig. Drainage Div., ASCE Proc. 72 (IR2), 61-88.
- CalTOX Version 6.0, McKone, T.E. and Enoch, K.G. 2002. A Multimedia Total Exposure Model Version 6.0. Ernest Orlando Lawrence Berkeley national Laboratory. August.
- Collins, W.D. 1925. Temperature of Water Available for Industrial Use in the United States. United States Geological Survey, Water Supply Paper 520-F.
- Fan, Y., G. Miguez-Macho, C. P. Weaver, R. Walko, and A. Robock. 2007. Incorporating water table dynamics in climate modeling: 1. Water table observations and equilibrium water table simulations, J. Geophys. Res., 112, D10125.
- Fetter, C. W. 1994. Applied Hydrogeology, 3rd Ed., Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Figley, D. A., and L. J. Snodgrass. 1993. Comparative foundation air leakage performance of ten residential concrete basements. A AND WMA ANNUAL MEETING. Vol. 5. AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION, 1993

- Fitzpatrick, N. A., and J. J. Fitzgerald. 1997. An evaluation of vapor intrusion into buildings through a study of field data. In: Soil Vapor Transport to Indoor Air Workshop, February 6-7, 1997, Brea, California.
- Fischer, M. L., A. J. Bentley, K. A. Dunkin, A. T. Hodgson, W. W. Nazaroff, R. G. Sexto, and J. M. Daisey. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environ. Sci. Technol.*, 30(10):2948-2957.
  - Freeze, R. A., and J. A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc. : Englewood Cliffs, New Jersey.
  - Freijer, J. I. 1994. Calibration of jointed tube model for the gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:1067-1076.
  - Gillham, R. W. 1984. The capillary fringe and its effect on water table response. *Journal of Hydrology*, 67:307-324.
  - Hers, Ian, et al. "Evaluation of the Johnson and Ettinger model for prediction of indoor air quality." *Groundwater Monitoring & Remediation* 23.2 (2003): 119-133
  - Hers, I. 2002. Subsurface Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway: Model Predictions and Comparisons to Field Data. U.S. EPA RCRA National Meeting.
  - Johnson, P.C. 2005. Identification of application-specific critical inputs for the 1991 Johnson and Ettinger vapor intrusion algorithm. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 25(1): 63-78.
  - Johnson, P. C. 2002. Identification of Critical Parameters for the Johnson and Ettinger (1991) Vapor Intrusion Model. *American Petroleum Institute Bulletin No. 17*, Washington, DC.
  - Johnson, P. C, and R. A. Ettinger. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors in buildings. *Environ. Sci. Technol.* 25: 1445-1452.
  - Koontz, M. D., and H. E. Rector. 1995. Estimation of Distributions for Residential Air Exchange Rates. EPA Contract 68-D9-0166, Work Assignment 3-19. U.S. EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. Washington, DC.
  - Kurtz, Jeffrey. 2002. EMSI, personal communication, June.
  - Ley, T.W., Stevens, R. G., Topielec, R and Neibling, W. H. *Soil Water Monitoring and Measurement*. Pacific Northwest Extension Publication 0475, 1994.
  - Little, J. C., J. M. Daisy, and W. W. Nazaroff. 1992. Transport of subsurface contaminants into buildings: an exposure pathway for volatile organics. *Environ. Sci. Technol.* 26:2058-2066.
  - Lohman, S. W. 1972. *Ground-Water Hydraulics*. Geological Survey Professional Paper 708, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.
  - Lyman, W. J., W. F. Reehl, and D. H. Rosenblatt. 1990. *Handbook of Chemical Property Estimation Methods*. McGraw Hill: New York, New York.
  - McCarthy, K. A., and R. L. Johnson. 1993. Transport of volatile organic compounds across the capillary fringe. *Water Resources Research*, 29(6):1675-1683.

- McKone T.E. and Enoch K.G., 2002, CalTOX™, A Multimedia Total Exposure Model Version 6.0, Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, August.  
Michigan Environmental Science Board. 2001. Evaluation of the Michigan Department of Environmental Quality's Generic Groundwater and Soil Volatilization to Indoor Air Inhalation Criteria.
- Millington, R. J., and J. M. Quirk. 1961. Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.*, 57:1200-1207.
- Mose, D.G. and G.W. Mushrush. 1999. Comparisons Between Soil Radon and Indoor Radon. *Energy Sources*. 21. 723-731.
- Murray, D. M. and D.E. Burmaster 1995. Residential Air Exchange Rates in the United States: Empirical and Estimated Parametric Distributions by Season and Climatic Region. *Risk Analysis*, 15: 459-465.
- Nazaroff, W. W., H. Feustel, A. V. Nero, K. L. Revan, D. T. Grimsrud, M. A. Essling, and R. E. Toohey. 1985. Radon transport into a detached one-story house with a basement. *Atmospheric Environment*, 19(1):31-46.
- Nielson, K. K., and V. C. Rogers. 1990. Radon transport properties of soil classes for estimating indoor radon entry. In: F. T. Cross (ed), *Proceedings of the 29th Hanford Symposium of Health and the Environment. Indoor Radon and Lung Cancer: Reality or Myth? Part 1*. Battelle Press, Richland, Washington.
- Olson, D.A. and R.L. Corsi. 2001. Characterizing Exposure to Chemicals from Soil Vapor Intrusion Using a Two-Compartment Model. *Atmospheric Environment*. 35. 4201-4209.
- Provoost, Jeroen, Lucas Reijnders, and Jan Bronders. "Accuracy and conservatism of vapour intrusion algorithms for contaminated land management." *Environment and Pollution* 2.2 (2013): p71
- Revzan, K.L., Fisk, W.J., Gadgil, A.J. 1991. Modelling Radon Entry into Houses with Basements: Model Description and Verification. *Indoor Air*. 2: 173-189.
- Schaap, M. G., F. J. Leij, and M. Th. van Genuchten. 1998. Neural network analysis for hierarchical prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:847-855.
- Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP). 2014. "Vapor Intrusion from Entrapped NAPL Sources and Groundwater Plumes: Process Understanding and Improved Modeling Tools for Pathway Assessment" Project ER-1687.
- Soil Survey Division Staff. 1993. *Soil Survey Manual*. Soil Conservation Service, US Department of Agriculture Handbook 18.
- Tillman, F. D., & Weaver, J. W. 2005. Review of recent research on vapor intrusion. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.

- Tillman, F. D., & Weaver, J. W. 2006. Uncertainty from synergistic effects of multiple parameters in the Johnson and Ettinger (1991) vapor intrusion model. *Atmospheric Environment*, 40(22), 40984112.  
United States Department of Agriculture (USDA). ROSETTA Program. <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/manage/drainage/?cid=stelprdb1045315> (Accessed September 2013).
- USDA. 2005. HYDRUS-1D Model. Agricultural Research Service, Riverside, California. <http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=8921> (Accessed September 2013).
- United States Department of Energy (US DOE). 2012. Commercial buildings energy consumption survey (CBECS), 2012 CBECS microdata. Accessed at <https://www.eia.gov/consumption/commercial/data/2012/index.cfm?view=microdata>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2015a. Vapor Intrusion Screening Level (VISL) Calculator. <http://www.epa.gov/vaporintrusion> (Accessed December 2015).
- US EPA, 2015b. Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites. <http://www.epa.gov/risk/risk-based-screening-table-generic-tables> (Accessed December 2015).
- US EPA. 2015c. Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air. Office of Land and Emergency Management, Washington DC. EPA 9200.2.-154. June 2015.
- US EPA. 2014. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Update of Standard Default Exposure Factors. Office of Land and Emergency Management. Washington, DC. EPA 9200.1-120. Feb 6.
- US EPA. 2012. EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. Office of Land and Emergency Management. Washington, D.C. EPA 530-R-10-002. March 16.
- US EPA. 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at <http://www.epa.gov/ncea/efh>.
- US EPA. 2009. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human Health Evaluation, Part F: Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment. Office of Land and Emergency Management, Washington DC. EPA-540-R-070-002/OSWER 9285.7-82. January.
- US EPA. 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings (Version 3.0). Office of Emergency and Remedial Response, February.
- US EPA. 2001. Fact Sheet: Correcting the Henry's Law Constant for Soil Temperature. Accessed at <http://www.epa.gov/OLEM/riskassessment/airmodel/pdf/factsheet.pdf>
- US EPA. 1995. Review of Mathematical Modeling for Evaluating Soil Vapor Extraction Systems. EPA/540/R-95-513. Office of Research and Development, Washington, DC.

- US EPA. 1992, Assessing Potential Indoor Air Impacts for Superfund Sites. National Technical Guidance Study Series. Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina. EPA-451/R-92-002.  
US EPA. 1991, Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume 1 – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals). Office of Land and Emergency Management. Washington, DC. EPA.540/R-92/003.
- Van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Science Society Am. Journal, 44:892-898.
- Vogel, T., K. Huang, R. Zhang, and M. Th. van Genuchten. 1996. The HYDRUS Code for Simulating One-Dimensional Water Flow, Solute Transport, and Heat Movement in Variably - Saturated Media, Version 5.0. U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California. Research Report No. 140.
- Waitz, M. F., J. Freijer, P. Kruele, and F. Swartjes. 1996. The VOLASOIL Risk Assessment Model Based on CSOIL for Soils Contaminated with Volatile Compounds. Report No. 715810014. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Netherlands.
- Weaver, J.W. and Tillman, F.D. 2005. Uncertainty and the Johnson-Ettinger Model for Vapor Intrusion Calculations, EPA/600/R-05/110, September.
- Yao, Yijun, et al. 2013. Comparison of the Johnson– Ettinger vapor intrusion screening model predictions with full three-dimensional model results. Environmental science & technology 45.6 (2011): 2227-2235.
- Yao, Yijun, et al. 2013. A review of vapor intrusion models. Environmental science & technology 47.6 (2013): 2457-2470.

### **Modelo analítico Doménico de estado no estacionario**

El modelo ayuda a estimar el tiempo de viaje de un CDI hasta un receptor aguas abajo (generalmente un pozo de suministro doméstico). El modelo es un modelo analítico de estado no estacionario de Doménico para situaciones de liberación continua de un CDI desde la fuente.

#### ○ *Introducción*

El modelo analítico de estado no estacionario de Doménico (1987) presentado en este manual es una solución analítica a la ecuación diferencial parcial de advección-dispersión de los procesos de transporte de contaminantes orgánicos en aguas subterráneas para una fuente de liberación continua.

El modelo contiene la velocidad unidimensional del agua subterránea, la dispersión longitudinal, transversal y vertical, la constante de la tasa de degradación de primer orden, dimensiones finitas de la fuente de contaminantes y puede estimar el tiempo de viaje a un receptor en la línea central de la pluma de contaminación, dada una fuente de liberación continua.

Dado que la concentración de la pluma es una función del tiempo de viaje en el modelo, el modelo analítico se puede aplicar para estimar el tiempo de viaje de la pluma a una distancia dada para los contaminantes orgánicos disueltos en el agua subterránea. El uso del modelo analítico requiere datos de concentración temporal de contaminantes como mínimo en la fuente y un pozo de monitoreo aguas abajo.

Los datos de concentración temporal del agua subterránea para el pozo de monitoreo aguas abajo deben mostrar un patrón razonable, en el que las concentraciones de los contaminantes a lo largo del tiempo se asemejen a una curva sigmoidea.

El modelo se calibra ajustando cuatro parámetros de entrada para ajustarse al patrón de distribución de la concentración temporal del agua subterránea en el pozo de monitoreo aguas abajo. Después de la calibración, el modelo se utiliza para estimar el tiempo de viaje de la pluma a una distancia determinada (por ejemplo, a un pozo de agua potable).

El formulario de solución analítica está programado en una hoja de cálculo de Microsoft Excel. Antes de aplicar el modelo de la hoja de cálculo e interpretar los resultados del modelo, se recomienda comprender los supuestos del modelo y las incertidumbres asociadas con la calibración del modelo con datos de campo.

#### ○ *Modelo Analítico de Estado no Estacionario*

El modelo analítico Doménico de estado no estacionario se basa en la ecuación diferencial parcial de advección-dispersión para los procesos de transporte de contaminantes orgánicos en las aguas subterráneas, como se describe a continuación (Doménico y Robbins, 1985):

Ecuación 35

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

Donde C es la concentración de contaminantes en el agua subterránea (mg/L); t es el tiempo (día); V es la velocidad de filtración del agua subterránea (pies/día); x, y, z son las coordenadas de las tres dimensiones (pies);  $D_x$ ,  $D_y$ ,  $D_z$  son los coeficientes de dispersión para las dimensiones x, y, z (pies<sup>2</sup>/día), respectivamente.

En un intento por incorporar el factor de degradación natural, Doménico (1987) introdujo una constante de tasa de degradación de primer orden para aproximar la solución analítica original a la ecuación 35. Para evaluar el comportamiento de la pluma transitoria, se aplica la solución analítica transitoria de línea central derivada de Doménico (1987).

En condiciones de una fuente continua y dimensiones de fuente finitas con velocidad unidimensional del agua subterránea, dispersión longitudinal, transversal y vertical, y una constante de tasa de degradación de primer orden, la ecuación 36 que se muestra a continuación representa la solución transitoria de Doménico para la concentración de la línea central como una función del tiempo (Doménico, 1987):

Ecuación 36

$$C(x,0,0,t) = \frac{C_0}{2} \exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[ 1 - \left( 1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \right\} \times \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \frac{x - vt \left( 1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v} \right)^{\frac{1}{2}}}{2(\alpha_x vt)^{\frac{1}{2}}} \right] \right\} \\ \times \operatorname{erf} \left[ \frac{Y}{4(\alpha_y x)^{\frac{1}{2}}} \right] \times \operatorname{erf} \left[ \frac{Z}{4(\alpha_z x)^{\frac{1}{2}}} \right]$$

Donde C (x, 0,0, t) es la concentración de contaminante (µg/L) en un pozo aguas abajo en el tiempo t a lo largo de la línea central de la pluma a una distancia x (x, 0,0);  $C_0$  es la concentración de contaminantes en estado estacionario en el pozo fuente; x es la distancia de la línea central entre el pozo descendente y el pozo fuente (pies);  $\alpha_x$ ,  $\alpha_y$  y  $\alpha_z$  son la dispersividad longitudinal, transversal y vertical (pies), respectivamente;

$\lambda$ , es la tasa de degradación constante (1/día) y es igual a  $0,693/t_{1/2}$  (donde  $t_{1/2}$  es la vida media de degradación del contaminante);  $v$  es la velocidad del agua subterránea (pies/día);  $Y$  es el ancho de la fuente (pies);  $Z$  es la profundidad de la fuente (pies);  $erf$  y  $erfc$  son las funciones de error y error complementario, respectivamente; y  $exp$  es la función exponencial.

La ecuación analítica de estado no estacionario de Doménico asume lo siguiente:

- a. Un estado transitorio o no estable (la concentración es función del tiempo)
- b. Una fuente de liberación continua
- c. Propiedades homogéneas del acuífero
- d. Flujo de agua subterránea unidimensional
- e. Sin cambios en la dirección y velocidad del flujo de agua subterránea
- f. Tasa de degradación de primer orden
- g. Concentración de contaminantes estimada en la línea central de la pluma
- h. Se desprecia la difusión molecular basada en el gradiente de concentración
- i. Se desprecia la adsorción en el proceso de transporte.

Limitaciones clave:

- a. El modelo no debe aplicarse donde los gradientes de flujo vertical afecten el transporte de contaminantes.
- b. El modelo no debe aplicarse cuando las condiciones hidrogeológicas cambien dramáticamente sobre el dominio de la simulación.

Comprender los supuestos y las limitaciones del modelo es fundamental para simular el proceso de transporte de un contaminante específico en el agua subterránea. Por ejemplo, el Metil terc-butil éter (MTBE) tiene un potencial muy bajo de ser absorbido por las partículas del suelo debido a su bajo valor de  $K_{oc}$  y alta solubilidad en agua y, por lo tanto, la adsorción en el proceso de transporte puede despreciarse. Por el contrario, el percloroetileno (PCE) tiene un potencial de ser absorbido relativamente alto y el modelo descrito en este manual debe modificarse antes de que pueda aplicarse para estimar el proceso de transporte del PCE en aguas subterráneas. Además, cuando se compara con otros hidrocarburos de petróleo (por ejemplo, benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos totales [BTEX]), el MTBE no se degrada naturalmente en un grado significativo.

o *Estimación de la Distancia en la Línea Central*

Una de las condiciones para utilizar el modelo analítico Doménico de estado no estacionario es que el pozo de monitoreo aguas abajo seleccionado debe estar a lo largo de la línea central de la pluma. En la mayoría de los casos de contaminación, los pozos de monitoreo aguas abajo pueden estar fuera de la línea central. Para aplicar el modelo analítico de Doménico en estos casos, la distancia entre estos pozos fuera de la línea central y los pozos fuente debe convertirse a la distancia de la línea central.

En estos casos, se debe utilizar un método de trigonometría de elipse para convertir una distancia fuera de la línea central en una distancia de la línea central (Tong y Rong, 2001). El método se basa en una suposición sobre la geometría de la pluma contaminante, que se puede describir como una forma de elipse (Figura 1). Esta forma de elipse se idealiza y se asume basándose en las observaciones de que la pluma migra más rápido a lo largo de la dirección del flujo de agua subterránea y la dispersividad longitudinal es mayor que la dispersividad transversal en general. Este supuesto es coherente con la forma de un estudio similar de Martin-Hayden y Robbins (1997).

Basado en el supuesto de la forma de elipse de la pluma, lo siguiente ofrece el cálculo para convertir una distancia de un pozo fuera de la línea central a un pozo en la línea central. Las suposiciones son: (1) el ancho de la elipse = 0.33 longitud de la elipse (la mayoría de los estudios asumen  $\alpha_y = 0.33\alpha_x$ ) (la relación longitud/ancho de la elipse se puede ajustar con base a los datos de campo recolectados de cada sitio individual) y (2) la elipse es la línea de isoconcentraciones de contaminantes.

La ecuación para una elipse con un eje mayor horizontal es:

*Ecuación 37*

$$\frac{X^2}{a^2} + \frac{Y^2}{b^2} = 1$$

Donde, a = longitud del eje mayor, b = longitud del eje menor,  $a > b > 0$ . X y Y son las coordenadas de la dimensión x y y, respectivamente. Si se supone que el pozo fuente está cerca de un extremo de la elipse y un pozo aguas abajo está ubicado en la elipse (ver Figura 2) con una distancia fuera de la línea central L', la distancia de la línea central se puede calcular de la siguiente manera.

Dado que  $b = 0.33 \times a$ ,  $x_1 = \cos \theta \times L' - a$ ,  $y_1 = \sin \theta \times L'$ , donde  $\theta$  = ángulo entre línea fuera de la línea central y la línea central ( $\theta < 90^\circ$ ) y  $2a$  = distancia (x) entre el pozo fuente y la línea central proyectada hacia el pozo aguas abajo, entonces:

*Ecuación 38*

$$\frac{(\cos \theta \times L' - a)^2}{a^2} + \frac{(\sin \theta \times L')^2}{(0.33 \times a)^2} = 1$$

$$(\cos \theta \times L' - a)^2 + 9.18 \times (\sin \theta \times L')^2 = a^2$$

$$(\cos \theta \times L')^2 + 9.18 \times (\sin \theta \times L')^2 = 2 \times a \times \cos \theta \times L'$$

$$X = 2a = \frac{\cos^2 \theta \times L' + 9.18 \times \sin^2 \theta \times L'}{\cos \theta} = L'(\cos \theta + 9.18 \times \text{tg} \theta \times \sin \theta)$$

$$(\theta < 90^\circ)$$

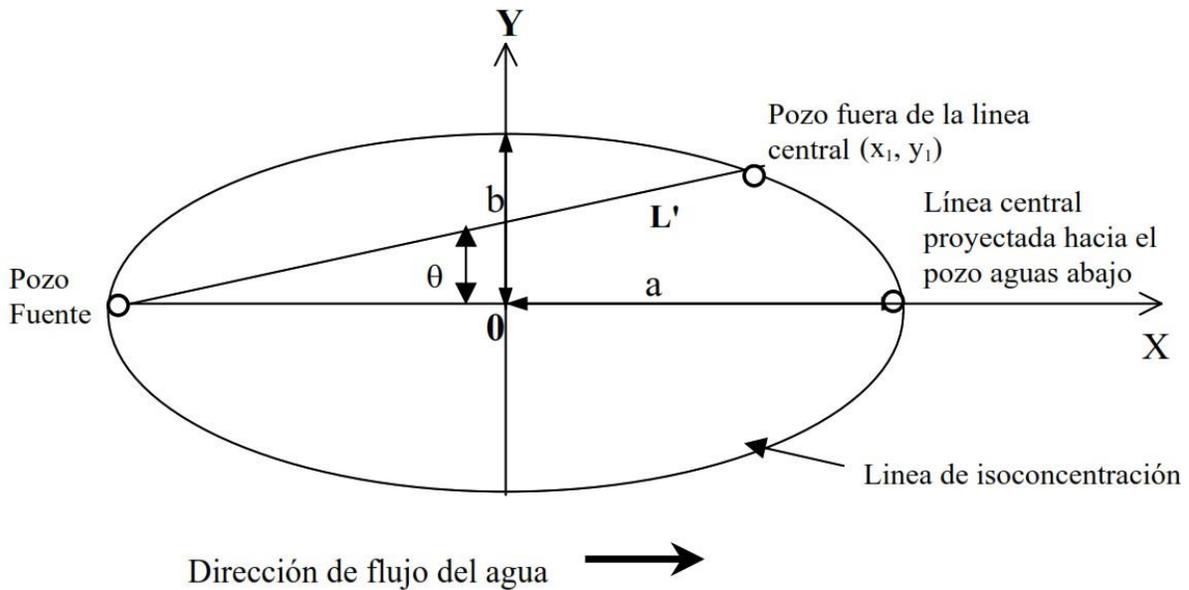


Figura No. 2 Vista plana de la geometría regular de la pluma y el sistema de monitoreo de aguas subterráneas (Tong y Rong, 2001)

- Incertidumbres con respecto al Tiempo Inicial ( $T_0$ ) de liberación y Concentración de la fuente ( $C_0$ )

Como en la mayoría de los casos de contaminación, el tiempo inicial de liberación ( $T_0$ ) y la masa descargada generalmente se desconocen. Por tanto, es difícil determinar la concentración exacta de la fuente ( $C_0$ ). Dado

que uno de los supuestos en este modelo analítico es una fuente continua, lo ideal es que el perfil de concentración temporal en el pozo de origen sea constante en el tiempo.

Sin embargo, esto no suele ser el caso. Debido a una variedad de factores tales como los cambios en los niveles de agua subterránea, la variabilidad inherente de la cuantificación ambiental, la inexactitud de la instrumentación, el error de muestreo, las condiciones ambientales del subsuelo heterogéneas y variables, etc., la concentración de contaminantes en el pozo de origen no mostrará una constante en el tiempo.

Para seleccionar una concentración de contaminante que represente mejor la concentración de la fuente durante el período de tiempo, una solución intuitiva es seleccionar una concentración promedio (es decir, la media) o mediana.

Las incertidumbres asociadas con  $T_0$  afectarían la calibración de los parámetros de entrada del modelo para predecir el tiempo de viaje de la pluma. Como indica el análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo en la sección posterior, el modelo analítico es sensible a los cambios realizados en  $T_0$ . Además, los cambios realizados en  $T_0$ , así como en la velocidad del agua subterránea ( $v$ ), desplazarían horizontalmente la gráfica de tiempo (eje x) versus concentración normalizada ( $C/C_0$ ) (eje y) para las curvas del modelo predichas y medidas en campo. Los impactos colectivos de  $T_0$  y  $v$  generarían grandes incertidumbres en la calibración de los parámetros de entrada del modelo y la predicción del tiempo de viaje de la pluma.

Este problema puede tratarse de dos maneras durante la calibración del modelo:

- (1) obtener información específica del sitio relativamente precisa con respecto al tiempo inicial de liberación (p. Ej., Tiempo de fuga del tanque subterráneo o historial de uso de contaminantes)
- (2) Utilizar un valor más conservador de la velocidad de filtración del agua subterránea (más rápido), estimado por el rango de velocidades del agua subterránea típicamente asociadas con ciertos tipos de suelo, formaciones e hidrología. Dado que en general no se dispone de información relativa o específica del sitio con respecto al momento de liberación de los contaminantes, este último enfoque es más útil y, por lo tanto, es el que se aplica en este modelo.

o *Solución de la Ecuación en 3D*

De acuerdo con Domenico (1987), la solución de la ecuación de advección/difusión para cualquier posición (x,y,z) en cualquier tiempo t se expresa con la siguiente ecuación (39):

*Ecuación 39*

$$- \operatorname{erf} \left( z - Z/2 / 2(\alpha_z x)^{1/2} \right) \}$$

Donde  $C(x,y,z,t)$  es el valor de la concentración en un punto de coordenadas  $x,y,z$  (medido desde la fuente de contaminación) en un tiempo  $t$ . esta expresión se utiliza para el caso de “condición conservativa”, es decir, se asume que la concentración de contaminante en la fuente permanece constante en el tiempo y que el mismo no se degrada.

Paralelamente, la solución de la ecuación de advección/difusión, considerando degradación del contaminante, se resume en la ecuación (40):

*Ecuación 40*

$$C(x, t) = (C_0/2) \exp \left\{ x/2\alpha_x [1 - (1 + 4\lambda\alpha_x/v)^{1/2}] \right\} \\ \operatorname{erfc} \left\{ [x - vt(1 + 4\lambda\alpha_x/v)^{1/2}] / 2(\alpha_x vt)^{1/2} \right\}$$

La ecuación (36), mostrada en la sección anterior, es un caso particular de la ecuación (40), donde se considera el movimiento del contaminante únicamente a lo largo del eje central de la pluma. El factor  $\lambda$ , corresponde con el valor numérico de la tasa de degradación (de primer orden) del contaminante y se aplica, únicamente, sobre la componente del eje  $x$ , ya que los demás son codependientes de lo que suceda en la dirección principal de flujo.

- o *Hoja de Cálculo del Modelo Analítico*

El proceso de cálculo, a través de una hoja de cálculo tipo EXCEL, consta de tres etapas principales. La primera es la captura de datos, la segunda corresponde con el proceso de cálculo mismo y la última es la presentación, en un formato “visual” de los resultados de dichos cálculos.

En la etapa de captura de datos, el usuario debe alimentar el modelo con valores numéricos asociados a las variables principales; valores que se derivan de las condiciones del medio en el lugar de estudio y el compuesto de interés.

Dadas las condiciones de frontera de la solución numérica desarrollada por Domenico, una de las condiciones principales es la definición de la fuente. Esta se define como un área rectangular, perpendicular a la dirección principal de flujo. Desde el punto de vista matemático, se considera que el contaminante “emana” a través de esta área y el origen del sistema de coordenadas se ubica en el centroide de esta área, como se muestra en la figura No. 3.

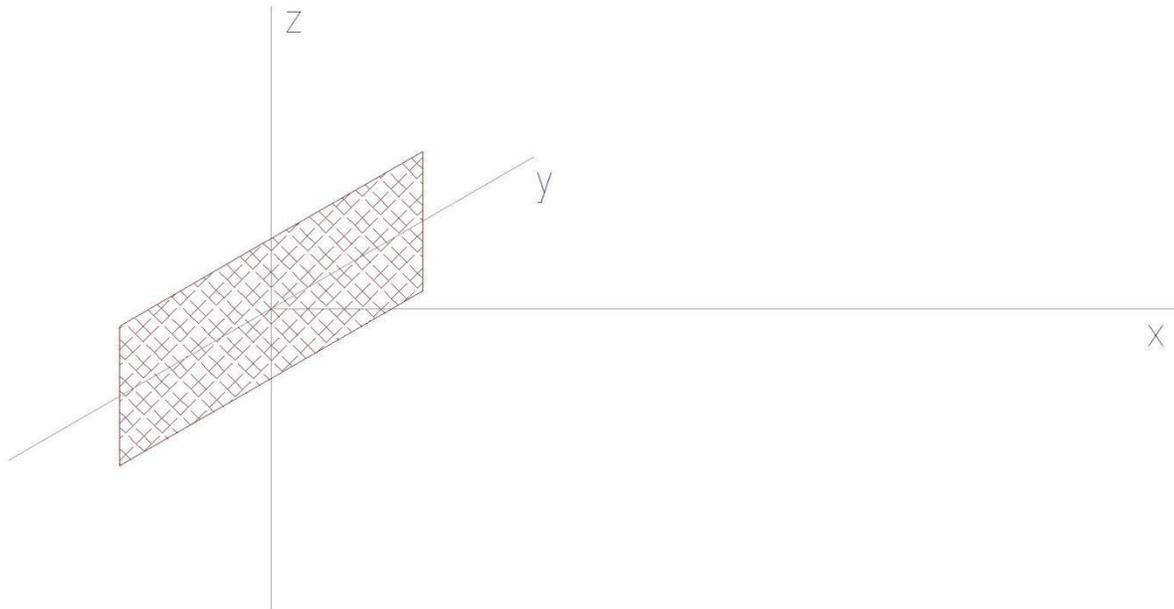


Figura No. 3 Esquema de fuente de contaminante (Área de origen)

Una vez determinado el tamaño de la fuente, se pasa a definir las condiciones de flujo a través del medio. Para esto se debe definir el tipo de suelo (de acuerdo con el sistema unificado de clasificación de suelos) del lugar bajo estudio. Una vez definida la clasificación del suelo, se procede a introducir los datos relacionados con la permeabilidad hidráulica ( $k$ ), el gradiente hidráulico del lugar ( $i$ ) y la porosidad efectiva estimada del suelo ( $n_e$ ). Con estos datos, dentro de la hoja de cálculo es posible determinar la velocidad de flujo a través de la masa de suelo, utilizando la ecuación de velocidad expresada en la sección Parámetros de Entrada del presente texto.

A continuación, se debe introducir el dato de difusividad del contaminante ( $D_x$ ) (se considera que la difusividad natural de la sustancia actúa primordialmente en la dirección principal de flujo). Con este valor se calcula la difusividad estimada para las direcciones perpendiculares  $y$  y  $z$ . Estas son función de la difusividad principal, afectados por el factor de dispersividad ( $\alpha$ ). Para el caso particular de la hoja de cálculo, se utilizaron los factores definidos por la USEPA para el cálculo de las dispersividades (ver Tabla No. 6).

Se debe introducir el factor de degradación ( $l$ ) como un parámetro de degradación de primer orden (puedo ser 0) y, por último, se debe definir el intervalo estimado de tiempo transcurrido desde el inicio de la contaminación.

Con los datos ya registrados, la hoja de cálculo realiza tres (3) cálculos iterativos y simultáneos para obtener la siguiente información:

1. Se resuelve condición de concentración relativa a lo largo del eje en la dirección principal de flujo, de acuerdo con la condición particular descrita por la ecuación (36). Adicionalmente, como consecuencia del proceso iterativo, se define la escala gráfica (longitud) para poder mostrar el perfil de concentración. Un ejemplo se muestra en la figura No. 4.

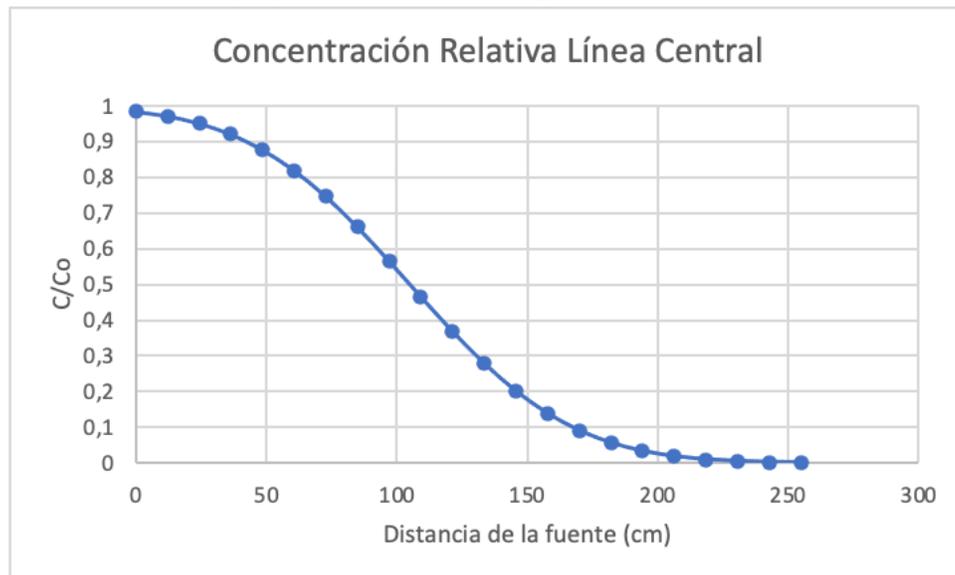


Figura No. 4 Perfil de concentración eje central, Caso sin degradación

2. Se resuelve la ecuación 5, para los casos del plano xy (considerando  $z=0$ ) y para el plano xz ( $y=0$ ). Los datos se presentan en una forma gráfica como lo muestran las figuras No. 5 y 6.

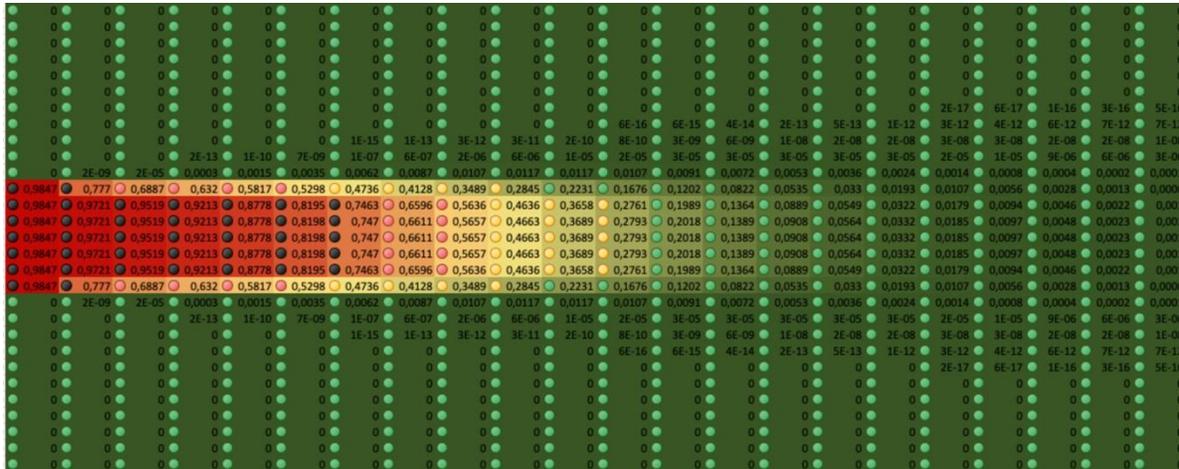


Figura No. 5 Solución Domenico-Robins, Plano xy, Caso sin degradación

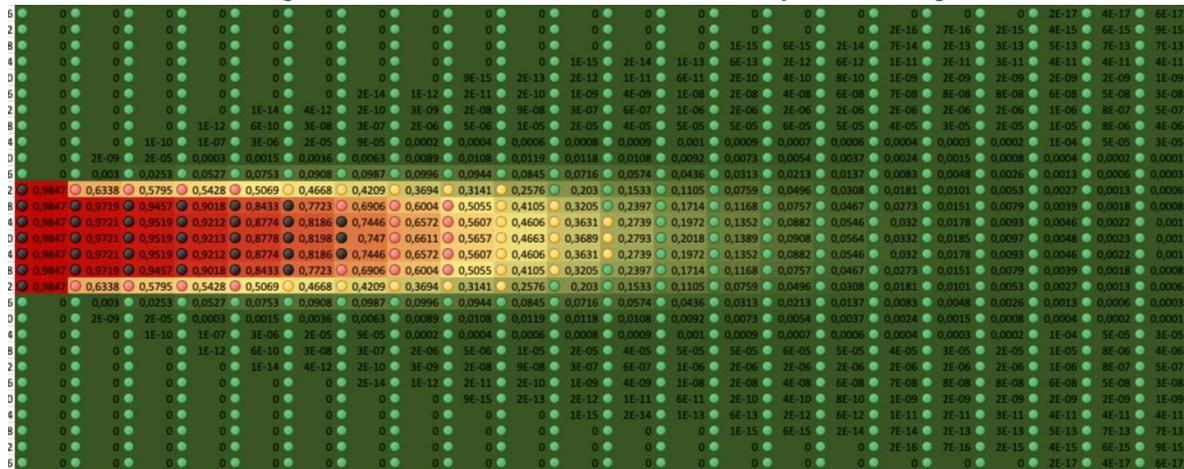


Figura No. 6 Solución Domenico-Robins, Plano xz, Caso sin degradación

- Al mismo tiempo, se realiza el cálculo de la solución de la ecuación (40), teniendo en cuenta el valor de la tasa de degradación, aplicada en el mismo período de tiempo introducido para el caso anterior. Los resultados muestran el perfil de concentración a lo largo del eje principal (eje x) y el gráfico de dispersión lateral y vertical, en la misma forma que en el segundo caso. Un ejemplo de los resultados se muestra en las siguientes figuras.

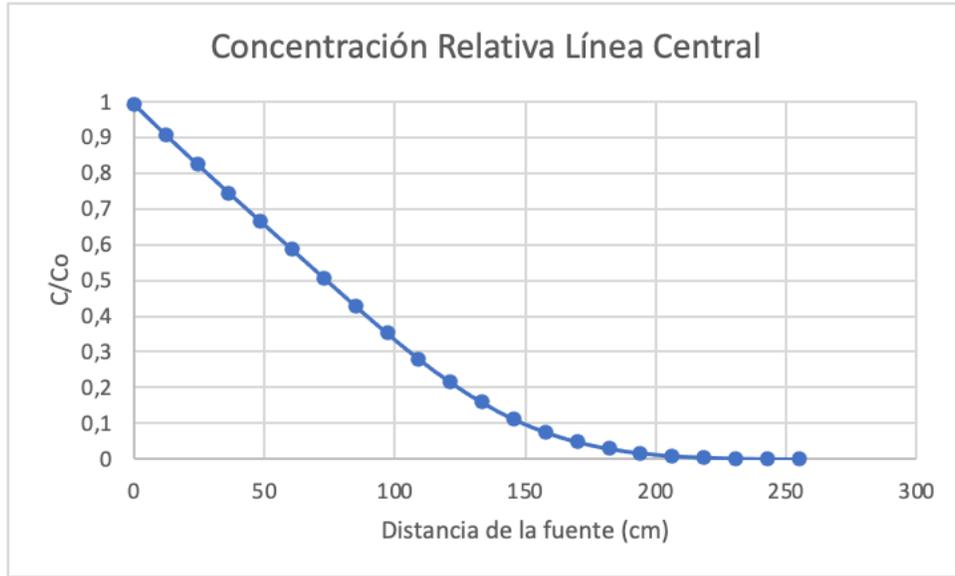


Figura No. 7 Perfil de concentración, eje principal, caso con degradación

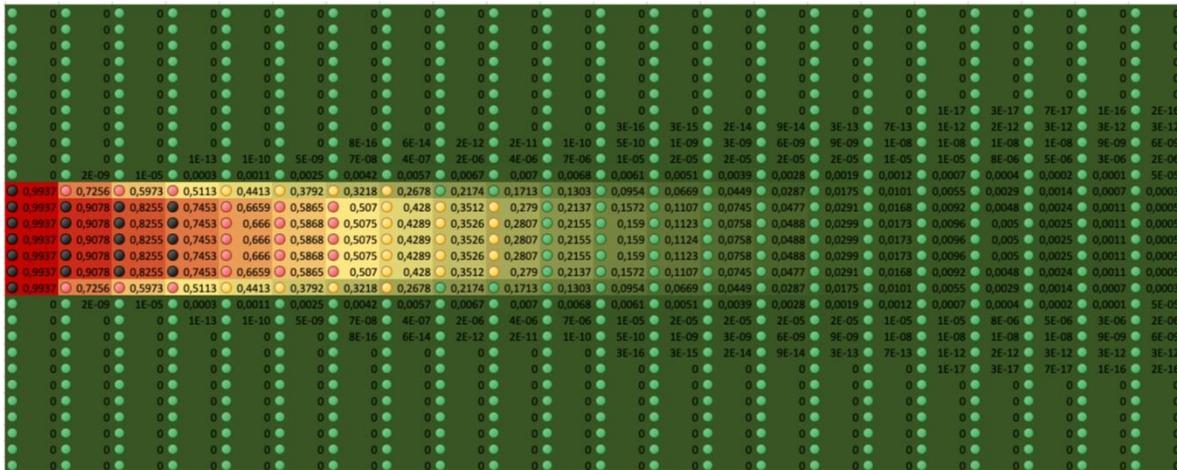


Figura No. 8 Solución Domenico-Robins, Plano xy, Caso con degradación

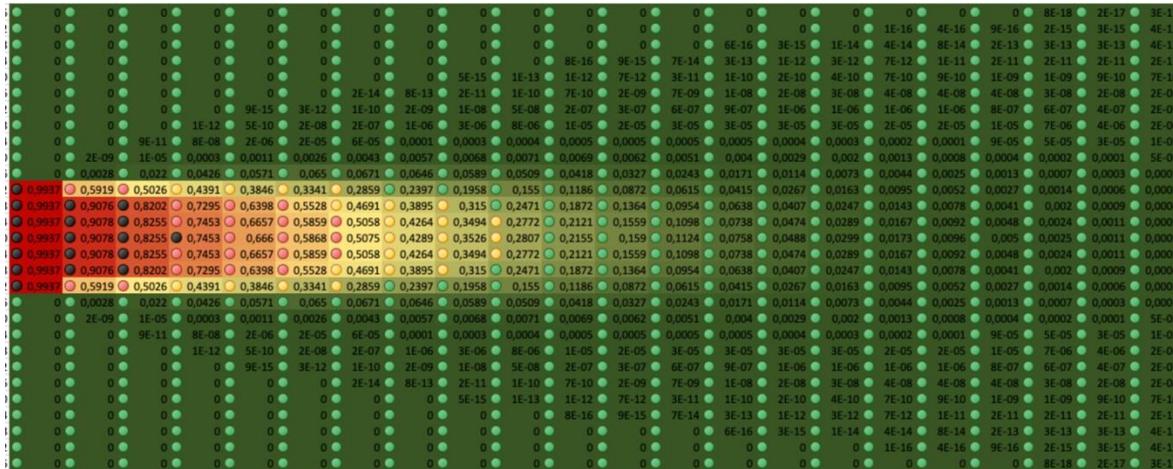


Figura No. 9 Solución Domenico-Robins, Plano xz, Caso con degradación

El modelo analítico se puede aplicar para estimar el tiempo de viaje a un receptor de contaminantes en el agua subterránea. La figura 2 muestra la configuración del modelo. La Figura 3 presenta un diagrama de flujo de la aplicación del modelo analítico. El pozo aguas abajo utilizado para calibrar el modelo debe estar aguas abajo del pozo fuente y tiene la concentración máxima menor que la concentración de fuente  $C_0$ .

Paso uno, los datos de monitoreo de aguas subterráneas proporcionan concentraciones temporales en una fuente y un pozo aguas abajo conocido  $C(T_i)$ ,  $T_i$  y  $X_1$  ( $i = 1, \dots, n$ ) donde  $C(T_i)$  = concentración en el pozo aguas abajo en el tiempo  $T_i$ ,  $X_1$  = distancia del pozo aguas abajo desde el pozo de la fuente (Figura 2).

La concentración de la fuente  $C_0$  puede seleccionarse como la concentración media o mediana del perfil de concentración temporal.  $T_0$  es el tiempo inicial de liberación de contaminantes.  $T_1$  es el momento del primer punto de datos de seguimiento utilizado para calibrar el modelo. El monitoreo de las aguas subterráneas se realiza periódicamente.

Dado que  $T_0$  generalmente se desconoce en la mayoría de los casos, también se desconocerá el  $T_1$  o el tiempo del primer punto de datos de monitoreo relativo a  $T_0$ . Sin embargo, se conoce el tiempo  $T_2, \dots, T_n$ , relativo a  $T_1$ . Por tanto, primero debe hacerse un juicio fundamentado y  $T_1$ , y  $T_2, \dots, T_n$ , están directamente relacionados con  $T_1$ .

Paso dos, el método de trigonometría de elipse se utiliza para convertir la distancia fuera de la línea central en la distancia de la línea central para la ubicación del pozo aguas abajo.

Paso tres, se grafican los datos de campo ( $T_i$  vs.  $C(T_i)/C_0$ ,  $i = 1, \dots, n$  para el pozo aguas abajo). Los datos de campo deben mostrar un patrón temporal de forma "sigmoidea".

Paso cuatro, el  $C(T_i)$  y  $T_i$  conocidos, y la concentración de la fuente seleccionada  $C_0$  se utilizan para elegir valores para los parámetros del modelo  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$ , por ensayo y error para ajustar los puntos de datos en la gráfica generados en el paso tres.

Paso cinco, los valores calibrados de los parámetros  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$  deben usarse para predecir el tiempo de viaje a un receptor a una distancia  $X$ .

El formulario de solución del modelo analítico Doménico de estado no estacionario se ha programado en una hoja de cálculo fácil de usar en Microsoft Excel. Los datos de monitoreo de aguas subterráneas de un sitio específico proporcionan  $C(T_i)$  y  $T_i$  ( $i = 1, \dots, n$ ) que están graficados ( $C(T_i)/C_0$  vs.  $T_i$ ).

Mediante el método de prueba y error, los parámetros del modelo  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$  se modifican dentro de los rangos razonables hasta que se identifica visualmente una curva de mejor ajuste a los datos del campo de distribución de concentración temporal.

Por ejemplo, los cambios realizados en  $T_1$  y la velocidad del agua subterránea ( $v$ ) desplazarían horizontalmente la gráfica de tiempo (eje  $x$ ) versus concentración normalizada ( $C/C_0$ ) para las curvas del modelo predichas y medidas de campo entre sí; los cambios realizados en  $\alpha_x$  afectarían principalmente a la extensión de la curva; y los cambios realizados en  $\lambda$  afectarían principalmente a la altura de la curva.

Después de que se establece una curva de "mejor ajuste", los valores calibrados de  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$  se utilizan para predecir el tiempo de viaje  $t$  a una distancia  $X$  aguas abajo.

(1) Recopilar datos de campo:  $X_1$ ,  $C(T_i)$ ,  $T_i$  ( $i = 1, \dots, n$ )

(2) Convierta la distancia fuera de la línea central a la distancia de la línea central para la ubicación del pozo en pendiente descendente

(3) Trace los datos de campo ( $T_i$  vs.  $C(T_i)/C_0$ ) ( $i = 1, \dots, n$ )

(4) Calibre los parámetros del modelo  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$  y encuentre la curva de mejor ajuste del modelo a los datos de campo.

- (5) Predecir el tiempo de viaje de la pluma a una distancia determinada utilizando los parámetros de modelo calibrados  $\alpha_x$ ,  $v$ ,  $\lambda$  y  $T_1$

*Figura No. 10 Diagrama de flujo del modelo analítico de hoja de cálculo de estado no estacionario de Doménico*

- *Parámetros de entrada del modelo*

### **Dispersividad ( $\alpha_x$ )**

Uno de los parámetros primarios que controlan el destino y el transporte de los contaminantes es la dispersividad del acuífero. El modelo analítico de estado no estacionario de Doménico utiliza las dispersividades longitudinal ( $\alpha_x$ ), transversal ( $\alpha_y$ ) y vertical ( $\alpha_z$ ) para describir la dispersión mecánica y la mezcla causada por la dispersión.

Se supone que la propagación de un contaminante causada por la difusión molecular es pequeña en relación con la dispersión mecánica en el movimiento del agua subterránea y se ignora en el modelo. Se han informado varios valores de dispersividad en estudios. La mayoría de los estudios existentes utilizan tradicionalmente  $\alpha_y$  y  $\alpha_z$  como una fracción de  $\alpha_x$ . Para esta relación, solo calibramos  $\alpha_x$ , que relaciona  $\alpha_y$  y  $\alpha_z$ . La Tabla 6 es un resumen de los valores de dispersividad tridimensional en la literatura.

*Tabla No. 6 Valores de dispersividad en la literatura*

Valores de dispersividad	Referencia
$\alpha_x = 0.1X$ $\alpha_y = 0,33 \alpha_x$ $\alpha_z = 0.056 \alpha_x$	Gelhar y Axness (1981)
$\alpha_x = 0.1X$ $\alpha_y = 0.1 \alpha_x$	Gelhar et al. (1992)
Valores de dispersividad	Referencia
$\alpha_z = 0.025 \alpha_x$	
$\alpha_x = 14-323$ (pies) $\alpha_y = 0.13$ $\alpha_x \alpha_z = 0.006 \alpha_x$	USEPA (1996)
$\alpha_x = 16.4$ (pies) $\alpha_y = 0.1 \alpha_x \alpha_z$ $= 0.002 \alpha_x$	Martin-Hayden and Robbins (1997)
$\alpha_x = 0.33-328$ (pies) $\alpha_y = 0.1 \alpha_x$ $\alpha_z = 0.1 \alpha_x$	AT123D (1998)

X = la distancia al pozo aguas abajo (pies),  $\alpha_x$  = la dispersividad longitudinal (pies),  $\alpha_y$  = la dispersividad transversal (pies),  $\alpha_z$  = la dispersividad vertical (pies).

### Velocidad del agua subterránea (v)

La velocidad del agua subterránea en el material geológico está controlada por la conductividad hidráulica, el gradiente hidráulico en las cercanías del área de estudio y la porosidad efectiva del material geológico. Con base en la Ley de Darcy, la velocidad promedio del agua subterránea se puede calcular usando la siguiente ecuación:

Ecuación 39

$$v = K \times \frac{dh}{dx} \times \frac{1}{n_e}$$

Donde,

v - Velocidad del agua subterránea  
(pies/día) K - Conductividad hidráulica  
(pies/día)  $dh/dx$ : gradiente hidráulico  
(pies/pies)  $n_e$  - Porosidad efectiva  
(adimensional)

El gradiente hidráulico del agua subterránea se puede determinar a partir de datos de campo. La conductividad hidráulica y la porosidad efectiva también se obtienen preferiblemente de pruebas específicas del sitio. La conductividad hidráulica y la porosidad efectiva se ven afectadas principalmente por el tamaño de grano del material geológico.

En los casos en que falten datos específicos del sitio (es decir, prueba de bombeo o prueba de tapones), para estimar la velocidad del agua subterránea, los registros de perforación litológica se pueden revisar para identificar los materiales del acuífero predominantes necesarios para estimar la conductividad hidráulica y la porosidad efectiva para que sean consistentes con el rango de valores de las referencias publicadas (véanse las Tablas 7 y 8).

*Tabla No. 7 Rango de conductividad hidráulica, pesos unitarios y porosidad efectiva para diversas clasificaciones de suelo.*

Clasificación del Suelo	Permeabilidad Hidráulica	Peso Unitario	Porosidad Efectiva
	K (cm/s)	$\gamma$ (kg/m <sup>3</sup> )	(%)
GW	$> 10^{-2}$	2000 - 2160	18,5 - 24,5
GP	$> 10^{-2}$	1840 - 2000	24,5 - 30,5
GW-GC GW-GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1920- 2160	18,5 - 27,5
GP-GC GP-GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1840- 2160	18,5 - 30,5
GM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1920- 2160	18,5 - 27,5
GC	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1840- 2080	18,5 - 30,5
SW	$> 10^{-3}$	1760 - 2080	21,5 - 33,5
SP	$> 10^{-3}$	1600 - 1920	27,5 - 39,5
SW-SC SW-SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1760 - 2000	24,5 - 33,5
SP-SC SP-SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1680 - 2000	24,5 - 36,5
SM	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1760 - 1920	27,5 - 33,5
SC	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1680 - 2000	24,5 - 36,5
ML	$10^{-3}$ a $10^{-6}$	1520 - 1920	27,5 - 42,5
CL	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1520 - 1920	27,5 - 42,5
OL	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1280 - 1600	18,5 - 27,5
MH	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1120 - 1520	42,5 - 57,5
CH	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1200 - 1680	36,5 - 54,5
OH	$10^{-6}$ a $10^{-8}$	1040 - 1600	18,5 - 27,5
PT	$10^{-4}$ a $10^{-6}$	1100	18,5 - 27,5

## REFERENCIAS

- AT123D, Reference Guide and User's Guide (Version 3.0), (1998). General Sciences Corporation, 4600 Powder Mill Road, Suite 400, Beltsville, MD 20705.
- Bouwer H (1978). Groundwater Hydrology. McGraw-Hill Book, New York, 448 pp.
- Dawson KJ and Istok JD (1991). Aquifer Testing – Design and Analysis of Pumping and Slug Tests. Lewis Publishers. Chelsea. 344 pp.
- Doménico PA and Robbins GA (1985). A new method of contaminant plume analysis. Ground Water 23(4): 476-485.
- Doménico PA (1987). An analytical model for multidimensional transport of decaying contaminant species. Journal of Hydrology 91: 49-58.

- Environmental Resolutions, Inc. (2001). Quarterly Groundwater Monitoring Report –Fourth Quarter 2000.
- Freeze RA and Cherry JA (1979). Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ 07632. 604 pp.
- Fried JJ (1975). Developments in Water Science. Groundwater Pollution: Theory, Methodology, Modeling and Practical Rules. American Elsevier, New York, 132 pp.
- Gelhar LW and Axness CL (1981). Stochastic analysis of macrodispersion in threedimensionally heterogeneous aquifers. Report H-8. Hydraulic Research Program. New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, NM 87801.
- Gelhar LW, Welty C, and Rehfeldt KR (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. Water Resources Research 28(7):1955-1974.
- Martin-Hayden JM and Robbins GA (1997). Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells. Ground Water 35(2):339-346.
- Rong Y, Wang RF, and Chou R (1998). Monte Carlo simulation for a groundwater mixing model in soil remediation of tetrachloroethylene. Journal of Soil Contamination 7(1):87-102.
- Roscoe Moss Company (1990). Handbook of Ground Water Development. John Wiley and Sons, New York. 493 pp.
- Todd DK (1980). Ground Water Hydrology. John Wiley and Sons, New York.
- Tong W and Rong Y (2001). Estimation of Methyl tert-Butyl Ether Plume Length Using the Doméxico Analytical Model. Journal of Environmental Forensics 2(3), Article No. info. 2001.0025.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), (1996). Soil screening guidance: technical background document E-25pp EPA/540/R-95/128, PB96-963502.

## **ANEXO VI. CÁLCULO DE DOSIS DE REFERENCIA CON BASE EN ESTUDIOS TOXICOLÓGICOS PUBLICADOS Y REVISADOS POR PARES.**

El análisis de riesgos es una herramienta de toma de decisiones que involucra las etapas que se muestran a continuación:

- Evaluación del riesgo para receptores del ecosistema y el análisis comparativo de los mismos. ●  
Gestión del riesgo.
- Comunicación del riesgo.

La evaluación de riesgos involucra el uso de información generada con base en la ciencia, es decir datos y observaciones basados en experimentación revisada por pares o con carácter oficial que permitan definir cuales efectos deletéreos que se pueden presentar en una población objetivo o receptor sensible luego de que se exponga a determinadas cantidades de agentes tóxicos contaminantes, así como la magnitud de sus consecuencias.

Así las cosas, en la etapa de evaluación del riesgo en el marco del análisis de riesgos, se hace necesario tener un patrón o criterio contra el cual comparar, llámese este Índice Genérico Basado en Riesgo (IGBR), Screening Level (SL) o valor de referencia en una connotación más general.

Usualmente estos IGBR se encuentran publicados por autoridades ambientales de orden internacional tales como US EPA y se toman como referencia, sin embargo, a veces se pueden presentar situaciones en que no se encuentran los IGBR para sustancias no tan comunes en el contexto de la realidad de contaminación de los países de referencia.

En estos casos, se puede hacer uso de las herramientas técnicas toxicológicas para establecer este IGBR, para lo cual se deben tener en cuenta ciertas cuestiones de importancia tales como el modelo conceptual y las vías de exposición, situación extensible a todo el análisis de riesgo.

#### ● **Modelo conceptual**

La elaboración de un modelo conceptual de la relación entre el receptor y los diferentes componentes medioambientales facilita la comprensión del problema a abordar.

Al recrear en un diagrama con un nivel de abstracción suficiente que permita simplificar las relaciones de los conceptos del problema, se puede por un lado identificar cada uno de los componentes del escenario de exposición y por el otro, al contemplar de manera global el problema se puede incluir variables no consideradas hasta el momento, pero importantes o excluir variables que no tienen un impacto significativo sobre la resolución del problema abordado.

Para este caso particular se debe mostrar las condiciones ambientales y mecanismos de transporte involucrados en la liberación eventual de los compuestos de interés y contaminación posterior de diferentes matrices, además de considerar en correspondencia con sus características fisicoquímicas, cuáles son las vías de exposición predominantes para un receptor particular.

#### ● **Vías de exposición**

Se define la exposición, En el contexto toxicológico, como el contacto de una sustancia química con los límites exteriores del cuerpo y en ese sentido, depende de las propiedades físicas y químicas de la sustancia que esta se absorba o no y en qué medida.

Dentro de las vías de exposición, se tienen las vías mayoritarias entendidas como las más comunes o extensas en función de su interacción con los componentes medioambientales y sus posibles contaminantes, estas son la vía oral o digestiva, la vía inhalatoria y la vía dérmica.

Aunque básicamente el mecanismo de transporte del agente tóxico o xenobiótico es el mismo en el entendimiento de que este se da por la migración de estas sustancias a través de la membrana celular en función, generalmente, de un gradiente de concentración, hay variables propias de cada vía que hacen que unas sean más eficientes que otras.

En este orden de ideas, entonces es fundamental conocer en extenso cual va a ser el comportamiento probable de los contaminantes y como podría entrar al organismo receptor más sensible usado en el contexto del ecosistema urbano.

#### • Estudios toxicológicos

Para un gran número de sustancias químicas tanto de origen antropogénico como de origen natural, se han realizado estudios toxicológicos, los cuales han sido publicados en ambientes científicos, revisado por pares y tomado como punto de partida para la derivación de dosis de referencia toxicológica.

Es importante resaltar en este punto que para los fines de este anexo técnico se hará únicamente alusión a los efectos sistémicos de la toxicidad de las sustancias de interés, mas no se hará alusión a los efectos cancerígenos ya que es evidente que si la sustancia ha sido catalogada como cancerígena, inexorablemente esta clasificación se hizo sobre estudios toxicológicos publicados y usados para establecer un riesgo objetivo y el consecuente IGBR.

A continuación, se hace referencia a algunos conceptos toxicológicos para enmarcar el actuar del usuario en la estimación o cálculo de RfD o RfC en los casos en los que esta autoridad ambiental lo considere pertinente.

- THQ (Target Hazard Quotient) o coeficiente de peligrosidad está definido como la relación o cociente entre la exposición potencial a una sustancia y el nivel al cual se considera que no hay efectos adversos, así entonces, un THQ mayor que uno se puede interpretar como una posibilidad aumentada en la presentación de un efecto adverso determinado, mientras que un THQ menor que uno implica un escenario de protección del receptor expuesto a la misma sustancia.
- TR (Target Risk) o riesgo objetivo es una medida que permite estimar la dosis asociada con un nivel de riesgo específico, por ejemplo, un TR de  $1 \times 10^{-6}$  significa que a ese nivel, se incrementa un caso de cáncer entre un millón por exposición a una determinada sustancia a lo largo de toda la vida. Para algunas sustancias o por decisión de la autoridad competente, en ocasiones no se maneja un riesgo objetivo de uno en un millón sino de uno en cien mil o en diez mil.

- RfDo (Oral Reference Dose) o Dosis de Referencia Oral se entiende como un punto de referencia indicador de efectos potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada, de manera general una dosis inferior al RfD no es plausible asociarla a efectos adversos para la salud, en caso contrario donde la dosis excede el RfD, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta, no obstante este caso no debe tener un pronunciamiento categórico prohibitivo, por tal razón se habla de riesgo aceptable o riesgo no aceptable.
- RfC (Reference Concentration) o concentración de referencia es la cantidad de una sustancia expresada en mg/m<sup>3</sup> de aire homologa de la dosis de referencia aguda o RfD y se entiende como un punto de referencia indicador de efectos potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada a través de la vía inhalatoria, de manera general una dosis inferior al RfC no es plausible asociarla a efectos adversos para la salud, en caso contrario donde la dosis excede el RfC, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta, no obstante este caso no debe tener un pronunciamiento categórico prohibitivo, por tal razón se habla de riesgo aceptable o riesgo no aceptable.

Con base en lo anterior, es plausible que algunas de las sustancias medidas en campo no cuenten con un IGBR establecido por alguna entidad de referencia y el usuario se vea abocado a calcular el mismo, para lo cual se recomienda desde el punto de vista técnico, seguir los siguientes pasos.

• **Retrocálculo para estimación de dosis de referencia**

1. Evaluar y concluir sobre cuál es la vía de exposición que va a tener el receptor expuesto en el escenario, de esta manera se identifica si la vía de exposición es oral, dérmica o inhalatoria.
2. Una vez identificada la vía de exposición, hacer una búsqueda sistemática de estudios de base toxicológica donde se usen modelos de exposición ya sea animal o humano, donde se concluya cual es la Dosis a la cual no se encontró un efecto o la dosis a la cual no se encuentra un efecto adverso. (NOEL o NOAEL). (tipo de estudio más deseable)

A continuación, se muestra en un cuadro las entidades y organismos en los cuales se puede hacer la búsqueda de la información.

- OMS Organización Mundial de la Salud
- HEASTHealth Effects Assessment Summary Tables
- EPA Environmental Protection Agency
- PPRTVProvisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund
- AEMA Agencia Europea del Medio Ambiente
- IRIS Integrated Risk Information System

- CICADS Concise International Chemical Assessment Documents
  - OPP Office of Pesticide Programs
  - EHC Environmental Health Criteria
  - CDC Centers for Disease Control and Prevention
  - HSG Health Safety Guides
  - ASTDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry
  - IPCS International Programme on Chemical Safety
  - CTE Centro Temático Europeo
  - IARC International Agency on Research in Cancer
  - CNR Centro de Referencia Nacional
  - JMPR Joint Meeting for Pesticide Residues
  - PFN Puntos Focales Nacionales
  - JECFA Joint Meeting for Food Additives
3. En caso de que los estudios evaluados no sean lo suficientemente sensibles, identificar la dosis más baja a la que se encuentra un efecto o la dosis más baja a la que se encuentra un efecto adverso (LOEL o LOAEL). (tipo de estudio menos sensible)
  4. Es importante tener en cuenta que el NOAEL, NOEL, LOEL o LOAEL deben corresponder a la vía de exposición que se pretende extrapolar, es decir, si se requiere determinar un IGBR por exposición vía oral a la sustancia X, el estudio a contemplar como base de cálculo debe tener conclusiones basadas en exposición vía oral.
  5. Los estudios para tener en cuenta para la derivación de una dosis de referencia deben ser estudios crónicos.

A continuación, se muestra a manera de ejemplo el paso a paso para la estimación de un RfD para la sustancia TELODRIN:

La base del estudio toxicológico usado para la derivación del RfD del TELODRIN fue encontrada en línea en la revista científica Toxicology and Applied Pharmacology llamado Toxicity of telodrin (es de gran importancia notar que para cada sustancia de interés se debe realizar la búsqueda de literatura científica en fuentes confiables y asegurar la trazabilidad de dicha información a la autoridad ambiental).

Según el citado estudio, la exposición a TELODRIN en el modelo de experimentación Perro Scottish Terrier presenta una dosis a la cual no se presenta un efecto adverso NOAEL de 0.025mg/kg de peso corporal por administración vía oral por alimentación con sonda.

Partiendo del NOAEL calculado para modelo perro, se debe aplicar factores de seguridad para la extrapolación de especie canina a especie humana y luego de especie humana a población general. Estos

factores de seguridad tienen una base toxicodinámica y toxicocinética y por convención internacional se han aproximado a un valor de 10.

Así las cosas:

$$NOAEL \times \frac{1}{10} \times \frac{1}{10} = RfD$$

Donde

NOAEL es el valor de referencia toxicológica encontrado en literatura

---

<sup>8</sup> Alastair N. Worden,  
Toxicity of telodrin,  
Toxicology and Applied Pharmacology, Volume 14, Issue 3, 1969, Pages 556-573, ISSN 0041-008X, [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(69\)90015-5](https://doi.org/10.1016/0041-008X(69)90015-5).  
(<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0041008X69900155>)

$$\frac{1}{10} = \text{Factor de seguridad para extrapolación de perro a humano}$$

$$\frac{1}{10} = \text{Factor de seguridad para extrapolación de humano a población general}$$

Reemplazando en la ecuación;  $NOAEL \times \frac{1}{10} \times \frac{1}{10} = RfD$

$$0.025 \frac{mg}{kg-pc} \times \frac{1}{10} \times \frac{1}{10} = 2.5E^{-4} \frac{mg}{kg-pc}$$

Obteniendo entonces que el RfD para TELODRIN para humanos, derivado de un estudio toxicológico en modelo animal es de 2.5E-04 mg/kg-pc.

Una vez definida la variable toxicológica rectora de la estimación del IGBR, se hace el siguiente análisis.

Para la definición de un escenario de exposición a determinada sustancia se puede empezar por describir que es lo que sucede en dicho escenario. Es decir, luego de la exposición bajo ciertas condiciones a un contaminante presente en el suelo se da una dosis o cantidad de esa sustancia absorbida por el receptor.

Si la exposición es crónica, se entraría a definir cuál es la dosis crónica recibida por el receptor, la cual estaría definida como una función de la concentración del contaminante en el medio (C) al que el receptor se expone a una tasa de ingreso por alguna de las vías de exposición por día (IR) un número de días al año (EF) a lo largo de toda su vida (ED) en relación con su peso corporal (BW) y del número de días que dura la exposición total (AT).

El algoritmo que define entonces esta descripción sería el siguiente:

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Donde:

- CDI: Chronic Daily Intake o dosis crónica del contaminante (mg/kg-día)
- C o IGBR: Concentración del contaminante en la matriz medioambiental (mg/kg) □ IR: Ingestion rate o tasa de ingestión o ingreso al organismo (g/día para vía oral) □ EF: Exposure Frequency o frecuencia de la exposición (días/año).
- ED: Exposure Duration o duración de la exposición (años). □ BW: Body Weight o peso corporal (kg)
- AT: Average Time o tiempo promedio es el número de días que dura la exposición a lo largo de la vida y es el producto de ED\*365 (días).<sup>9</sup>

Otra definición para involucrar dentro de la mecánica de la evaluación de riesgo es el concepto de riesgo mismo; este se define como una probabilidad de que un evento o desenlace adverso ocurra por exposición a una sustancia, usualmente, para efecto cáncer, se expresa en número de casos por cada millón de habitantes y para efecto diferente a cáncer, como el cociente objetivo del peligro que dependiendo de si es mayor o menor que la unidad, el riesgo aumenta o disminuye.

Para ejemplo de la muestra de cálculo, se considera el riesgo como el producto del factor de pendiente para cáncer y la dosis recibida así:

$$Riesgo = CDI * RfD^{-1}$$

Donde RfD es Dosis de Referencia y tiene unidades de mg/kg-día

Para el caso de riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas

- Dedución de la ecuación para el cálculo del riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas.

Para el caso específico del cálculo de riesgo no cancerígeno, el riesgo se calcularía como se muestra a continuación.

Si

$$Riesgo = CDI * RfD^{-1}$$

y

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Entonces

$$Riesgo = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT} * RfD^{-1}$$

O lo que es lo mismo

$$\frac{Riesgo * BW * AT}{RfD^{-1} * IR * EF * ED} = C \text{ o IGBR}$$

9 Para propósitos de análisis dimensional, en ocasiones, dependiendo de las unidades de concentración se hace necesario hacer conversiones de unidades de manera que el CDI siempre tenga unidades de mg/kg-día.

Ahora bien, aplicando la ecuación anterior al caso del TELODRIN, se obtiene

$$\frac{1 * 65kg * 9490 \text{ dias}}{\left(2.5E^{-4} \frac{mg}{kg * dia}\right)^{-1} * 100 \frac{mg}{dia} * 350 \frac{dias}{año} * 26 \text{ años}} = C \text{ o IGBR}$$

Dando como resultado

$$IGBR = 1.7E^{-4} \frac{mg}{kg}$$

## ANEXO VII. ASPECTOS GENERALES SOBRE LOS PCB

Desde que los bifenilos policlorados o PCB empezaron a sintetizarse industrialmente en la década de los 30 hasta el inicio de su prohibición en los años 70, la presencia de estas sustancias en el medio ambiente se ha convertido paulatina y progresivamente en un problema de interés que afecta tanto al ambiente natural y ecosistema como la salud humana. (Environmental Protection Agency, 2018).

Existen muchos estudios científicos publicados y revisados por pares donde se muestran, por un lado, poblaciones expuestas ocupacionalmente vía inhalatoria o dérmica a diferentes PCB y por otro lado a poblaciones expuestas a estas sustancias a través de los alimentos.

En vista de lo anterior, se puede inferir que el modelo de exposición de la población general difiere sustancialmente de los que permiten ver los diseños de estos estudios ya que la exposición real a mezclas heterogéneas derivadas de la contaminación por los productos comerciales es más compleja debido a los fenómenos de bioacumulación, transformación y transporte.

Por otro lado, la razón por la cual la población general se expone a mezclas de PCB diferentes a las mezclas conocidas como araclores, es que debido a las características fisicoquímicas de los PCB y dependiendo del grado de clorinación y coeficiente de partición, entre otras variables, algunos de estos congéneres se encontrarán principalmente en sedimentos, otros se volatilizarán más y viajarán grandes distancias en el aire o se solubilizaron en agua ocasionando una distribución composicional muy diferente de las mezclas originales.

De estas variables descritas en el párrafo anterior, el grado de clorinación que de manera general hace referencia simplemente al número de cloros que tiene la molécula, también puede cambiar con el tiempo. Generalmente la transformación química de los congéneres de PCB hace referencia a la eliminación de cloros, lo que ocurre, entre otras causas, por intermediación bacteriana y fotólisis o acción de la luz solar, sin embargo hay que tener en cuenta que esta transformación química no necesariamente involucra una detoxificación del medio ya que al darse el proceso de dechlorinación o eliminación de los átomos de cloro de los congéneres altamente clorados, se puede dar lugar a la aparición de congéneres cancerígenos.

Por otro lado, estas sustancias tienden a bioacumularse o acumularse en los organismos vivos, esto se debe a que son muy solubles en grasa acumulándose en peces y otros animales ya que el mecanismo de metabolismo y eliminación es más lento que el de absorción. Los congéneres que mayor grado de bioacumulación tienen son los que mayor número de cloros tienen.

### • Clasificación de los PCB

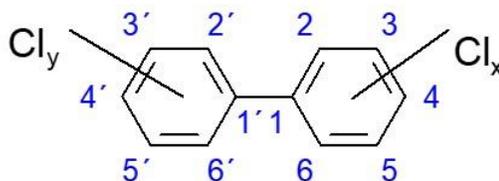
La clasificación de los bifenilos policlorados es muy compleja que en esta familia de moléculas existen 209 congéneres o moléculas similares estructuralmente que difieren en el número de cloros, su posición, planaridad y otras características espaciales.

En muchas publicaciones se trata de simplificar su denominación a algo binario, es decir, PCB de alto o bajo grado de clorinación, PCB no orto y orto (haciendo alusión a la posición de sus cloros entre ellos), PCB planares y no planares, PCB similares a dioxinas y no similares a dioxinas, entre otras denominaciones.

Actualmente, la tendencia en la clasificación de estas moléculas se basa en la asignación específica de una identidad al congénere como por ejemplo, PCB 118, agrupamiento de pequeños números de congéneres, tal como el caso de los estudios evaluados en Colombia según las recomendaciones del convenio de Estocolmo (congéneres 28,52, 101, 138, 153 y 180) y que será la forma de evaluarlos en este documento y grupos grandes de congéneres como los similares a dioxinas y no similares a dioxinas. (WHO Regional Office for Europe, 2018).

Es de tener en cuenta que, dado que la exposición humana siempre se da a mezclas de congéneres de PCB, la forma de evaluarlos debe ser similar.

Para entender un poco más de los aspectos químicos que hace que los PCB tengan las características de persistencia y toxicidad que se les atribuye, es necesario visualizar la estructura química general de estas moléculas.



Esta es la representación general de una molécula de bifenilo policlorado donde uno o más átomos de cloro pueden ocupar los carbonos numerados del 1 al 6 dando lugar a 209 moléculas diferentes que son conocidas como congéneres del PCB.

Según el grado de clorinación, los PCB pueden ser referenciados como homólogos; esto es los tricloro bifenilos o los tetracloro bifenilos. El sistema de numeración que se muestra en la figura también asigna denominaciones a los PCB para su clasificación dependiendo de los átomos de carbono que se sustituyan,

por ejemplo, las posiciones 2, 2', 6 y 6' son conocidas como posiciones "orto", las posiciones 3, 3', 5 y 5' son conocidas como las posiciones "meta" y las posiciones 4 y 4' son conocidas como "para".

Por otro lado, los PCB pueden denominarse coplanares y no coplanares dependiendo de si los dos anillos bencénicos se encuentran en el mismo plano o en una posición de un Angulo de 90 grados uno respecto al otro.

- **Propiedades químicas relevantes de los PCB y nombres comerciales de los mismos, producción y usos**

Como se nombró antes, los PCB generalmente no se presentan solos en el medio ambiente sino como una mezcla, esto deriva de que su comercialización no se hizo individualmente sino como una mezcla normalmente conocida como arocloros. Estos arocloros se identifican con un número de cuatro dígitos en el cual se indica con los dos primeros números el tipo de mezcla que se tiene y con los dos últimos dígitos, el porcentaje aproximado de ellos que se encuentran sustituyendo la molécula; de esa manera, por ejemplo, el aroclor 1242 es una mezcla compuesta por varios congéneres que van desde los mono clorinados a los heptaclorinados con un contenido promedio del 42% de cloro. (Hutzinger O., 1983)

Los nombres comerciales para las mezclas de PCB fabricadas en diferentes países son Clophen en Alemania, Fenclor en Italia, Kanechlor en Japón y Fenoclor en Francia, en Colombia las conocemos con el nombre simple de aroclor.

Antes de que los PCB fueran prohibidos por los problemas medioambientales asociados a su uso además de los efectos negativos que tenían sobre la salud pública, estos se produjeron masivamente en Estados Unidos entre las décadas de los 1920 y 1970 bajo los nombres comerciales de aroclor, askarel y therminol llegando hasta un pico de 39 millones de toneladas anuales en su última década de producción.

Para 1974, Monsanto, la principal manufacturera de este producto a nivel mundial, produjo algo más de 18 millones de kilogramos de mezclas de arocloros. Del total de las ventas de USA para ese año, los arocloros que se vendieron fueron aroclor 1016 en un 64%, arocloros 1242 y 1254 en un 17,9% cada uno y aroclor 1221 en un 0.1%.

Se estima que la producción acumulativa entre las décadas de 1930 y 1970 en USA en millones de kilogramos fue de 635, se importaron 1.4, 568 vendidas dentro del país y 150 se exportaron. (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2018)

Antes de 1974, el uso que se le daba a los PCB abarcaba desde los conocidos en los transformadores y capacitores, líquidos para transferencia de calor, retardantes de llama, tintas, pinturas, aditivos para plaguicidas, entre otros.

A continuación, se muestran algunos de los usos principales que se le dieron a los diferentes arocloros más populares.

*Tabla No. 1 Principales que se le dieron a los diferentes arocloros*

USO	CÓDIGO DE AROCLOR								
	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Capacitores	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Transformadores				1		1	1		
Transferencia de calor				1					
Fluidos hidráulicos			1	1	1	1	1		
Bombas de vacío					1	1			
Cauchos		1	1	1	1				1
Resinas sintéticas					1	1	1	1	1
Adhesivos		1	1	1	1	1			
Aditivos para ceras				1		1			1
Agentes desempolvantes						1	1		
Tintas						1			
Aditivos para plaguicidas						1			

*Tabla adaptada por el autor de (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2018)*

Como puede observarse, el amplio uso que se le dio a las mezclas de PCB llevó a estos últimos a escenarios cotidianos que expusieron a la población general a sus efectos deletéreos, los cuales, dado que se presentan generalmente de forma crónica, pasaron desapercibidos en un estado subclínico por muchos años. Este mecanismo de daño lento, en parte se debe a algunas de las características propias de la molécula.

Dentro de las propiedades fisicoquímicas más relevantes y que tienen un impacto directo sobre la toxicidad de estas sustancias se encuentran la presión de vapor y el coeficiente de partición octanol-agua; la primera

constante hace referencia a que tan volátil o que tan fácilmente se evapora una sustancia y la segunda a que tan fácilmente la sustancia se disuelve en grasa.

Así es que entonces la constante de presión de vapor permite conocer, por ejemplo, de la mezcla compleja de PCB presentes originalmente en un arador o de una mezcla compleja presente en el medio ambiente, cuales PCB podrían estar en la atmosfera dada su volatilidad.

Por otro lado, el coeficiente de partición octanol-agua, como se había dicho es una medida de la lipofilidad de una sustancia, esto quiere decir que este valor da una idea de que tan afín es o que tan fácilmente se acumula el PCB o mezcla de PCB en el tejido adiposo, dato que a su vez nos habla de si hay mayor probabilidad de bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica con el subsecuente aumento del riesgo de exposición a estas sustancias a través de la dieta. En todo caso, se considera que un coeficiente de partición octanol/agua mayor a 3 implica un gran poder de bioacumulación.

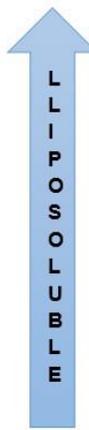
A continuación, se va a mostrar en una tabla el comportamiento de los PCB dependientes de su grado de clorinación con respecto a las variables de coeficiente de partición y presión de vapor.

Tabla 1: Propiedades fisicoquímicas generales de los PCB en función de su lipofilidad y capacidad de volatilización Adaptado por el autor, tomado de (International Agency for Research on Cancer (IARC), 2016)

Descriptor del congénere	Numero BZ	LogK <sub>ow</sub>	Presión de vapor (atm 25°C)
<u>Monosustituidos</u>	PCB-1 a PCB3	4,46 a 4,69	
<u>Disustituidos</u>	PCB-4 a PCB-15	4,65 a 5,30	1,3E-08 a 1,5E-06
<u>Trisustituidos</u>	PCB-16 a PCB-39	5,02 a 5,89	1,5E-07 a 1,5E-06
<u>Tetrasustituidos</u>	PCB-40 a PCB-81	5,21 a 6,48	5,2E-09 a 1,2E-06
<u>Pentasustituidos</u>	PCB-82 a PCB-127	5,71 a 6,95	8,6E-09 a 1,7E-07
<u>Hexasustituidos</u>	PCB-128 a PCB-169	6,22 a 7,42	7,9E-10 a 4,4E-08
<u>Heptasustituidos</u>	PCB-170 a PCB-193	6,69 a 7,71	1,30E-09
<u>Octasustituidos</u>	PCB-194 a PCB-205	7,20 a 8,00	-
<u>Nonasustituidos</u>	PCB-206 - PCB-208	7,74 a 8,09	-
<u>Decasustituidos</u>	PCB-209	8,18	-



VOLATIL



LIPOSOLUBLE

Ilustración 1: Grafica de relación del grado de clorinación de los PCB con relación a su lipofilidad.



*Adaptado por el autor, tomado de (International Agency for Research on Cancer (IARC), 2016)*

Como puede observarse, a medida que aumenta el número de cloros, también aumenta el coeficiente de partición y por ende la habilidad que tiene la molécula para depositarse en grasa y permanecer en un organismo vivo, en detrimento de su capacidad de volatilizarse.

En otras palabras, en tejido adiposo de organismos vivos tanto humanos como no humanos, existe más probabilidad de encontrar PCB polisustituidos que monosustituidos y en adición, existe mayor probabilidad de encontrar PCB con baja sustitución en el aire que en otros compartimentos medioambientales.

Este comportamiento justificado bajo el entendimiento de estas dos constantes fisicoquímicas permite conocer también el comportamiento y movimiento de los PCB a nivel global, siendo los monosustituidos los que permanezcan en la atmosfera, los PCB di a tetrasustituidos migran lentamente a los polos por mecanismos sucesivos de evaporación y deposición en dirección del viento, los penta a octasustituidos permanecen en latitudes medias y los nona a decasustituidos permanecen cerca a la fuente de emisión. (Frank & Mackay, 1996).

Según la anterior clasificación general, los congéneres 28,52, 101, 138, 153 y 180 que se encuentran en el rango desde los trisustituidos hasta los heptasustituidos y que fueron seleccionados como indicadores en el convenio de Estocolmo por su persistencia y presencia en matrices ambientales y biológicas, deberían y de hecho lo son, seleccionados como biomarcadores de exposición en varios estudios desarrollados en

el país en articulación conjunta del Ministerios de Ambiente y Desarrollo Territorial con otras entidades gubernamentales.

- **Relevancia de los PCB en la salud ambiental**

Es sabido tanto por observaciones hechas en animales de laboratorio como en humanos expuestos accidental u ocupacionalmente que los PCB tienen serios efectos negativos para la salud de quienes se exponen a estas sustancias, presentándose alteraciones en el funcionamiento de sistemas tales como el hepático, endocrino, inmunológico, neurológico y presentando efectos negativos también en la piel y a nivel ocular, efectos que se describirán más adelante. (GIDEON LETZ, 1983) (Ahlborg & Hanberg, 2018).

Para entender el efecto negativo que los PCB traen para la salud, se debe hacer una introducción al cómo estos ingresan al organismo y siguen una ruta que va desde la exposición, pasando por la absorción, distribución a diferentes tejidos, metabolismo y excreción.

Absorción: la absorción de bifenilos policlorados se estudió en un grupo de infantes en Suiza donde se le midió cuantificando su presencia en leche materna y luego cuantificando en heces del infante a las 48 horas de la exposición. De los 56 congéneres que se cuantificaron en leche materna, se encontró que los tetracloro a octacloro sustituidos se absorbieron en un 100% mientras que los trisustituidos se absorbieron entre un 60 y 98% (P. Dahl, 1995).

Por otro lado, se midió la absorción gastrointestinal de 10 congéneres presentes en comida usando una aproximación de balance de masas en siete individuos entre los 24 a 81 años. Se definió la absorción neta como la diferencia entre la cantidad de congéneres absorbidos y los excretados encontrando absorción casi completa en los congéneres PCB-28, PCB-52, PCB-77, PCB-101 y PCB-126.

Para los PCB-105, PCB-138, PCB-153 y PCB-180 la absorción fue superior al 60% y para el PCB-202 la absorción fue menor al 52%. (Martin Schlummer, 1998).

En otros modelos experimentales se ha evidenciado la absorción vía oral, específicamente en ratas donde se hizo la estimación de absorción gastrointestinal por balance entre la cantidad de PCB administrados en la dieta y los excretados en heces encontrándose una absorción superior al 90% para los congéneres mono a Hexa sustituidos testeados. (P. W. Albro, 1972).

La absorción vía inhalatoria en humanos se observa de manera indirecta en estudios poblacionales de personal expuesto ocupacionalmente a ambientes contaminados con estas sustancias ya que se han detectado en sus fluidos corporales. Para la evaluación de exposición de los receptores que se elucidaran en este documento se asumirá una absorción del 100% por relación estructura-reactividad y datos en

modelos animales, en ausencia de datos experimentales en humanos. (Wolff, 1985) (Mary S. Wolff, 1922) (Liebl & Schettgen, 2004).

La absorción de PCB vía dérmica se ha evidenciado indirectamente en una población de trabajadores de transformadores eléctricos. (Wolff, 1985) mientras que en una población de monos Rhesus expuestos a aroclor 1242 y 1254 radiomarcados formulados en aceite mineral muestran una absorción del 20.4 y 20.8% respectivamente por medición del remanente en orina y heces luego de 30 días de la administración dérmica (Ronald C. Wester, 2009).

Distribución: la distribución de los PCB depende de su estructura y sus características fisicoquímicas asociadas a cada uno de los congéneres además de su dosis. Aunque no hay estudios disponibles para determinar la distribución de estas sustancias en humanos, existe información sobre la presencia de estas moléculas en fluidos corporales luego de exposiciones ocupacionales o alimentarias, da una idea de su distribución favoreciendo su disposición en tejidos con alto contenido graso, tal como sucede con la leche materna. (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2018).

En estudios realizados para medir la capacidad de migración de los PCB a través de la placenta se hicieron los perfiles de congéneres para sangre materna, sangre del cordón umbilical y placenta en mujeres en Japón. Se encontró que la relación entre las concentraciones de algunos congéneres de PCB en sangre materna y sangre del cordón umbilical es más alta, alcanzando una relación de 0.3. se concluyó que los PCB son capaces de atravesar la barrera placentaria y alcanzan entre el 25 y 50% de concentración en el cordón umbilical con relación a la sangre periférica de la materna. (Tsukimori & Morokuma, 2013).

Otro estudio realizado en 360 niños de segundo año escolar realizado en Alemania en el año 1995 encontró una relación dosis dependiente significativa entre el tiempo de amamantamiento y la presencia de PCB en sangre. Se concluye que la presencia de PCB en sangre en niños amamantados por 12 semanas o más, dobla la concentración de estas mismas sustancias en la sangre de los niños amamantados pro menos tiempo. (KARMAUS & DeKONING, 2001).

En 107 muestras de tejido cerebral humanos se midieron diferentes congéneres de PCB, los PCB 138, 153 y 180 fueron los más comúnmente encontrados en las muestras analizadas y el PCB 95 se encontró en muestras de tejido cerebral de personas que habían sufrido algún tipo de desorden del desarrollo neuronal en comparación con individuos típicos. (Mitchell & Woods, 2012).

Varios experimentos llevados a cabo en modelos animales incluyendo primates no humanos muestran que tras una dosis oral del PCB individual o en mezcla se presenta una elevación de la concentración de estas sustancias en suero e hígado, posteriormente, se disminuye la concentración en hígado mientras que se empieza a elevar casi en la misma proporción la concentración en tejido graso y en órganos ricos en grasa.

La redistribución explicada anteriormente se presenta principalmente en la primera semana luego de la dosificación y la diferencia en el comportamiento de los congéneres individuales radica en el número de cloros que estos tiene principalmente. (M.Goto, Sugiura, & Hattori, 1974) (M. Beran, 2009) (KOGA & BEPPU, 1990) (Pereg & Tampal, 2001) (National Toxicology Program, 2006).

**Metabolismo:** la biotransformación entendida como los cambios estructurales necesarios para modificar la polaridad de la sustancia, en este caso, un PCB, es fundamental para dilucidar el camino de la excreción o eliminación, haciéndolas más solubles en agua para su eliminación vía renal o conjugándola con proteínas o permaneciendo invariable para ser excretada a través de las heces.

El primer paso del proceso de biotransformación esta mediado por el complejo enzimático denominado citocromo P450, que es una gran batería enzimática que cataliza diferentes reacciones químicas tanto de fase 1 como de fase 2 que van desde una oxidación hasta una conjugación con proteínas.

Dado que el proceso enzimático de biotransformación es algo engorroso, se va a explicar en términos generales que pasa con una molécula de PCB cuando ingresa al organismo y empieza el proceso de metabolismo. Si bien el patrón de metabolismo es propio de cada congénere en función de sus características estructurales y en especial al grado de clorinación, de manera general siguen casi que la misma vía de transformación.

En primer lugar, el complejo enzimático P450 va a tratar de que la molécula de PCB se vuelva más polar o soluble en agua, razón por la cual se da un proceso de hidroxilación (adición de un grupo hidroxilo -OH) que puede seguir tres rutas diferentes, a saber:

- El grupo hidroxilo se une a sulfatos y azúcares para ser eliminado vía renal más fácilmente.
- El grupo hidroxilo sufre una transformación mediada por enzimas a epóxido, la cual es una especie altamente reactiva, la cual se une a glutatión para disipar esa energía sobrante y luego de varias reacciones de conjugación se transforma en un compuesto lo suficientemente polar que se puede eliminar vía renal.
- El epóxido formado en el numeral anterior, se hidroliza y se une a la vía metabólica descrita en (a).

En todo caso, la molécula también puede permanecer inalterada y acumularse en tejido adiposo por un largo tiempo generándose así el proceso de bioacumulación o biomagnificación si este concepto se introduce dentro de la cadena trófica. (Safe, 1992) (A.Parkinson & L.Robertson, 1980) (Guengerich, 2008) (Robertson & Hansen, 2015)

**Excreción:** se encontraron dos estudios diseñados para la determinación del grado de excreción de PCB donde se muestra que congéneres con una alta clorinación permanecen en el cuerpo con vidas medias

entre 8 y 15 años mientras que los congéneres poco clorinados permanecen en el cuerpo mucho menos tiempo. (Grandjean & Budtz-Jørgensen, 2008) (Ritter & Scheringer, 2011).

A continuación, se muestra una tabla con el comportamiento general respecto a la tasa de eliminación y vida media de diferentes congéneres donde se observa que la residencia en el cuerpo es mayor en la medida que es mayor el grado de sustitución de cloros en los citados congéneres.

Esta evidencia permite que, en el modelo conceptual de exposición, el factor tiempo entre los diferentes estudios no sea un factor determinante, es decir, que la asincronía de los estudios realizados en diferentes poblaciones no afecta significativamente las aproximaciones que se hacen en la construcción del modelo conceptual base para la evaluación de riesgo.

Eliminación media en años									
	PCB-28	PCB-52	PCB-105	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-170	PCB-180	PCB-187
<b>Número de cloros</b>	3 Cl	4 Cl	5 Cl	5 Cl	6 Cl	6 Cl	7 Cl	7 Cl	7 Cl
<b>Niños</b>	NR	NR	5,4	5,7	3,7	8,4	7,6	9,1	8
<b>Adultos</b>	5,5	2,6	5,2	9,3	10,8	14,4	15,5	11,5	10,5

NR: No reportado

*Adaptado de (Ritter & Scheringer, 2011)*

#### ● Efectos de la exposición a PCB en la salud ambiental

Con base en lo anteriormente expuesto, se puede entrever que dada la persistencia y capacidad de atravesar membranas y alojarse por mucho tiempo que tienen los diferentes congéneres de PCB, la probabilidad de que se presente algún efecto nocivo para la salud de los receptores expuestos es alta.

En un entorno ambiental contaminado, los receptores sensibles podrían exponerse entonces a los PCB a través de la vía inhalatoria, respirando aire contaminado con congéneres con baja clorinación o por vía oral por consumo de suelo erosionado con PCB adsorbidos, y eventualmente, comida contaminada, leche materna y agua.

La vía dérmica es una importante vía de exposición, pero solo debería tenerse en cuenta asociada generalmente a entornos ocupacionales más que medio ambientales.

En ese sentido, dada la abundante información relacionada con los efectos nocivos que tiene la exposición a PCB y registrado históricamente como por ejemplo el consumo accidental de aceite de arroz contaminado

en Japón (proveniente de suelo contaminado) conocido como el incidente Yusho y en Taiwán por consumo de pescado contaminado (consecuencia de agua contaminada) o incidente Yu-Cheng, además de los múltiples estudios ocupacionales en población expuesta en fábricas de PCB o transformadores eléctricos, se puede hacer un resumen de los efectos evidenciados luego de dicha exposición.

Los efectos en la salud de receptores humanos y no humanos que se conocen y han sido reportados por exposición a PBC incluyen afectaciones a órganos diana como el hígado, la tiroides, cambios dérmicos u oculares, cambios en el desarrollo neurocomportamental, alteraciones del sistema inmune reducción de peso al nacer, toxicidad reproductiva y cáncer.

A continuación, se va a hacer un abordaje resumido de los efectos que se pueden presentar por exposición a PCB en mezcla o congéneres separados según el tipo de efecto. Es importante resaltar en este punto que la información disponible sobre PCB y relacionada con sus efectos deletéreos se asocia de manera reiterativa a efectos sobre población humana, considerada como biomarcadores de exposición o efecto en entornos medioambientales.

Muerte: no hay estudios en humanos que relacionen directamente la muerte con una exposición directa a PCB, sin embargo, se encuentra en la literatura científica pruebas documentales de que si hay un aumento de la mortalidad por causas derivadas de problemas cardiovasculares o cáncer luego de la exposición.

La exposición por vía inhalatoria en ratas, ratones, conejos y cobayas no fue letal a concentraciones de saturación de aroclor 1242 (8.6 mg/m<sup>3</sup>) luego de 24 días de exposición. Por exposición oral no hay una marcada diferencia en los valores de DL50 de 4250 mg/kg de aroclor 1242, 1295 mg/kg para el aroclor 1254 y 1350 mg/kg para el aroclor 1260 en ratas expuestas. (L. H. Garthoff, 1977) (R.E.Linder & T.B.Gaines, 1974).

Efectos respiratorios: aunque hay limitada evidencia de los efectos sobre el tracto respiratorio en humanos, estudios cross sectional muestran algún tipo de asociación basada en la evidencia. En un estudio realizado en 326 trabajadores de la industria de los transformadores eléctricos expuestos a concentración de mezclas de arocloros entre 0.007 y 11 mg/m<sup>3</sup> por un tiempo mayor a 5 años, se encontró irritación de las vías respiratorias altas y ojos en el 48% de los mismos, 14% presentaron tos, opresión en el pecho el 10%. (Alf Fischbein, 1979) (Raphael & Alf, 1979).

Efectos cardiovasculares: se han investigado un número importante de estudios que establezcan una posible relación entre el riesgo incrementado de enfermedad cardiovascular o alteración de presión sanguínea. La mortalidad por problemas circulatorios se incrementó significativamente en el grupo de exposición más alta de una cohorte de 42 trabajadores hombres de una fábrica de transformadores eléctricos con exposición mayor a cinco años y 20 años más de latencia. (Gustavsson & Hogstedt, 1997).

En otro estudio en 7075 hombres y mujeres de fábricas de transformadores eléctricos no se encontró incremento significativo en la mortalidad relacionada con isquemia cardiaca, hipertensión con enfermedad cardiaca y otras enfermedades relacionadas, problemas cerebrovasculares o enfermedades del sistema circulatorio. (Kimbrough, 1999)

Efectos hematológicos: de manera general los efectos hematológicos no se han observado en humanos expuestos ocupacionalmente a PCB. En una planta de transformadores eléctricos, 152 hombres y 42 mujeres se expusieron a los arocloros 1254, 1242 y 1016 durante un promedio de 17 años mostrando un ligero descenso de neutrófilos polimorfonucleares y un aumento del conteo de monocitos, linfocitos y eosinófilos en comparación con los valores normales. Otros estudios en trabajadores de transformadores eléctricos reportaron esencialmente una hematología normal. (Raymond W. Lawton, 1985) (Chase KH, 1982).

Efectos hepáticos: estudios clínicos en trabajadores de PCB reportaron asociaciones entre el incremento del nivel sérico de los PCB y enzimas hepáticas, lípidos y colesterol. De igual forma, estudios hechos en población expuesta a PCB por consumo de pescado contaminado en Triana Alabama U.S.A o arroz contaminado en los incidentes de Yusho y Yu-Cheng reportaron incremento en los niveles séricos de algunas enzimas hepáticas características de daño hepático, sin embargo, este efecto no es atribuible exclusivamente a la exposición a PCB.

Por otro lado, la hepatotoxicidad de los PCB se ha documentado en animales expuestos a mezclas comerciales o congéneres aislados tanto en exposiciones agudas, subcrónicas y crónicas tanto orales como otras rutas. Los efectos inducidos por PCB en animales parecen ser reversibles cuando es leve, estos efectos incluyen inducción enzimática microsomal, hepatomegalia, incremento sérico de enzimas hepáticas y lípidos, alteraciones del metabolismo de la vitamina A y la protoporfirina y alteraciones histopatológicas que progresan a lesiones degenerativas no neoplásicas. En exposiciones subcrónicas y crónicas se descubrió que los monos son más sensibles a la hepatotoxicidad que las ratas. (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2018) (Maroni M, 1981) (M Maroni, 1981) (Svensson & Hallberg, 1994) (Masuda, 1994) (Stehr-Green PA, 1986).

Efectos endocrinos: Se evaluaron varios estudios que buscaron la relación entre la exposición a PCB y el estatus de la hormona tiroidea tanto en niños como en adultos. Los resultados sugieren que los PCB pueden inducir la toxicidad en la glándula tiroidea e inducir cambios en los niveles de esta hormona.

Se han reportado resultados en diferentes estudios para diferentes tipos de arocloros y congéneres de PCB en diferentes escenarios, edades y tiempos de exposición. el incremento del tamaño de la glándula se ha evidenciado en trabajadores de fábricas de transformadores eléctricos y en residentes vecinos a estas fábricas.

Un elevado Odds Ratio se ha encontrado para la presencia de coto en la cohorte Yu-Cheng y una asociación estadísticamente significativa para la exposición a PCB y los niveles de las hormonas TSH, T4 y T3.

Se observa que en animales de experimentación evidencia más fuerte de alteraciones de la función de la tiroides, específicamente en roedores y primates no humanos. Dependiendo de la dosis y tiempo de exposición, los PCB pueden llegar a alterar la producción de hormona en la tiroides a diferentes niveles. La mayor parte de los hallazgos incluyen cambios histológicos en la glándula tiroides, disminución de los niveles séricos de T4 y T3, lo cual puede llegar a generar un estado de hipotiroidismo, entre otros. (Langer & Tajtáková, 1998) (JunyaNagayama & KenOkamura, 1998).

Efectos Dérmicos: el cloroacné es bien conocido como biomarcador de exposición a PCB y otros compuestos organoclorados similares estructuralmente. Esta enfermedad o patología se ha reportado en sujetos humanos expuestos ocupacionalmente a PCB.

De manera general, el cloroacné se presenta en personas expuestas a niveles séricos 10 o 20 veces más altos que los de la población general, aunque hay mucha variabilidad entre individuos.

Las administraciones vía oral de dosis relativamente bajas a monos trajeron como consecuencia efectos dérmicos similares a los de humanos expuestos ocupacionalmente a altas concentraciones de PCB. Los efectos dérmicos se observaron en monos con concentraciones séricas no mucho más altas que en humanos.

La descendencia de monos expuestos a PCB y amamantados por sus madres también expuestas a estas sustancias desarrollaron alteraciones dérmicas luego de unas pocas semanas de lactancia. (Guo & Yu, 1999) (Fischbein & Wolff, 1982).

Efectos Oculares: al igual que los efectos dérmicos, los efectos oculares también se consideran biomarcadores de exposición a PCB y organoclorados estructuralmente similares; estos síntomas están principalmente relacionados con hipersecreción de las glándulas meibomianas o tarsales, responsables de la secreción de una sustancia oleosa que impide la evaporación de la película lacrimal de los ojos, seguido de una pigmentación de la conjuntiva.

La sintomatología descrita anteriormente se presenta en monos expuestos, al igual que las alteraciones dérmicas, a niveles de PCB séricos no más altos que los niveles encontrados en humanos expuestos ocupacionalmente.

Las crías de primates no humanos expuestos a PCB y amamantados por sus madres también expuestas a estas sustancias desarrollaron alteraciones oculares luego de unas pocas semanas de lactancia. (FISCHBEIN & RIZZO, 1985) (Shu-Tao Hsu & Chao-I Ma, 1985) (Emmett & Maroni, 1988) (WJ Rogan, 1988)

● **Cálculo del riesgo asociado a la exposición a PCB**

Para proceder a dar paso al cálculo de riesgo por exposición a PCB, se hacen las consideraciones a continuación detalladas:

- Las vías de exposición consideradas en un escenario probable son la vía inhalatoria, oral y dérmica
- Se contemplará un receptor expuesto en obras de intervención, cuyas variables de exposición son generalmente más grandes.
- Dado que el tiempo de vida media de los PCB monitoreados que corresponden a PCB trisustituidos hasta heptasustituidos es en promedio mayor a cinco años, se asume que hay coincidencia temporal en la exposición, es decir que sin importar el tiempo en el que se realiza el estudio en las diferentes matrices, la exposición no cambiaría drásticamente de manera que altere los resultados de evaluación de exposición.
- El cálculo de riesgo asociado a la exposición a PCB se va a hacer para la suma de congéneres ya que, para los casos particulares de los congéneres individuales analizados, aun no se cuenta con información revisada por pares que pueda servir de base para caracterización del riesgo.
- Finalmente, dado que, aunque el efecto crónico es el predominante desde el punto de vista toxicológico y la evaluación de riesgo se calcula desde efecto cáncer; también se hace pertinente la evaluación de riesgo mediante cálculo de coeficiente de peligrosidad para exposición crónica, específicamente por efectos neurocomportamentales.

En todo caso donde la sensibilidad de la metodología analítica para la cuantificación de PCB no permita conocer la concentración real medida y se reporte el resultado del análisis como inferior al límite de detección o inferior al límite de cuantificación, se asumirá que la concentración de PCB en la matriz analizada es igual al límite de detección o al límite de cuantificación según sea el caso.

Los factores de pendiente para cáncer de la EPA y que se usan para los cálculos de riesgo se basan en estudios epidemiológicos y toxicológicos en modelos humanos y animales que han permitido la estimación de la dosis respuesta para mezclas complejas en función de su persistencia y pueden ser usados según el contexto de la exposición de acuerdo con la siguiente tabla. (Department of Toxic Substances Control Cal EPA, 2018).

FACTORES DE PENDIENTE PARA CÁNCER DE LA EPA (mg/kg*día)-1		
Alto riesgo y persistencia	Bajo riesgo y persistencia	Muy bajo riesgo y persistencia

Límite superior	Limite central	Límite superior	Limite central	Límite superior	Limite central
2,0	1,0	0,4	0,3	0,1	0,0
Basado en los aroclores 1260 y 1254		Basado en aroclor 1242		Basado en aroclor 1016	
Criterio De Uso					
Exposición en la cadena trófica		Ingestión de congéneres solubles en agua		Cuando congéneres con más de 4 cloros comprenden menos del 0,5% del total de PCB de la mezcla	
Ingestión de suelo o sedimento		Inhalación de congéneres evaporados. Exposición dérmica si no se aplica factor de absorción			
Inhalación de polvos o aerosoles					
Exposición dérmica si se aplica factor de absorción					
Congéneres similares a dioxinas o promotores de tumores					
Exposición a corta edad					

*Tomado de (Department of Toxic Substances Control Cal EPA, 2018)*

Ahora que se han expuesto las aproximaciones bajo las cuales se hace la evaluación de riesgos, debemos hacer énfasis en la relación dosis – respuesta; al respecto sabemos que normalmente hay una relación casi que lineal entre la dosis recibida de una sustancia y la respuesta que esta tiene sobre el organismo, por ejemplo, una dosis baja o terapéutica de un medicamento ayuda al organismo a que sane pero una dosis excesivamente alta se convierte en tóxica y causa un daño, en ocasiones letal al mismo organismo.

Para el caso del cáncer, la respuesta a la dosis de exposición se trata como una respuesta estocástica, es decir que al aumentar la dosis no necesariamente aumenta la severidad del cáncer, pero si aumenta la probabilidad de la aparición de este; en otras palabras, a mayor dosis, mayor probabilidad de aparición de cáncer.

Cuando se habla de dosis, se hace referencia a la cantidad del contaminante que entra a la circulación tras su entrada en contacto con una de las vías de exposición, ya sea oral, dérmica inhalatoria u otra vía menor. En vista de lo anterior, el objetivo de relacionar una dosis – respuesta es obtener una función matemática que defina la relación entre la cantidad de sustancia contaminante a la que se está expuesto y el riesgo de que se desarrolle algún tipo de efecto adverso.

En términos generales y en vista de que las sustancias tóxicas pueden inducir su efecto por mecanismos metabólicos y fisiológicos diferentes, hay dos tipos de compuestos tóxicos a saber, los que tienen umbral o un punto de partida para la generación del efecto negativo y los que no tienen umbral o un punto de inicio para la generación del efecto. Esto se traduce en que existen sustancias que aun a dosis extremadamente bajas, pueden causar un efecto nocivo, estas sustancias no tienen un umbral de daño.

Los PCB pertenecen al grupo de sustancias que no tienen umbral para causar un daño y por lo tanto debe calcularse la probabilidad de ocurrencia de, para los fines de este análisis, ocurrencia de cáncer por exposición a lo largo de la vida.

La evidencia necesaria para la determinación del riesgo de ocurrencia de cáncer por exposición a PCB incluye desde experimentación básica toxicológica, ensayos de mutagenicidad, análisis de estructura versus reactividad y hasta estudios epidemiológicos, cuyos resultados se encuentran compilados y ya revisados por pares en referentes internacionales como USEPA (United States Environmental Protection Agency) e IARC (International Agency for Research on Cancer).

La etapa final de la evaluación de riesgo es la caracterización de este, en esta etapa se integra toda la información relevante desde el punto de vista toxicológico en el contexto de la evaluación dosis – respuesta con los datos de exposición en el receptor lo que permite tener información necesaria para hacer una discusión técnica sobre el alcance y severidad del riesgo.

Esta es la información que deben manejar los tomadores de decisiones para evaluar si se debe intervenir en un escenario de exposición en aras de poder proteger o no al receptor expuesto a contaminantes medioambientales.

- o *Cálculo del riesgo individual por exposición a PCB*

Para la realización del cálculo de riesgo por exposición a la mezcla de PCB, se debe definir un algoritmo o ecuación que permita modelar matemáticamente la exposición en sí.

Para esto se debe tener en cuenta las características del entorno de exposición tales como frecuencia de la exposición, duración de la exposición y tiempo promedio de exposición a la sustancia contaminante.

Igualmente, este algoritmo debe definir también las características del receptor expuesto tales como su peso corporal y tasa de ingreso del contaminante al organismo receptor por las vías de exposición ya definidas.

El primer paso para definir el riesgo por exposición crónica a una sustancia es el cálculo de la dosis diaria crónica del contaminante, esta se expresa en unidades de mg/kg-día y se representara por sus siglas en ingles CDI (Chronic Daily Intake).

Así las cosas, la ecuación que describe la cantidad en miligramos de PCB entran al organismo del receptor por día a lo largo de toda su vida seria la que se muestra a continuación:

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Donde:

- CDI: Chronic Daily Intake o dosis crónica del contaminante (mg/kg-día)
- C: Concentración del contaminante en la matriz medioambiental (mg/m<sup>3</sup> para aire, mg/kg para alimentos o mg/l para consumo de agua)
- IR: Ingestion rate o tasa de ingestión o ingreso al organismo (m<sup>3</sup>/día para aire, g/día para alimento o L/día para agua)  
Los valores de consumo de agua se toman del documento Domestic Water Quantity, Service Level and Health de la Organización Mundial de la Salud. ( World Health Organization, 2003).  
La cantidad de aire respirado se calcula con base en datos de fisiología humana tales como volumen pulmonar corriente y tasa de respiraciones por minuto.
- EF: Exposure Frequency o frecuencia de la exposición (días/año)  
Dado que se está frente a un escenario de exposición crónica, se asume que la exposición se da los 365 días del año en vista de que las actividades que se relacionan con la exposición se desarrollan diariamente, tales como comer, beber agua y respirar.
- ED: Exposure Duration o duración de la exposición (años)  
La duración de la exposición se da a lo largo de toda la vida por lo que se para este dato se usa el valor de expectativa de vida que según cifras oficiales del DANE es de 73.95 años según la proyección 2010-2015.
- BW: Body Weight o peso corporal (kg)  
El peso corporal de un colombiano promedio es de 65 kg, siendo específico para mujeres un peso de 61.2 kg y para hombres de 68.6 kg según lo reportado en la publicación titulada encuesta nacional de la situación nutricional en Colombia 2005 del Instituto Colombiano de Bienestar Familiar. (INSTITUTO COLOMBIANO DE BIENESTAR FAMILIAR, 2005)
- AT: Average Time o tiempo promedio es el número de días que dura la exposición a lo largo de la vida y es el producto de ED\*365 (días).  
\*para propósitos de análisis dimensional, en ocasiones dependiendo de las unidades de concentración se hace necesario hacer conversiones de unidades de manera que el CDI siempre tenga unidades de mg/kg-día.
- En un segundo paso, se introduce el concepto de factor de pendiente para cáncer.

CSF: Chronic Slope Factor o factor de pendiente oral crónico se define como el límite superior, usualmente con un 95% de confianza relacionado con un incremento en el riesgo de generación de cáncer luego de la exposición vía oral a una sustancia a lo largo de toda una vida. Este es un valor de toxicidad que define cuantitativamente la relación dosis respuesta y se expresa en unidades de (mg/kg\*día)<sup>-1</sup>.

Así es que el producto del CDI por el CSF es igual al riesgo. Es de notar que las unidades dimensionales de los dos criterios toxicológicos son inversas entre sí y por ende el riesgo es adimensional.

Para fines de este documento el riesgo de cáncer se expresará en función de número de casos por cada millón de habitantes.

- o *Ejemplo de cálculo de riesgo de cáncer en población general, escenario conservador.*

A continuación, se presenta una tabla de los valores de las variables involucradas en el cálculo de riesgo de cáncer por exposición a PCB en diferentes matrices ambientales.

*Tabla 2: Variables antropométricas y de exposición para la evaluación del riesgo.*

POBLACIÓN G	SIGLA	AIRE (pg/m <sup>3</sup> )	AGUA (mg/l)	SUELO (mg/kg)(trabajador de construcción)
	C		0,0001	0.03
N	IR	23 m <sup>3</sup> /día	2 l/día	330mg/día
	EF	365 días	365 días	82 días/año
	ED	73,95 años	73,95 años	1 año
	BW	65 kg	65 kg	65 kg
	AT	26992 días	26993 días	26992 días
	CSF	4,00E-01	4,00E-01	0.4 (mg/kg*día) <sup>-1</sup>

- o *Cálculo de riesgo de riesgo de cáncer asociado a la exposición a suelo*

El primer paso es calcular la dosis crónica de ingesta

Ecuación 1: Calculo de la ingesta crónica diaria.

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Se toma como punto de partida un escenario donde el receptor sensible es el obrero de construcción, para esto, se identifica una ingesta probable de 330mg de suelo por día, una frecuencia de exposición de 82 días por año y una duración de la exposición de un año.

Reemplazando los valores de a tabla 3 en la ecuación 1, se obtiene:

$$CDI = \frac{0.03 \frac{mg}{kg} * 330 \frac{mg}{día} * 1 \text{ año} * 82 \text{ días/año}}{65 \text{ kg} * 26992 \text{ días}}$$

## REFERENCIAS

- WHO Regional Office for Europe. (24 de 02 de 2018). *Polychlorinated biphenyls (PCBs)*. Obtenido de <http://www.euro.who.int>: [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0016/123064/AQG2ndEd\\_5\\_10PCBs.PDF](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0016/123064/AQG2ndEd_5_10PCBs.PDF)
- World Health Organization. (2003). *Domestic Water Quantity, Service Level and Health*. Geneva, Switzerland: WHO Document Production Services.
- A.Parkinson, & L.Robertson. (1980). Polychlorinated biphenyls as inducers of hepatic microsomal enzymes: Structure-activity rules. *Chemico-Biological Interactions*, 271-285.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (04 de 03 de 2018). *TOXICOLOGICAL PROFILE FOR POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBs)*. Obtenido de Agency for Toxic Substances and Disease Registry: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=142&tid=26>
- Ahlborg, U. G., & Hanberg, A. (06 de 03 de 2018). *Karolinska Institutet*. Obtenido de Karolinska Institutet: <https://ki.se/sites/default/files/nordpcb-92.pdf>
- Alf Fischbein, M. S. (1979). CLINICAL FINDINGS AMONG PCB-EXPOSED CAPACITOR MANUFACTURING WORKERS. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 703-715.
- Chase KH, W. O. (1982). Clinical and metabolic abnormalities associated with occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs). *J Occup Med.*, 109-114.
- Department of Toxic Substances Control Cal EPA. (25 de 03 de 2018). *RISK ASSESSMENT OF POLYCHLORINATED BIPHENYLS*. Obtenido de <http://www.dtsc.ca.gov/assessingrisk/upload/risk-assess-PCB.pdf>
- Emmett, E. A., & Maroni, M. (1988). Studies of transformer repair workers exposed to PCBs: I. Study design, PCB concentrations, questionnaire, and clinical examination results. *American Journal of Industrial Medicine*, 415-427.

- Environmental Protection Agency. (18 de 02 de 2018). *Polychlorinated Biphenyls (PCBs)*. Obtenido de <https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls-pcbs>
  - FISCHBEIN, A., & RIZZO, J. N. (1985). Oculodermatological findings in workers with occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs). *British Journal of Industrial Medicine*, 426-430.
- Fischbein, A., & Wolff, M. S. (1982). Dermatological Findings in Capacitor Manufacturing Workers Exposed to Dielectric Fluids Containing Polychlorinated Biphenyls (PCBs). *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 69-74.
- Frank, W., & Mackay, D. (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology*, 390-396.
  - GIDEON LETZ. (1983). The Toxicology of PCB's An Overview for Clinicians. *THE WESTERN JOURNAL OF MEDICINE*, 534-540.
  - Grandjean, P., & Budtz-Jørgensen, E. (2008). Elimination Half-Lives of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Children. *Environ. Sci. Technol*, 6991–6996.
  - Guengerich, F. P. (2008). Cytochrome P450 and Chemical Toxicology. *Chem. Res. Toxicol*, 70-83.
  - Guo, Y. L., & Yu, M.-L. (1999). Chloracne, Goiter, Arthritis, and Anemia after Polychlorinated Biphenyl Poisoning 14-Year Follow-Up of the Taiwan Yucheng Cohort. *Environmental Health Perspectives*, 715-719.
  - Gustavsson, P., & Hogstedt, C. (1997). A cohort study of swedish capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs) . *Am. J. Ind. Med*, 234-249.
  - INSTITUTO COLOMBIANO DE BIENESTAR FAMILIAR. (2005). *ENCUESTA NACIONAL DE LA SITUACIÓN NUTRICIONAL EN COLOMBIA, 2005*. Bogota: Imprenta Nacional de Colombia.
  - International Agency for Research on Cancer (IARC). (2016). *POLYCHLORINATED BIPHENYLS AND POLYBROMINATED BIPHENYLS VOLUME 107*. Lyon France: International Agency for Research on Cancer.
  - JunyaNagayama, & KenOkamura. (1998). Postnatal exposure to chlorinated dioxins and related chemicals on thyroid hormone status in Japanese breast-fed infants. *Chemosphere*, 1789-1793.
  - KARMAUS, W., & DeKONING, E. P. (2001). Early Childhood Determinants of Organochlorine Concentrations in School-Aged Children. *PEDIATRIC RESEARCH*, 331-336.
  - Kimbrough, R. D. (1999). Mortality in Male and Female Capacitor Workers Exposed to Polychlorinated Biphenyls. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 161-171.
  - KOGA, N., & BEPPU, M. (1990). Metabolism in Vivo of 3, 4, 5, 3', 4'-Pentachlorobiphenyl and Toxicological Assessment of the Metabolite in Rats. *Journal of Pharmacobio-Dynamics*, 497-506 .
  - L. H. Garthoff, L. F. (1977). Biochemical and cytogenetic effects in rats caused by short-term ingestion of aroclor 1254 or firemaster BP6. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 769976.

□



SECRETARÍA DE  
**AMBIENTE**

- Langer, P., & Tajtáková, M. (1998). Increased thyroid volume and prevalence of thyroid disorders in an area heavily polluted by polychlorinated biphenyls. *European Journal of Endocrinology*, 402–409.
- Liebl, B., & Schettgen, T. (2004). Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 315 - 324.
- M Maroni, A. C. (1981). Occupational exposure to polychlorinated biphenyls in electrical workers. I. Environmental and blood polychlorinated biphenyls concentrations. *Br J Ind Med*, 49-54.
- M. Beran, I. B. (2009). Distribution and effect of some polychlorinated biphenyls in the hemopoietic tissues. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 521-532.

- M.Goto, Sugiura, K., & Hattori, M. (1974). Metabolism of 2,3-dichlorobiphenyl-14C and 2,4,6-trichlorobiphenyl-14C in the rat. *Chemosphere*, 227-232.
- Maroni M, C. A. (1981). Occupational exposure to polychlorinated biphenyls in electrical workers. II. Health effects. *British Journal of Industrial Medicine*, 55-60.
  - Martin Schlummer, G. A. (1998). Digestive Tract Absorption of PCDD/Fs, PCBs, and HCB in Humans: Mass Balances and Mechanistic Considerations. *TOXICOLOGY AND APPLIED PHARMACOLOGY*, 128–137.
  - Mary S. Wolff, A. F. (1922). Changes in PCB Serum Concentrations among Capacitor Manufacturing Workers. *ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 202-216.
  - Masuda, Y. (1994). *The Yusho Rice Oil Poisoning Incident*. New York: A. Schecter.
  - Mitchell, M. M., & Woods, R. (2012). Levels of select PCB and PBDE congeners in human postmortem brain reveal possible environmental involvement in 15q11-q13 duplication autism spectrum disorder. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 1-10.
  - National Toxicology Program. (2006). Toxicology and Carcinogenesis Studies of 3,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl (PCB 126) in Female Harlan Sprague-Dawley Rats (Gavage Studies). *Natl Toxicol Program Tech Rep Ser.*, 4-246.
  - P. Dahl, G. L. (1995). ABSORPTION OF POLYCHLORINATED BIPHENYLS, DIBENZO-p-DIOXINS AND DIBENZOFURANS BY BREAST-FED INFANTS. *Chemosphere*, 2297-2306.
  - P. W. Albro, L. F. (1972). Intestinal Absorption of Polychlorinated Biphenyls in Rats. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 26-31.
  - Pereg, D., & Tampal, N. (2001). Distribution and macromolecular binding of benzo[a]pyrene and two polychlorinated biphenyl congeners in female mice. *Chemico-Biological Interactions*, 243–258.
  - R.E.Linder, & T.B.Gaines. (1974). The effect of polychlorinated biphenyls on rat reproduction. *Food and Cosmetics Toxicology*, 63-74.
  - Raphael, W., & Alf, F. (1979). DECREASE IN VITAL CAPACITY IN PCB-EXPOSED WORKERS IN A CAPACITOR MANUFACTURING FACILITY. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 277-283.
  - Raymond W. Lawton, M. R. (1985). Effects of PCB exposure on biochemical and hematological findings in capacitor workers. *Environmental health perspectives*, 165-184.
  - Ritter, R., & Scheringer, M. (2011). Intrinsic human elimination half-lives of polychlorinated biphenyls derived from the temporal evolution of cross-sectional biomonitoring data from the United Kingdom. *Environmental Health Perspectives*, 225-231.
  - Robertson, L. W., & Hansen, L. G. (2015). *Recent advances in the Environmental Toxicology and Health Effects of PCB*. Kentucky: University Press of Kentucky.
  - Ronald C. Wester, H. I. (2009). Percutaneous absorption of PCBs from soil in vivo rhesus monkey, in vitro human skin, and binding to powdered human stratum corneum. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 375-382.

□



SECRETARÍA DE  
**AMBIENTE**

- Safe, S. (1992). Toxicology, structure-function relationship, and human and environmental health impacts of polychlorinated biphenyls: progress and problems. *Environmental Health Perspectives*, 259-268.
- Shu-Tao Hsu, & Chao-I Ma. (1985). Discovery and Epidemiology of PCB Poisoning in Taiwan: A Four-Year Followup. *Environmental Health Perspectives*, 5-10.
- Stehr-Green PA, R. D. (1986). A pilot study of serum polychlorinated biphenyl levels in persons at high risk of exposure in residential and occupational environments. *Arch Environ Health.*, 240-244.
- Svensson, G., & Hallberg, T. (1994). Parameters of immunological competence in subjects with high consumption of fish contaminated with persistent organochlorine compounds. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 351–358.
- Tsukimori, K., & Morokuma, S. (2013). Characterization of placental transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in normal pregnancy. *J. Obstet. Gynaecol. Res.*, 83–90.
- WJ Rogan, B. G. (1988). Congenital poisoning by polychlorinated biphenyls and their contaminants in Taiwan. *Science*, 334-336.
- Wolff, M. S. (1985). Occupational Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs). *Environmental Health Perspectives* , 133-138.

## ANEXO VIII. CONTENIDO Y FORMATO DE PRESENTACIÓN DEL INFORME DE ESTUDIOS DE EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL

### • Presentación

Como autoridad ambiental en el distrito capital, la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), ha venido desde hace varios años desempeñando su misionalidad, regulando la sostenibilidad ambiental de la ciudad, entre otras acciones, controlando los factores de deterioro ambiental para garantizar el bienestar y calidad de vida de la población urbana y rural.

Con la finalidad de cumplir con su misión, la SDA, dentro de sus actividades de vigilancia y control técnico ha identificado la necesidad de proteger el recurso suelo, definido como *“un bien natural finito y componente fundamental del ambiente, constituido por minerales, aire, agua, materia orgánica, macro y microorganismos que desempeñan procesos permanentes de tipo biótico y abiótico, cumpliendo funciones y prestando servicios ecosistémicos vitales para la sociedad y el planeta”* (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016).

Para la correcta ejecución de su misión en este aspecto, la SDA ha tenido que recurrir al uso de referentes normativos internacionales, en ausencia de unos propios para el territorio nacional, situación que si bien ha permitido ejercer un control, también ha puesto en evidencia la necesidad urgente de implementar normas propias de acuerdo con las condiciones naturales del suelo de la ciudad, las características de los escenarios de exposición, variables antropométricas nacionales y como consecuencia, el establecimiento de índices genéricos de contaminantes en suelo basados en riesgo (IGBR).

Este anexo es la metodología para la presentación de las evaluaciones de riesgo para el cálculo de las concentraciones específicas para un sitio y así determinar el nivel de impacto que tendrían estas concentraciones en los receptores sensible identificados por comparación con los IGBR.

Esta guía sigue los estándares de presentación de información de los estudios de evaluación de riesgo de las guías de la American Society for Testing and Materials (ASTM), ASTM E1739 – 95 (2015) y E2081-00 (2015) que establecen las bases técnicas para el desarrollo de una evaluación de riesgos tanto general como para un escenario de exposición a hidrocarburos.

□



SECRETARÍA DE  
**AMBIENTE**

Así es que, esta guía se convierte en una hoja de ruta para toxicólogos, ingenieros y especialistas que se desempeñen como evaluadores de riesgo y que permite evaluar si los contaminantes existentes en el suelo representan un riesgo inaceptable para la salud de los receptores del ecosistema.

- **Propósito de la guía**

Un peligro se conoce como toda sustancia química, biológica o condición física, que por sus características fisicoquímicas, tóxicas, virulentas y de concentración, pueda llegar a un organismo por exposición y alterar sus equilibrios vitales ocasionando una situación incompatible con la salud o con la vida.

Esta definición puede conducir a la creencia de que la humanidad está inmersa en una mar de peligros, dada la cantidad de sustancias a las que estamos expuestos diariamente y que tienen orígenes tanto antrópicos como naturales. Sin embargo, es necesario recordar la frase de Paracelso “*la dosis hace al veneno*”; esto se traduce en que la concentración de las sustancias químicas a las que se está expuesto, le otorga la capacidad de ejercer un efecto deletéreo sobre quien se expone al peligro.

De esta manera, hay restricciones al efecto tóxico de las sustancias químicas sobre los receptores, tales como la concentración y el entorno en qué se podría dar la intoxicación; nace así la definición de riesgo, que se explica como la probabilidad de un efecto adverso o de un factor que aumenta esa probabilidad. Tal descripción es coherente con lo descrito por la OMS en su reporte mundial de salud 2002, “Reducing Risks, Promoting Healthy Life” y la agencia de protección medio ambiental de Estados Unidos USEPA en su página web (Guilbert, 2003).

En este sentido, los estudios de análisis de riesgo tienen como fin último la estimación de la probabilidad de que un receptor sensible expuesto a una determinada sustancia en una concentración definida, presente un riesgo inaceptable que afecte su calidad de vida y, por ende, la determinación de los niveles específicos de remediación del sitio, si esto fuera necesario.

Así las cosas, el proceso de análisis de riesgo comprende dos macro escenarios a saber:

- Evaluación del riesgo ecológico, enfocado en la determinación de los efectos de la contaminación de un recurso sobre el recurso mismo (receptores abióticos) y en receptores bióticos no humanos sensibles. Este aspecto solo será realizado si el usuario lo considera necesario o en caso de que la autoridad ambiental lo requiera de manera obligatoria.
- Evaluación del riesgo a la salud humana, enfocado en la definición de humano como receptor sensible del ecosistema urbano.

En cada uno de los macroescenarios se evalúa la interacción de tres elementos involucrados estrechamente con el riesgo de exposición y los efectos que esto produce para cada par receptor-sustancia contaminante, a saber:

- Sustancia contaminante, se puede definir como cualquier sustancia que por actividades antrópicas o condiciones naturales se encuentra en una concentración tal que pueda producir efectos adversos en los receptores expuestos, ya sean bióticos o abióticos.
- Vías de exposición, es la ruta que una sustancia contaminante presente en un medio sigue desde su matriz hasta el receptor, estas vías de exposición pueden ser la oral, dérmica o inhalatoria en receptores humanos o exposición integral derivada de la concentración en el medio mismo, para receptores sensibles no humanos y medios abióticos.
- Receptores, entendidos como un organismo, ya sea humano, vegetal o animal, individualmente o en comunidad que se expone a concentraciones cuantificadas de sustancias contaminantes.

En este sentido, para que se presente un riesgo medible, es necesaria la interacción de los tres componentes anteriormente descritos, ya que si, por ejemplo, no hay un receptor, no habría vías de exposición y como consecuencia no hay riesgo. De igual forma, si se miden sustancias contaminantes en un medio y hay receptores identificados, pero no existen vías de exposición completas, tampoco se configura un riesgo.

Es así como entonces se puede interpretar el riesgo como una función de la exposición por la toxicidad de una sustancia en particular.

$$\text{Riesgo} = \text{Concentración} * \text{tasa de ingreso} * \text{toxicidad}$$

A continuación, se muestra en una figura la interacción entre los tres componentes.



Figura No. 1 Representación Esquemática de la Determinación del Riesgo. (Fte: SDA)

Una vez entendido el concepto de riesgo en el marco de afectación al medio ambiente y la salud de los receptores expuestos, es necesario puntualizar algunos requerimientos importantes a la hora de presentar el documento del estudio a la SDA:

- Es necesario que, para la presentación de los estudios de evaluación de riesgo, se incluya una identificación clara del sitio relacionado con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), un resumen ejecutivo y un índice donde se especifique punto a punto el desarrollo de la evaluación de riesgo, tal como se muestra en el cuerpo de este documento.
- Si en principio se hace una evaluación nivel I, es decir, se comparan los resultados de campo con los valores de Índices Genéricos Basados en Riesgo (IGBR) de la resolución y no se superan

dichos valores, no se considera necesario seguir avanzando con un análisis de complejidad mayor. En todo caso, este hallazgo debe presentarse como un informe técnico cumpliendo con cada uno de los capítulos que para análisis de nivel I se muestran en esta guía.

- La metodología RBCA (Risk Based Correction Action) integra las ciencias ecológicas y de salud humana para la toma de decisiones sobre acciones correctivas en una matriz ambiental contaminada. RBCA aporta al usuario un marco de trabajo, tanto flexible como técnicamente sustentable, para la aplicación de acciones correctivas aplicables a un amplio intervalo de sitios contaminados con diversos compuestos de interés.

Este marco de trabajo integra una aproximación analítica por pasos donde se aplican niveles incrementales de complejidad tanto de recolección de datos como de análisis que llevan a un punto de partida para la integración de un cumplimiento normativo con una amplia gama de potenciales actividades correctivas, técnicamente robustas que lleven a un estado de “no más acciones requeridas” donde se subsanen los daños ocasionados o los potenciales generados por la contaminación.

- Los compuestos de interés se definirán según la metodología RBCA, de acuerdo con los hallazgos que superen los Índices Genéricos Basados en Riesgo o IGBR y basados en la metodología denominada “Límites Superiores de Confianza para Concentraciones Puntuales de Exposición en Sitios Contaminados con Sustancias Peligrosas”, guía que puede descargar del siguiente link <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/upper-conf-limits.pdf>.
- Los estudios deben ser presentados en versión impresa o digital con una muy buena resolución, en formatos de archivo editables estándares como Word y Excel para texto y tablas, fotografías en formato JPG y planos en formatos compatibles con sistemas de información geográfica. En caso de considerarse como vulneración de activos estratégicos de la compañía la entrega del informe de análisis de riesgo en formato Word o similar editable, se puede allegar en formato PDF, siempre y cuando la resolución de este sea alta y permita extracción parcial de información.

Toda vez que el usuario considere que la información compartida es sensible, desde el punto de vista estratégico de la compañía, podrá acompañar la entrega de esta con una carta donde se exprese que la información entregada no deberá ser divulgada en contextos externos a la misionalidad de la autoridad ambiental.

- Los resultados de los análisis de suelos y otras matrices ambientales deberán ser realizados por laboratorios nacionales acreditados ante IDEAM o en su defecto, por laboratorios internacionales que cumplan con acreditación de sus metodologías bajo norma ISO 17025 para garantizar así la

confianza en los resultados. Lo anterior de acuerdo con lo establecido en el artículo 2.2.8.9.1.5. del Decreto MADS 1076 de 2015 o el que lo sustituya o modifique.

- Toda conclusión debe ser absolutamente trazable al uso de ecuaciones y variables que definen el escenario a través de un modelo conceptual y debe ser verificable en los documentos digitales anexos como muestra de cálculo; estas ecuaciones corresponden a las definidas en la metodología RBCA publicada por ASTM bajo el nombre de STANDARD GUIDE FOR RISK-BASED CORRECTION ACTION E2081-00 (2015) o actualizaciones posteriores.
- La evaluación de riesgo debe hacerse una vez la fuente haya sido removida y la emisión de contaminantes se encuentre en estado estacionario.

En caso donde la interacción entre el receptor y la matriz ambiental no se haya definido específicamente en los IGBR, la SDA determinará el escenario de comparación para la definición de los compuestos de interés. De igual forma, y a manera de alternativa, el usuario, para las sustancias que no cuenten con IGBR, podrá calcularlas con base en la norma ASTM E2081-00 (2015) "Standard Guide for Risk Based Corrective Action", donde se muestra cómo se debe hacer el desarrollo de un modelo RBCA (Risk Based Corrective Action, por sus siglas en inglés). Se deben tener en cuenta además las siguientes consideraciones:

- Las variables de exposición deberán ser coherentes en orden y magnitud con la realidad de la exposición de los escenarios propuestos en el modelo conceptual.
- Los riesgos objetivo deberán ser justificados técnicamente, con base, para el caso de sustancias cancerígenas, en las estadísticas de morbilidad e incidencia de cáncer para Bogotá.
- Los datos toxicológicos para usar en la alimentación de los algoritmos descriptores de los escenarios de exposición deberán ser tomados de bases de datos reconocidas y basadas en estudios revisados por pares.
- Toda variable de escenario, exposición y receptor deberá ser justificada técnicamente y reportada como adjunto en el análisis de riesgo.

Para fines de la evaluación de riesgos nivel II, la estimación de las concentraciones calculadas específicas del sitio (CCES), deberá hacerse solo con variables de exposición o escenarios determinados a partir de información específica, suficiente y sustentada.

- **Estructura general para presentación del informe de estudios de evaluación de riesgo ambiental**

A continuación, se presentan las secciones sugeridas para la realización del informe de estudios de evaluación de riesgo ambiental

## 1. DATOS GENERALES

En este aparte es necesario indicar todos los datos requeridos, de manera que se tenga una identificación clara, tanto del titular del estudio como de las empresas consultoras (si las hay) que intervinieron en la elaboración del estudio.

- 1.1. NOMBRE Y/O RAZÓN SOCIAL DEL QUE PRESENTA EL ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD Y EL AMBIENTE
- 1.2. NOMBRE Y FIRMA DEL REPRESENTANTE LEGAL DE LA EMPRESA
- 1.3. DIRECCIÓN PARA RECIBIR NOTIFICACIONES
- 1.4. DATOS DE LAS EMPRESAS (CONSULTORAS, LABORATORIOS, ETC.) QUE INTERVINIERON EN LA ELABORACIÓN DEL ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS

## 2. INTRODUCCIÓN

En esta sección deberá presentar un resumen ejecutivo del estudio donde, de manera breve, muestre el origen de la solicitud de evaluación de riesgo, histórico de comunicaciones realizadas entre la empresa y la autoridad ambiental, relacionadas con el sitio en cuestión, actividades realizadas, hallazgos y referencias base para la realización de la evaluación. Paso seguido, deberá presentar la información detallada correspondiente a los siguientes numerales.

- 2.1. OBJETIVO
- 2.2. ALCANCE
- 2.3. METODOLOGÍA

## 3. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA

En esta sección deberá hacer una descripción detallada de la ubicación del sitio relacionado con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), descripción de los espacios y lugares con los que colinda y presentar un mapa georreferenciado.

En lo referente al contexto ambiental, se debe abordar la ubicación del sitio desde el contexto de su entorno geológico, hidrológico e hidrogeológico incluyendo concesiones de agua subterránea en el área de influencia y debe ser complementado con mapas que respalden las afirmaciones hechas en las descripciones.

- 3.1. LOCALIZACIÓN GENERAL
- 3.2. CONTEXTO AMBIENTAL
- 3.3. GEOLOGÍA
- 3.4. HIDROLOGÍA
- 3.5. HIDROGEOLOGÍA

#### **4. CARACTERIZACIÓN DEL SITIO RELACIONADO CON LA MATRIZ SUELO (Y AL ACUÍFERO SOMERO CONTENIDO EN ÉL)**

En esta sección deberá plasmar el histórico de actuaciones de la autoridad competente sobre el sitio relacionado con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), además de los antecedentes de uso del sitio desde el contexto industrial, ya sea esta una industria formal o no, haciendo referencia al nombre de cada una de las empresas que funcionaron en el sitio.

En adición, se deberá presentar un análisis detallado del origen probable de cada una de las sustancias encontradas en sitio mediante mediciones cuantitativas, correlacionándolas con las actividades industriales que se llevaron históricamente en el sitio.

En cuanto a las sustancias medidas en el sitio, se hace necesaria la presentación tanto en tabla resumen como en mapa de isoconcentraciones. Dichos resultados deberán plasmar una relación clara entre los hallazgos de “hot spots” o zonas de alta concentración y la ubicación de actividades que pudieron haber generado dichas zonas.

##### 4.1. ANTECEDENTES

Es importante que se presente la información de forma cronológica mostrando usos, tipos de instalaciones y ubicación espacial de las mismas, procesos y operaciones llevadas a cabo en el sitio, caracterización de emisiones, vertimientos y residuos con su correspondiente gestión y una relación de los eventos significativos de importancia medioambiental ocurridos en el sitio.

- 4.1.1. Evaluaciones ambientales previas realizadas en el sitio.
- 4.1.2. Antecedentes históricos del sitio impactado

#### 4.1. 3. Origen de las sustancias de interés encontradas

#### 4.2. CONDICIONES ACTUALES DEL SITIO Y SUS ALREDEDORES

El usuario debe relacionar las actividades y operaciones realizadas en el sitio, en el tiempo en que se realiza el análisis de riesgo, identificando el uso actual y futuro del mismo, las características del entorno del sitio en evaluación, donde se relacionen qué potenciales receptores ya sea bióticos o abióticos, en el sitio o fuera del sitio, pueden ser impactados por las sustancias químicas presentes en el sitio, como consecuencia de las actividades históricas desarrolladas en el mismo.

En lo concerniente a las características del entorno, el usuario representará en un mapa la ubicación de posibles receptores ya sean estos humanos (residenciales, industriales o recreacionales), fúnicos o ecológicos (aves, reptiles, mamíferos, invertebrados acuáticos y terrestres o sus bioindicadores representativos de familia o cuerpos de agua y suelo). Tener presente que lo anterior se realizará en caso de que el usuario lo considere necesario o que la autoridad ambiental lo requiera.

El usuario, igualmente, debe informar, para el caso de receptores humanos, el entorno del uso del suelo en el que se enmarca el estudio de análisis de riesgo, es decir, si el uso del suelo objetivo para el que se está haciendo el estudio es residencial, industrial o recreacional, con el fin de que se contemple el escenario futuro de exposición más acorde con la realidad.

Finalmente, el usuario deberá identificar plenamente las fuentes de contaminación del sitio, estén estas activas o no, ya sean estas primarias o secundarias y en todo caso, estas fuentes deben estar inactivas a la hora de hacer un análisis de riesgo, ya sea que se contemple un cambio en el uso del suelo o no.

##### 4.2.1. Uso actual del área

##### 4.2.2. Características del entorno

##### 4.2.3. Posibles fuentes de contaminación

#### 4.3. MÉTODO PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL SITIO IMPACTADO

El usuario deberá presentar un plan de muestreo previo al inicio de actividades, para que sea evaluado por la autoridad ambiental. Este plan de muestreo debe contemplar los siguientes aspectos:

- Identificación de las áreas de interés, basado en las actividades industriales u otras de origen antrópico realizadas en el mismo.

- Sondeo perimetral mediante perforaciones del suelo, de acuerdo con el área de la zona de interés. Estos sondeos pueden ir desde una triangulación hasta múltiples perforaciones, criterio que debe acordarse con la autoridad ambiental.
- Cada punto de sondeo debe tener, al menos, dos muestras, una superficial y otra anterior al nivel freático; adicionalmente, si hay observaciones organolépticas o analíticas de campo que permitan soportar la toma de un número mayor de muestras, esto se deberá contemplar dentro del plan.
- El plan de trabajo debe contener una lista de sustancias probablemente presentes en el sitio, con base en las actividades industriales desarrolladas históricamente. Esta lista de sustancias a analizar en las muestras tomadas es susceptible de cambio, ya sea por adición o supresión, por parte de la autoridad ambiental.
- En algunos casos especiales, la autoridad ambiental podrá definir como criterio de exploración de sustancias químicas de potencial interés, un monitoreo superficial.
- Se deberán perforar e instalar un mínimo de 5 pozos de monitoreo, los cuales se ubicarán de manera que abarquen cada una de las zonas de interés. Estos pozos se construirán de acuerdo con los lineamientos técnicos establecidos en las guías ASTM D5092 Standard Practice for Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells y D5521 Standard Guide for Development of Groundwater Monitoring Wells in Granular Aquifers. En todo caso, la SDA podrá solicitar la instalación de pozos adicionales cuando se requiera de información adicional.

Por otro lado, el usuario deberá presentar los protocolos, guías o procedimientos, donde se describa en detalle en tiempo, modo y lugar, las operaciones o intervenciones a desarrollar en el marco del trabajo en campo, con el fin de identificar, intervenir o retirar las fuentes de contaminación activas o no, además de las actividades de toma de muestras ya sean superficiales o en profundidad, de matrices suelo y/o agua subterránea. Como mínimo se deben contemplar los siguientes aspectos:

- La profundidad de los sondeos estará sujeta a la altura a la cual se encuentre el nivel freático. Es indispensable que las muestras de suelo sean recolectadas antes de llegar a la zona saturada, recuperando núcleos de suelo cada 50 cm, adicionalmente se debe realizar la descripción litológica de los núcleos de suelo con las siguientes características:
  - Tamaño(s) de grano: De acuerdo con referencia internacional estándar (p.ej.: Wentworth, 1922), diámetro promedio de grano (en  $\mu\text{m}$ ) y proporción de abundancia en caso de hallarse más de un tamaño de grano por unidad.

- Color: Caracterización cromática con base en tabla de color Munsell.
  - Humedad y plasticidad: Con base en observaciones de campo.
  - La caracterización también aplica para rellenos antrópicos con los parámetros que apliquen a éstos.
  - Se deben describir aspectos organolépticos como olor, impregnación o manchas y realizar mediciones in-situ de COV, por medio un fotoionizador – PID que debe encontrarse calibrado y verificado de acuerdo con los gases patrón. El registro de COV debe realizarse a partir de la introducción de una porción del núcleo de suelo en una bolsa tipo ziplock de cierre hermético, el material dentro de la bolsa debe ser homogenizado y en un lapso de 10 minutos se procederá a la medición de las concentraciones de COV.
- Es importante tener en cuenta que para la ejecución de los sondeos no se debe utilizar ningún tipo de fluido de perforación, ya sea aire o líquido, debido a que se perdería la integridad de las muestras de suelo, además de modificar los resultados de laboratorio, especialmente los COV.
  - La toma de muestras de suelo debe realizarse teniendo en cuenta métodos perforación y muestreo que garanticen que las muestras no sean alteradas (desde el punto de vista de su composición química) y que puedan impedir la contaminación cruzada; para ello pueden utilizarse métodos de recolección como la cuchara partida (split spoon), perforación con liner o cualquier otro que se proponga, siempre y cuando se presente en el plan la información técnica del procedimiento de muestreo con este método y de los equipos a utilizar.
  - Se deberá identificar exactamente el tramo de muestra que fue recolectado, y la profundidad con relación al nivel del suelo que fue muestreada.
  - Se deben seguir los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials -ASTM (D5521-D5521M-13) o las guías técnicas de la EPA para el muestreo de suelos - Soil Screening Guidance.
  - Las muestras que tomar en suelo deben ser simples (material colectado en un solo punto de muestreo) y nunca compuestas.
  - Conforme el parágrafo del artículo 2.2.8.9.1.5. del Decreto 1076 de 2015, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con los laboratorios acreditados en el país

para los análisis de las muestras, se podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado para el país de origen.

- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad a la cual fue tomada la muestra y el tramo de la columna que fue enviado a laboratorio.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras colectadas, por tanto, el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad; es decir, que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio, ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.
- La totalidad del material sobrante de las labores de perforación e instalación de los pozos de monitoreo deberá ser manejado como residuo peligroso consecuente con lo estipulado en el Decreto 1076 de 2015 - Título 6 (Decreto 4741 de 2005), por ningún motivo se deberá realizar almacenamiento a cielo abierto de residuos peligrosos, ni facilitar las labores de contaminación cruzada como consecuencia del arrastre por escorrentía.
- El transporte del material afectado debe seguir los lineamientos establecidos en el Decreto 1079 de 2015 - Título 1/Capítulo 7 (Decreto 1609 de 2002), para lo cual es necesario disponer de empresas autorizadas que garanticen el traslado del residuo peligroso dando cumplimiento a la normatividad ambiental.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM -D5088-15a.
- Los puntos donde se realicen los sondeos deben ser georreferenciados y sus coordenadas geográficas se deben presentar con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio

Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88. NOTA: Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados. Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.

Con base en lo anteriormente descrito, el usuario allegará la información requerida agrupándola en los numerales que se presentan a continuación:

- 4.3.1. Diseño del plan de muestreo
- 4.3.2. Descripción de los trabajos de campo
- 4.3.3. Custodia y procedimientos de aseguramiento y control de calidad de los resultados.

Por otro lado, a manera de guía se muestran algunos aspectos técnicos complementarios para las labores de campo relacionadas con la toma de muestras e instalación técnica de pozos, además del modelo hidrogeológico.

- **Instalación de pozos de monitoreo**

En lo concerniente a los aspectos técnicos de la instalación de pozos de monitoreo, es pertinente que el usuario tenga en cuenta las siguientes recomendaciones técnicas. Se deberán perforar e instalar mínimo 5 pozos de monitoreo, los cuales se ubicarán de manera que abarquen cada una de las zonas de estudio. El procedimiento que se debe seguir para esta labor es el establecido en la guía técnica ASTM D5092-04:

- Los pozos de monitoreo deberán ser construidos con tubería de policloruro de vinilo (PVC) y tener un diámetro mínimo de 2,0 pulgadas.
- La longitud y colocación del revestimiento ranurado deberá ser seleccionado de modo que el manto freático esté por debajo de la parte superior del intervalo del revestimiento ranurado y considerará las fluctuaciones en el nivel freático. De manera tal que se facilite la identificación de los líquidos ligeros en fase no acuosa (LNAPL)
- El tamaño de ranuras de este, así como los paquetes de filtro, se deberán diseñar teniendo en cuenta la distribución de tamaños de grano de los materiales circundantes, de forma tal que no permita el colapso del pozo, pero sí la libre circulación de agua.

- Se deberán instalar filtros de grava redondeada de tamaño apropiado, adyacente al revestimiento perforado, en el espacio anular a una altura de aproximadamente 0.75 m sobre la parte superior del revestimiento perforado.
- Encima del paquete de filtro se deberá instalar un sello de gránulos de bentonita de sodio la cual deberá ser hidratada con agua potable.
- El resto del espacio anular debe ser rellenado con una lechada de cemento y bentonita instalada mediante el método de inyección por tubería a presión.
- Los pozos deben ser terminados ya sea con tapas protectoras de acero encima del nivel del suelo o empotrado al nivel del suelo y poseer un tapón a presión para la boca de la tubería.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio. El equipo de perforación y muestreo deberá ser limpiado en un área impermeable adecuada del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM 5088-15A.
- Los excesos de suelos generados durante la perforación, el agua de la instalación, el agua de purga y los fluidos de limpieza serán almacenados, debidamente etiquetados y organizados en el sitio destinado para el almacenamiento temporal para una posterior caracterización y definición de disposición adecuada, dicha actividad debe dar cumplimiento a lo dispuesto en el Decreto 1076/2015, título 6.
- Todos los pozos deberán tener una profundidad total de por lo menos un metro y medio (1.5 m) por debajo del nivel freático medido.
- A partir de los pozos de monitoreo instalados, se deberá determinar la dirección de flujo, con el fin de delimitar la pluma contaminación aguas abajo del área de estudio, inclusive si se considera que tiene afectación fuera del sitio.
- Todos los pozos de monitoreo deberán ser nivelados y georreferenciados. La georreferenciación y nivelación del levantamiento topográfico del pozo debe contener como mínimo:
  - Determinación de las coordenadas planas cartesianas del centro geométrico de la boca del pozo amarradas a un vértice conocido certificado por el IGAC. Datum Observatorio Astronómico de Bogotá, sistema MAGNA SIRGAS.
  - El certificado del punto amarre obtenido del IGAC debe ser ajustado a cálculos del año 2001 o el más reciente, debe tener como máximo tres meses a partir de la fecha de expedición por dicha entidad y debe presentarse sin ningún tipo de alteración por parte del

usuario. En el caso en que se utilice la estación total activa y de continuo rastreo IGAC BOGA, no se requiere certificado, pero se solicita allegar una carta del IGAC donde informe que, en el momento de la captura de datos, esta se encontraba funcionando.

- Memoria de cálculo de las coordenadas: los campos mínimos son Delta, Punto, Angulo horizontal, Distancia horizontal azimut, Norte y Este de cada uno de los detalles, estaciones y puntos auxiliares.
- Nivelación Geométrica al nivel de boca de pozo. Esta debe estar amarrada a la cota del vértice obtenido del mapa de vértices del IGAC.
- Memoria de cálculo de la nivelación geométrica, con los campos: Punto, V(+), V(-), Altura instrumental y cota.
- Determinación de las coordenadas geográficas de la placa metálica topográfica del pozo con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88.
- Si se calculan manualmente, especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados.
- Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas, anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.
- Plano topográfico con una escala acorde a las coordenadas determinadas, donde se visualice el punto de amarre IGAC, los detalles, vértices auxiliares y la placa topográfica del punto de extracción de agua subterránea.
- Materialización de las coordenadas mediante una placa metálica ubicada en una zona lo más cerca posible a la tubería de producción, la cual sea inamovible y se pueda visualizar fácilmente los datos allí consignados, estos son: código del pozo, coordenadas Norte y Oeste de la tubería y la altura de la placa metálica.

- **Toma de muestras de agua subterránea**

Para la toma de muestras de agua subterránea, se debe realizar el muestreo de la totalidad de los pozos de monitoreo instalados en el área objeto de estudio, para lo cual se debe tener en cuenta el siguiente procedimiento:

- Pasadas 12 horas a partir de la finalización de los procedimientos de instalación de los pozos de monitoreo, se deben purgar, con el fin de remover los sedimentos presentes y mejorar la comunicación hidráulica con el acuífero, de acuerdo con la guía técnica ASTM D6452-99.

Posteriormente, la toma de muestras de agua subterránea deberá realizarse 72 horas después de finalizadas las actividades de purga.

- El muestreo debe realizarse utilizando técnicas y/o equipos que conlleven a disminuir de manera efectiva la volatilización de sustancias.
- Los parámetros para evaluar en la totalidad de pozos de monitoreo son los definidos por el usuario y aprobados por la autoridad ambiental en consideración al histórico de actividades realizadas en el sitio en evaluación.
- Los parámetros in situ deberán medirse utilizando un multiparámetro que permita la lectura simultánea de los parámetros. El equipo de medición deberá contar con certificado de calibración vigente expedido por una empresa acreditada por la ONAC.
- Los pozos de monitoreo deberán ser purgados y muestreados usando equipo exclusivo. Las aguas del purgado y de la descontaminación se deberán colocar en contenedores de 55 galones y etiquetar para manejo de materiales peligrosos, los cuales se podrán disponer como RESPEL directamente o se podrán caracterizar para su posterior disposición final, por lo tanto, se debe efectuar su manejo de acuerdo con los lineamientos técnicos requeridos en el Decreto 1076 de 2015 – Título 6 (Decreto 4741 de 2005).
- Los procedimientos de planeación del muestreo y conservación de las muestras deben llevarse a cabo conforme las metodologías establecidas en las ASTM D5903 - 96(2012) y D6517 - 00(2012) e1.
- Conforme al Artículo 2.2.8.9.1.5. del Decreto 1076 de 2015, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con laboratorios acreditados en el país para los análisis de las muestras podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado para el país de origen. Se deberá remitir los respectivos soportes del alcance de la acreditación. (Con relación a los métodos analíticos exigidos por la guía deberá comprobar que en ningún laboratorio nacional se han homologado dichos métodos previos a escoger un laboratorio internacional).
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras colectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad, es decir que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio ninguna otra compañía o empresa

debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros)

- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.
- Se deberá realizar la clasificación del agua subterránea en el área de estudio de acuerdo con los lineamientos técnicos establecidos en el numeral 2.2.2 del MTEAR, así como tener en cuenta si existen concesiones de agua subterránea en el área de influencia del sitio de investigación.
- El límite de cuantificación del laboratorio debe encontrarse por debajo de los niveles de referencia de las normas nacionales o internacionales seleccionadas por el usuario, la cual debe cubrir la totalidad de los parámetros evaluados o la mayoría de estos.
- **Pruebas De Pulso (Slug)**

Realizar pruebas slug en cada uno de los pozos de monitoreo instalados siguiendo la guía ASTM D4044/D4044M-15; de igual forma se deberá analizar los datos y calcular las propiedades hidráulicas del nivel captado.

- Posterior a la construcción de los pozos de monitoreo y con el fin de validar el valor de los parámetros geohidráulicos, como lo es la conductividad hidráulica (K), la transmisividad (T), etc., se debe presentar una propuesta de ejecución de pruebas de pulso (slug) de los nuevos pozos construidos. Se debe soportar su selección teniendo en cuenta las características hidrogeológicas de las unidades que capta capa pozo, su localización espacial, etc. Se tendrá en cuenta lo establecido en la norma ASTM D4044.
- Para la interpretación de las pruebas de pulso, se tendrá que sustentar técnicamente la selección del método de interpretación, el cual debe satisfacer las condiciones del sistema hidrogeológico, con relación a si es confinado, libre, semi – confinado, etc. El usuario allegará todos los soportes, como los son los datos crudos y las respectivas memorias de cálculo que permitan validar los valores calculados.

El usuario debe soportar técnicamente el método de interpolación utilizado. En caso tal de que utilice un algoritmo, debe allegar la justificación de los parámetros del modelo utilizado, además de la información cruda y las respectivas memorias de cálculo que permitan validar los cálculos realizados.

- **Modelo hidrogeológico local**

Elaboración de un modelo hidrogeológico local que cuente con información específica del área de estudio y el área de influencia, en cuanto a propiedades hidráulicas de las unidades acuíferas la cual debe estar representada en una escala detallada de 1:5000. Adicionalmente el modelo debe contener mínimo la siguiente información:

- Soportes de métodos de perforación de cada uno de los sondeos y de los pozos de monitoreo instalados.
- Diseño detallado de cada uno de los pozos de monitoreo instalados, además de la descripción litológica de toda la columna de suelo, la cual debe estar soportada con los datos tomados durante la perforación y datos analíticos (resultados de laboratorio de suelos que determine el tipo y características de los materiales) que sustenten la información recopilada en campo.
- Se debe desarrollar en la totalidad de los pozos de monitoreo las mediciones de profundidad del agua subterránea y, si es el caso, de producto en fase libre. Esta actividad se deberá desarrollar una vez por semana durante un mes. Estas actividades de medición deberán estar contempladas en el cronograma general o plan de trabajo.
- Realizar la toma de niveles de la superficie freática en cada uno de los pozos que pertenecen a la red de monitoreo. Con la información de la cota de niveles, construir un modelo de isopiezas el cual permitirá a esta autoridad validar objetivamente la dirección de flujo del agua subterránea que predomina en el sitio.
- Entregar información acerca de los niveles estáticos de cada uno de los pozos de monitoreo (nivel de agua subterránea, producto libre y diferencia), además de la profundidad del pozo con respecto a la boca y en dirección norte.
- Realizar la clasificación hidrogeológica de las diferentes unidades hidrogeológicas existentes en el sitio. La clasificación debe estar orientada a la determinación de si la unidad es impermeable, semipermeable o impermeable.
- De acuerdo con las características litoestratigráficas (que tipo de material geológico existe y cuál es su localización espacial, tanto horizontalmente como en profundidad) e hidrogeológicas, establecer si existen o no y en qué condiciones, conexión hidráulica a nivel horizontal y/o en profundidad dentro del área de influencia del sitio.

- Establecer cuáles son las direcciones de flujo preferentes, zonas de entrada (recarga) y salida (descarga) del agua subterránea dentro del sitio, tanto a nivel horizontal como en profundidad.
- Proporcionar un análisis detallado de toda la información, los resultados y conclusiones.
- Identificar la vulnerabilidad de las unidades acuíferas someras y profundas.
- Plano de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación del agua subterránea.

#### 4.4. RESULTADOS

- 4.4.1. Resultados de campo
- 4.4.2. Resultados de laboratorio
- 4.4.3. Interpretación de los resultados
- 4.4.4. Delimitación del sitio impactado

### 5. EVALUACIÓN DE RIESGOS (aplica para nivel I y II)

Una vez se tengan los datos del grado de afectación de los recursos suelo y agua subterránea, el paso a seguir es determinar si las concentraciones de los compuestos de interés medidas en campo, representan un riesgo inaceptable para los receptores sensibles que potencialmente puedan entrar en contacto con estas matrices ambientales.

En caso de que se evidencie algún tipo de afectación al recurso biótico o abiótico, en esta etapa se calcularán las metas de remediación y se articulará con la autoridad ambiental competente, las acciones para llevar a cabo la intervención del sitio.

Como se expresó en apartes anteriores, la metodología a utilizar para la determinación del grado de afectación del recurso y la evaluación del riesgo es la RBCA o Risk Based Correction Actions, para lo cual el usuario podrá hacer uso de las herramientas técnicas que tenga a la mano, no necesariamente de un software determinado, toda vez que demuestre que se cumple con los procedimientos establecidos en la citada metodología. Esta guía es la ASTM E2081-00 (2015) Standard Guide for Risk-Based Corrective Actions.

#### 5.1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA (aplica para nivel I y II)

Para la definición del problema se deben tener en cuenta diferentes aspectos relacionados con el escenario de exposición, por lo cual se deben definir previamente estos escenarios donde un potencial receptor sensible pueda interactuar o entrar en contacto con la contaminación presente en el medio.

Un escenario de exposición se compone entonces de:

- Un foco de contaminación.
- Un medio afectado que puede facilitar la migración de contaminantes a otros medios como el agua subterránea.
- Un área común de exposición o punto de exposición entre el receptor y el contaminante.
- Una vía de exposición que puede ser inhalatoria, oral o dérmica.
- Es importante resaltar que para que se pueda cuantificar un riesgo potencial, estos cuatro componentes deben concluir en el escenario de exposición.

De igual manera, en esta fase de la evaluación de riesgos se debe hacer la identificación de los focos de contaminación a partir de los datos de la investigación de campo. Se debe explicar si los focos de contaminación primaria han sido eliminados o ya no están activos, ya que el estudio de análisis de riesgos solo tendría sentido práctico si las fuentes de contaminación han cesado en su aporte de contaminantes al medio, de lo contrario, las conclusiones del estudio no se podrán sostener en el tiempo y la evaluación debería repetirse en el futuro.

En caso de que se encuentre producto inmisible con el agua o en fase libre, este se deberá retirar como una medida temprana de remediación y determinar sus concentraciones en la matriz suelo.

Para esta etapa, se recuerda tener presente la información detallada del sitio, recabada en numerales anteriores y que a manera de recordatorio comprenden:

- Actividades pasadas y presentes desarrolladas en el sitio.
- Delimitación de la zona afectada
- Superficie, dimensiones y espesor del suelo afectado
- Concentraciones de los compuestos de interés en esas áreas.

#### 5.1.1. Compuestos de interés (CDI) (aplica para nivel I y nivel II)

Se considera compuesto de interés, toda sustancia medida en campo a través de metodologías analíticas acreditadas que superen los valores, al menos en uno de los puntos medidos, de los Índices Genéricos Basados en Riesgo (IGBR) presentados como anexo I.

Con relación a las sustancias a contemplar en la evaluación del sitio, se podrán incluir todos los compuestos de interés que se hayan detectado en investigaciones previas:

- Que superen los IGBR.
- Que por sensibilidad de la metodología analítica no permitan realizar una comparación con los IGBR.
- Aquellos que aun cuando no estén reportados específicamente en el anexo de IGBR, cuenten con criterios toxicológicos en referentes internacionales como la USEPA.
- Que la SDA haya definido de acuerdo con la revisión de antecedentes.

Para definir los compuestos de interés por comparación con los IGBR, el usuario podrá:

- Usar el estadístico representativo, el cual sería el límite superior del intervalo de confianza (UCL) al 95% de la media aritmética.
- Usar el valor más alto de los datos encontrados.

Existen herramientas computacionales libres que se encuentran disponibles en internet y pueden facilitar este trabajo proporcionando el UCL95% que se obtendría usando diferentes métodos disponibles y arrojando el valor que se consideraría más apropiado, sin embargo, para que esta herramienta computacional haga cabalmente su labor es necesario tener en cuenta las siguientes recomendaciones:

- El número de muestras debe ser como mínimo 10 en consideración a que entre mayor sea el número de estas, mayor será también su aproximación al valor buscado; idealmente, se requerirían un número de datos entre 20 y 30.
- Los puntos de muestreo deben tener representatividad, en otras palabras, durante el análisis no deberían mezclarse puntos de muestreo de diferentes zonas de afectación o focos de

contaminación ya que esto traería como consecuencia una dispersión de datos exagerada que haría que el valor de UCL95% fuera mayor aún, que el valor más alto medido.

- En caso de presentarse un dato anómalo o outlier, no deberá eliminarse ya que podría tratarse de un dato de una zona caliente. En este caso, se procederá a hacer una triangulación alrededor del dato anómalo para descartar la zona caliente.
- En caso de que se midan concentraciones de sustancias químicas sobre los IGBR en suelo y este se encuentre en contacto con agua subterránea, las sustancias de interés deberán ser medidas en las dos matrices.

Todas las sustancias que superen los IGBR deberán ser presentadas gráficamente en curvas de isoconcentración para cada sustancia, de manera individual (si se cuenta con suficiente información), esto presentado como una interpretación de la distribución espacial de las concentraciones en las matrices analizadas.

En todo caso, la SDA generará una guía para las labores de campo tendientes a recabar la información pertinente en el marco del análisis de riesgo.

A continuación, se muestra la estructura básica que el usuario deberá seguir para la presentación del informe de análisis de riesgos para cada uno de los compuestos de interés.

Para la descripción de la toxicidad de los compuestos de interés, el usuario deberá usar las fuentes de información relacionadas en el anexo II.

#### 5.1.1.1. Descripción de la toxicidad de los compuestos de interés

##### 5.1.1.1.1. Toxicidad para receptores humanos

##### 5.1.1.1.2. Toxicidad para receptores ecológicos (solamente si el usuario lo considera necesario o la autoridad ambiental lo requiere).

#### 5.1.2. Modelo Conceptual y definición de escenarios de exposición. (aplica para nivel II)

Una de las actividades más complejas dentro de una evaluación de riesgos es la definición de escenarios de exposición, para lo cual es necesario entrar a analizar los mecanismos de transporte y degradación de los compuestos de interés. Es importante tener en cuenta que en esta fase no se requiere aún hacer un abordaje cuantitativo, solo definir, con base en datos de características fisicoquímicas del suelo y de los contaminantes, la probabilidad de que estos lleguen a un receptor sensible a través de un mecanismo definido, para posteriormente estimar el riesgo.

En los casos en los que un agente contaminante o una mezcla, se libera al medioambiente se pueden presentar varios escenarios, a saber:

- El contaminante o mezcla de estos, sea retenido en el suelo dadas las características de permeabilidad de este (se acumula).
- Los contaminantes pueden ser transportados en consideración de las características del suelo y de los contaminantes, ya sea por dispersión a la atmósfera, suspensión en sedimentos, transporte a un cuerpo de agua, entre otros.
- Los contaminantes o mezclas de estos pueden sufrir alguna transformación física como volatilización o adsorción.
- Los contaminantes o mezclas de estos pueden sufrir alguna transformación química como fotólisis, hidrólisis, oxidación, entre otros.
- Los contaminantes o mezclas de estos pueden sufrir alguna transformación biológica tal como la biodegradación.

Las anteriores transformaciones o destinos tienen algo en común y es precisamente las características fisicoquímicas de los contaminantes, las cuales deberán ser estudiadas, para así definir con bastante probabilidad cuál es el destino ambiental de las sustancias en evaluación.

A continuación, se muestran algunas de esas características fisicoquímicas que orientarán al usuario sobre cuál es el destino ambiental probable de los contaminantes presentes en el sitio en evaluación. Es importante considerar que esto es un criterio orientativo y el usuario deberá hacer lo necesario para garantizar la robustez y calidad del análisis de riesgo.

*Tabla No. 1 Características fisicoquímicas del suelo a ser consideradas en la elaboración del modelo conceptual del sitio*

Parámetro	Descripción
$K_d$	Define la tendencia de que un compuesto quede en el agua, el suelo o los sedimentos. Así, cuanto mayor sea el $K_d$ , mayor predisposición del compuesto a quedar retenido en el suelo o los sedimentos frente a permanecer en el agua.
$K_{ow}$	Indica la afinidad de un compuesto entre el octanol y el agua. El octanol se emplea como un subrogado de las grasas, por lo que $K_{ow}$ permite predecir el potencial de bioconcentración en organismos acuáticos. Así, cuanto mayor sea el $K_{ow}$ , mayor predisposición del compuesto por el octanol frente al agua, es decir, mayor tendencia a concentrarse en los organismos acuáticos.

Solubilidad	Establece la máxima concentración de un compuesto químico en disolución acuosa para una temperatura concreta. Cuando las concentraciones en agua superan el límite de solubilidad, pueden indicar la presencia de fase no acuosa, de sedimentos en suspensión con compuestos adsorbidos, o la presencia de otros disolventes que incrementen la solubilidad del compuesto en agua.
Constante de la Ley de Henry (H)	Es una medida de la afinidad de un compuesto entre el aire y el agua. Así, cuanto mayor sea la constante de la Ley de Henry, mayor predisposición del compuesto a volatilizarse frente a permanecer en el agua.
<b>Parámetro</b>	<b>Descripción</b>
Presión de Vapor (Pv)	Indica la tendencia de un compuesto a presentarse en forma gaseosa frente a permanecer en fase líquida o sólida. Así, cuanto mayor sea la presión de vapor, mayor probabilidad de que el compuesto se volatilice. Permite calcular la rapidez de volatilización de las sustancias puras y calcular la constante de la Ley de Henry para sustancias de baja solubilidad.
Difusividad (D <sub>air</sub> , D <sub>w</sub> )	Da una idea de la capacidad de dispersión a través de agua o aire, de un compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración. Así, cuanto mayor sea la difusividad, mayor será la movilidad del compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración.
Factor de Bioconcentración (BCF)	Refleja la afinidad de un compuesto entre un organismo vivo (ej. pez o planta) y un medio (ej. suelo, agua). Así, cuanto mayor sea BCF, mayor predisposición del compuesto químico a acumularse en el organismo vivo.
Vida Media	Es el tiempo en el que la concentración se reduce a la mitad. Proporciona una medida relativa de la persistencia de un compuesto químico en un medio determinado. Es importante destacar, que la vida media real puede variar notablemente en función de las condiciones específicas del entorno. Cuanto mayor sea la vida media, más persistente es el compuesto y menor será su potencial de degradación.

De igual forma, es importante también analizar el escenario desde las constantes físicas del sitio en evaluación, ya que contaminantes tales como metales pesados, pueden ser retenidos o movilizadas según las condiciones medioambientales, sucediendo que pueda haber una concentración en temporada seca y una dilución en temporada húmeda.

Es importante tener en cuenta que existen otros parámetros del suelo como el pH, contenido de materia orgánica o capacidad de intercambio catiónico que afectan, de forma drástica, la retención o transporte de los contaminantes y cada escenario debe ser analizado en profundidad.

Dentro de la visualización de la ruta del contaminante en el escenario de exposición, se considera al receptor como el destino final. En este sentido es imprescindible establecer las vías de exposición.

A manera de orientación, se muestran unas gráficas genéricas donde se identifica si hay probabilidad de exposición por una determinada vía, según la matriz ambiental afectada. Para el caso se presenta:

- Exposición a agua superficial
- Exposición a agua subterránea
- Exposición a vapores

- Exposición a suelo

Es importante tener en cuenta que estas gráficas solo muestran un comportamiento general y que el análisis específico debe hacerse caso a caso y para cada escenario.

**EXPOSICIÓN A AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRANEA POR ESCENARIO Y VIA DE INGRESO**

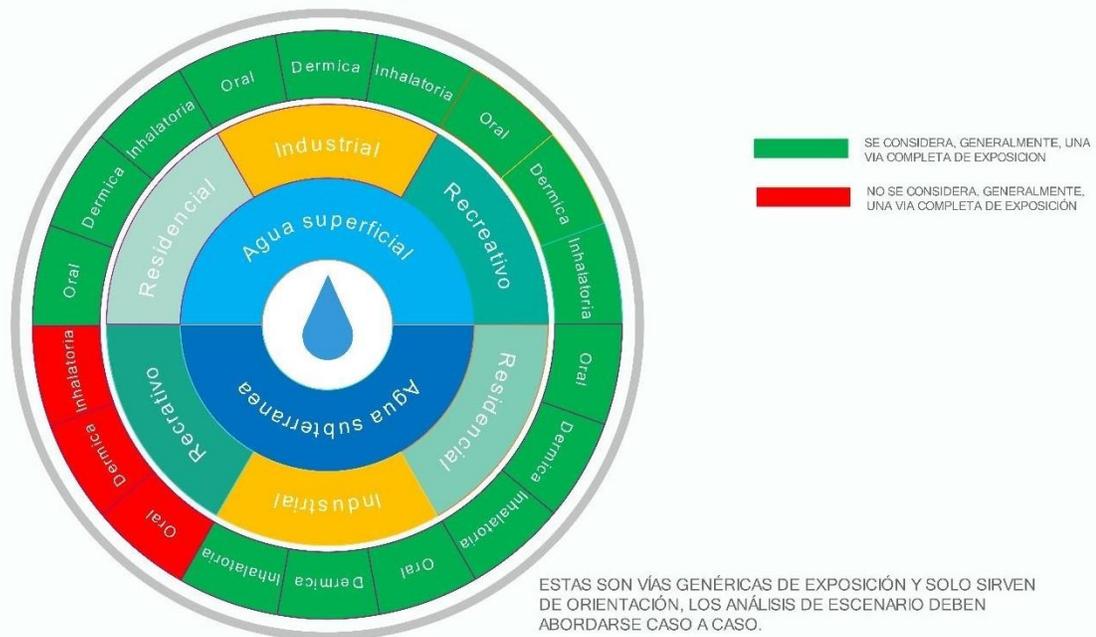


Figura No. 2 Representación gráfica de vías de exposición a agua superficial y subterránea (Fte: SDA)



Figura No. 3 Representación gráfica de vías de exposición a suelo y vapores (Fte: SDA)

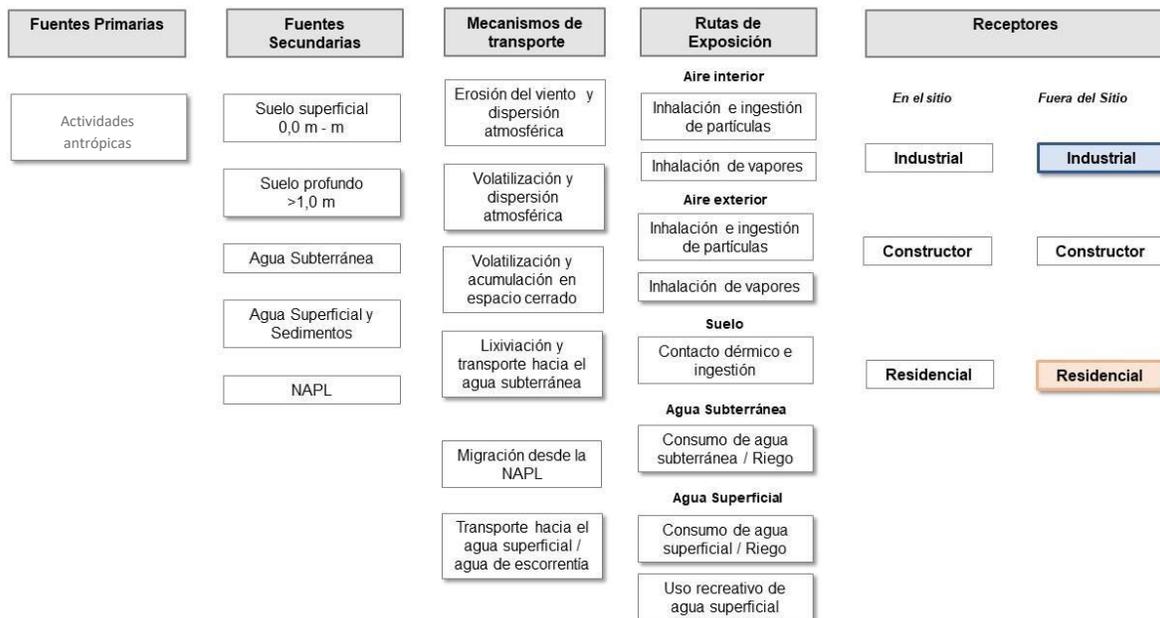
Una vez se ha analizado la información resultante de la identificación de la fuente de contaminación, los contaminantes, mecanismos de transporte, posibles mecanismos de degradación, puntos de concentración de contaminantes, receptores y vías de exposición, se tiene información suficiente para establecer un escenario de exposición probable, ya sea para un uso futuro del suelo o para el uso actual del mismo.

Los escenarios de exposición deberán ser claros y mostrados en una tabla o figura, donde se identifique la fuente de contaminación, cuál es el medio afectado, puntos y vía de exposición probable para cada compuesto de interés. En ocasiones es posible agrupar los CDI por características fisicoquímicas similares que les permitan seguir la misma ruta de exposición.

Una vez se elija un escenario determinado, deberá sustentarse técnicamente su elección; de la misma forma, en caso de omitir un escenario de exposición particular, deberá justificarse técnicamente su omisión.

Todo escenario elegido va a ser dependiente del tipo de interacción que tendría el receptor con el sitio contaminado y, en ese sentido, el análisis de riesgo sólo es útil para la evaluación de ese tipo de interacción; en otras palabras, cuando el análisis de riesgos se hace para un escenario de exposición determinado, si a futuro la interacción entre receptor y sitio cambia, dicho análisis perdería validez y sería necesario hacer uno nuevo donde se muestre de manera explícita la naturaleza de la nueva interacción del receptor con el sitio.

Para efectos de facilitar la comprensión del modelo, a continuación, se muestra gráficamente el contenido mínimo de este.



NAPL: - Non Aqueous Phase Liquid -  
Fase líquida no acuosa

Figura No. 4 Esquema de contenido del Informe de Análisis de Riesgo (Fte: SDA)

A continuación, se muestra en detalle los numerales que deberán incluirse en este capítulo de la evaluación de riesgo a presentar a la autoridad ambiental.

- 5.1.2.1. Fuentes de los contaminantes
- 5.1.2.2. Potenciales receptores de la contaminación

- 5.1.2.3. Mecanismos de transporte
- 5.1.2.4. Potenciales rutas y vías de exposición
- 5.1.2.5. Posible migración de los contaminantes de un medio a otro
- 5.1.2.6. Factores que modifican el efecto de los contaminantes sobre los receptores

## 5.2. EVALUACIÓN DEL RIESGO (aplica para nivel II)

Como punto intermedio entre la definición del escenario de exposición y la evaluación de riesgo, es necesario hacer unas precisiones en lo relacionado con el modelamiento para cuantificar la dosis de exposición en el punto que llegaría al receptor.

En consideración a que las concentraciones en el medio no siempre son las mismas a las que se expone el receptor, es necesario aplicar modelos de dispersión de contaminantes que muestren las atenuaciones naturales que podrían sufrir los CDI en su recorrido desde la fuente hasta el receptor.

Estos modelos de dispersión permiten el cálculo de la concentración del contaminante en el medio que se encuentra en contacto directo con el receptor a partir de una concentración medida en el medio contaminado tal como: intrusión de vapores en espacios cerrados por afectación del subsuelo o dispersión eólica de contaminación adsorbida en el polvo, entre otros; siempre considerando el tipo de interacción que tendría el receptor con el sitio contaminado.

Para poder alimentar correctamente los modelos matemáticos de dispersión de contaminantes, es necesario que las variables definidas dentro de los algoritmos sean trazables y sustentadas científicamente. En este sentido, a continuación, se especifican variables y fuentes de información toxicológica que pueden ser usadas para este fin.

### 5.2.1. Fuentes de información toxicológica

Para esta etapa del proceso es necesario que toda información usada para alimentar el modelo de exposición tenga la trazabilidad necesaria para que le dé validez al análisis de riesgo; dentro del modelo se van a usar variables correspondientes a criterios toxicológicos que permiten la descripción de los escenarios de exposición a las diferentes sustancias, sean cancerígenas, no cancerígenas o mutagénicas.

Para poder entender mejor el algoritmo que describe las diferentes vías y escenarios de exposición y las variables propias del modelo, se describen a continuación dichas variables:

- ABSd (Fraction of contaminant absorbed dermally from soil) o fracción del contaminante absorbido vía dérmica desde el suelo representa una fracción entre 0 y 1 que da cuenta indirecta de que tan

fácil o probable sea la absorción de una determinada sustancia a través de la piel y representa qué porcentaje de la sustancia a la que se expone el receptor ingresa a la misma vía dérmica.

- **AF (Adherence Factor):** o factor de adherencia es una medida de la cantidad de partículas de suelo que se adhieren a la piel en función del área expuesta; esta variable puede encontrarse particularmente para diferentes tipos de suelo, pero para los fines de este documento se va a tomar como un promedio de características de adhesión propias de los diferentes tipos de suelo a la piel. Las unidades de esta variable son  $\text{mg}/\text{cm}^2$ .
- **AT (Averaging Time)** o tiempo promedio, se define como la cantidad de tiempo expresada en días que el receptor se expone a un escenario particular y es equivalente al producto de multiplicar los 365 días del año por el número de años que dura la exposición (ED). (ejemplo: una persona que vive en su casa por 26 años tiene un AT o tiempo promedio de exposición de 9490 días ( $365 \times 26$ )).
- **BW (Body Weight)** o peso corporal, es el estimado promedio en kilogramos para una persona sana según su grupo etario o edad. (ejemplo: el peso promedio de una persona adulta sana es de 65 kg).
- **CAFo (Adjustment factor for cancer):** o factor de ajuste para cáncer es una variable de ajuste usada para el caso especial de suelos contaminados con tricloroetileno ya que se hace necesario combinar las ecuaciones estandarizadas para sustancias cancerígenas y mutagénicas; este ajuste se hace para las vías de exposición oral e inhalatoria y se basan en los valores de toxicidad de cáncer de hígado en adultos.
- **CSFo (Cancer Oral Slope Factor)** o factor de pendiente oral crónico se define como el límite superior, usualmente con un 95% de confianza relacionado con un incremento en el riesgo de generación de cáncer luego de la exposición vía oral a una sustancia a lo largo de toda una vida. Este es un valor de toxicidad que define cuantitativamente la relación dosis respuesta y se expresa en unidades de  $(\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{día})^{-1}$ .
- **DFS (Soil dermal contact factor)** o factor de contacto dérmico con el suelo es un valor expresado en  $\text{mg}/\text{kg}$  que deriva del cálculo de la sumatoria de la exposición de receptores por grupo etario en función de su peso corporal, características de tiempo de exposición, áreas de piel expuestas típicas de cada uno y la capacidad de adherencia del suelo a la superficie de la piel expuesta. Se puede interpretar entonces como la cantidad de suelo que puede adherirse a la piel de un receptor promedio, generando un escenario de exposición dérmica.

- ED (Exposure Duration) o duración de la exposición, se entiende como la cantidad de tiempo en años que un receptor específico está expuesto a una sustancia específica en un escenario determinado (ejemplo: un trabajador especializado tendría una exposición de 25 años a un mismo escenario de exposición laboral)
- EF (Exposure Frequency) o frecuencia de la exposición, se define como la cantidad de tiempo en días al año que un receptor se encuentra expuesto a un escenario determinado (ejemplo: un habitante de una casa permanece expuesto 350 días al año en consideración a que toma 15 días de vacaciones, es decir que su frecuencia de exposición es de 350 días al año).
- ET (Exposure Time) o tiempo de exposición se considera a la cantidad de tiempo medida en horas por día que el receptor se encuentra expuesto en un escenario definido a una determinada sustancia (ejemplo: un trabajador está expuesto en un escenario industrial a una sustancia durante 8 horas al día, así como un residente en un entorno doméstico se encuentra expuesto 24 horas por día a una sustancia determinada).
- GIABS (Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract) o fracción del contaminante que se absorbe en el tracto gastrointestinal, es una constante específica para cada contaminante que se usa para convertir un factor de pendiente oral a un factor de pendiente dérmico factorizando el porcentaje de la sustancia que se elimina del cuerpo por sus procesos bioquímicos y biológicos. Un GIABS de 1 implica que el 100% de la dosis que ingresa al receptor por vía oral se puede absorber a nivel del tracto gastrointestinal.
- IFS (Resident Soil Ingestion Rate): o tasa de ingestión de suelo es una medida estimada con base en la frecuencia y duración de la exposición de dos receptores típicos (grupos etarios) en función de su peso corporal y la cantidad de suelo promedio que consume cada uno; esta variable expresa en mg de suelo ingerido por cada kg de peso corporal la sumatoria de la cantidad de suelo que los receptores típicos ingerirían en un tiempo correspondiente a la duración de su exposición en el escenario definido.
- IRS (Resident Soil Ingestion) o ingestión de suelo del residente, se entiende como la cantidad de partículas provenientes del suelo que entran vía oral al receptor, ya sea de manera accidental o no y se expresa en unidad de mg/día (ejemplo: un adulto tiene un IRS de 100 mg/día ya que a su organismo ingresan por vía oral el equivalente a 100 mg de suelo mientras que un niño tiene un IRS de 200 mg/día por cuanto en los niños puede darse el fenómeno de pica o comen tierra de manera intencional)

- IUR (Inhalation Unit Risk): o unidad de riesgo por exposición vía inhalatoria se interpreta como el riesgo extra de cáncer como resultado de la exposición continua a una sustancia química con una concentración de  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$  de aire, en otras palabras, un IUR de  $2 \times 10^{-6}$  por cada  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de aire de una sustancia particular incrementaría 2 casos de cáncer por cada millón de habitantes expuestos diariamente por toda su vida a esta sustancia particular a una concentración de  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$  de aire. Esta variable se expresa en unidades de  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .
- LT (Lifetime) o tiempo de vida se considera el estimado promedio de tiempo medido en años que un receptor conserva sus funciones vitales o simplemente la duración de la existencia de un ser vivo.
- MAFo (Adjustment factor for mutagens): o factor de ajuste para mutágenos es una variable de ajuste usada para el caso especial de suelos contaminados con tricloroetileno ya que se hace necesario combinar las ecuaciones estandarizadas para sustancias cancerígenas y mutagénicas; este ajuste se hace para las vías de exposición oral e inhalatoria y se basan en los valores de toxicidad de cáncer de riñón en adultos.
- PEF (Particulate Emission Factor) o factor de emisión de material particulado es una constante que relaciona la concentración de un contaminante particulado presente en el aire ambiente y la correspondiente concentración de este en el suelo. El PEF incorpora factores asociados a la emisión de contaminantes particulados debido a la acción del viento y el tráfico vehicular con su subsecuente factor de dispersión.
- RBA (Relative Bioavailability Factor) o factor de biodisponibilidad relativa, hace referencia a la fracción del contaminante que luego de la exposición alcanza la circulación sistémica, este factor se encuentra entre 0 y 1, siendo 1 la representación de la absorción y distribución del 100% de la sustancia a la que se expone el receptor. (ejemplo: un RBA de 0.35 implica que solo el 35% de la dosis recibida por una vía específica alcanza concentración sistémica) (EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021)(EPA, 2021).
- RfC (Reference Concentration) o concentración de referencia es la cantidad de una sustancia expresada en  $\text{mg}/\text{m}^3$  de aire homóloga de la dosis de referencia aguda o RfD y se entiende como un punto de referencia indicador de efectos potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada a través de la vía inhalatoria. De manera general una dosis inferior al RfC no es plausible asociarla a efectos adversos para la salud, en caso contrario donde la dosis excede el RfC, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta, no obstante, este caso no debe tener un pronunciamiento categórico prohibitivo, por tal razón se habla de riesgo aceptable o riesgo no aceptable.

- RfDo (Oral Reference Dose) o Dosis de Referencia Oral, se entiende como una concentración de referencia indicadora de efectos perjudiciales potenciales para la salud por exposición a una sustancia determinada. De manera general una dosis inferior al RfDo no es plausible asociarla a efectos adversos para la salud, en caso contrario donde la dosis excede el RfDo, la probabilidad de que se presenten efectos adversos aumenta, no obstante, este caso no debe tener un pronunciamiento categórico prohibitivo, por tal razón se habla de riesgo aceptable o riesgo no aceptable.
- SA (Surface area soil) o área superficial hace referencia a que tanta piel expuesta del receptor puede llegar a estar en contacto con el suelo. Se expresa en unidades de centímetro cuadrado por día y se estima para cada tipo de escenario de exposición y rango de edad.
- THQ (Target Hazard Quotient) o coeficiente de peligrosidad, está definido como la relación o cociente entre la exposición potencial a una sustancia y el nivel al cual se considera que no hay efectos adversos, así entonces, un THQ mayor que uno se puede interpretar como una posibilidad aumentada en la presentación de un efecto adverso determinado, mientras que un THQ menor que uno implica un escenario de protección del receptor expuesto a la misma sustancia.
- TR (Target Risk) o riesgo objetivo es una medida que permite estimar la dosis asociada con un nivel de riesgo específico, por ejemplo, un TR de  $1 \times 10^{-6}$  significa que, a ese nivel, se incrementa un caso de cáncer entre un millón por exposición a una determinada sustancia a lo largo de toda la vida. Para algunas sustancias o por decisión de la autoridad competente, en ocasiones no se maneja un riesgo objetivo de uno en un millón, sino de uno en cien mil o en diez mil.
- VF (Volatilization Factor) o factor de volatilización es una constante usada para calcular concentración de una sustancia en aire respirable debido a los procesos de evaporación o volatilización de sustancias presentes en un suelo impactado, este factor tiene unidades de m<sup>3</sup>/kg y se define como la relación de la concentración de un contaminante en el suelo y la concentración de este volatilizado en el aire.

Una vez identificadas las variables de exposición, se evalúa dentro del marco metodológico de cada referente internacional, cuál de estos tiene la información relacionada más completa y soportada científicamente para ser usados en los cálculos requeridos en la evaluación de riesgos.

En el anexo II, se hace un resumen de los recursos con los que cuenta el usuario como fuente de información para las variables de exposición.

En consideración a lo anterior, siempre se pedirá la trazabilidad de datos a fuentes científicas reconocidas y avaladas por pares.

#### 5.2.2. Modelos de transporte

Una vez se tiene establecido el escenario de exposición, las vías de dispersión de contaminantes y de ingreso de estos a los receptores, se procede a hacer un análisis particular de la exposición real para cada uno de los escenarios en el punto de contacto, haciendo énfasis en los siguientes fenómenos de transferencia de contaminantes.

- **Migración a aguas subterráneas**

En consideración a la dinámica de los contaminantes presentes en matrices ambientales complejas y su migración como consecuencia de la estrecha comunión del suelo con agua subterránea, esta última puede verse afectada de manera que puede interpretársele tanto como un receptor abiótico afectado como una fuente de contaminación para receptores bióticos.

Si bien la concentración en el punto de exposición puede medirse directamente, a veces, las mediciones son técnica o económicamente inviables, por lo que el uso de modelos de transporte es una buena salida técnica.

No obstante, aunque los paquetes comerciales de análisis de riesgos incluyen modelos de dispersión, en caso de requerirse una evaluación más precisa, se deberán usar modelos numéricos más complejos.

En todo caso, independientemente del modelo a usar, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos técnicos.

- Si el acuífero afectado va a ser explotado, se debe asumir que la pluma de contaminación va a ser atraída por el punto de bombeo, además de que es plausible que se instalen más puntos de bombeo, eventualmente.
- Los pozos de extracción podrían estar captando agua de varios acuíferos independientes que podrían estar conectados, por lo que es necesario que se evidencien las conexiones hidráulicas entre ellos.
- En los sitios donde se ha tenido evidencia de contaminación histórica y estas fuentes de contaminación han cesado, se puede asumir estado estacionario y así usar las concentraciones

medidas en campo para el análisis de riesgo en el corto y largo plazo para los receptores dentro del área de estudio.

- En consideración a que no todas las sustancias químicas son solubles en agua y pueden o no estar en superficie sobrenadando o en el fondo como una mezcla densa compleja, se puede presentar una distorsión en los resultados de los modelos de transporte, como consecuencia de lo anterior, se hace necesario que se contemplen estos escenarios dentro de los modelos de dispersión y transporte.
- Dado que los modelos de transporte que vienen incluidos en los paquetes comerciales de análisis de riesgo asumen de entrada un estado estacionario, se hace necesario que se justifique este estado mediante el análisis particular del escenario de exposición ya que no en todos los casos se presenta esta etapa de equilibrio. En caso de que se trate de un modelo de escenario transitorio, este deberá incluir un tiempo amplio que garantice el estado estacionario o de equilibrio.
- En lo concerniente a la degradación de los contaminantes durante el transporte, los paquetes comerciales de análisis de riesgo incluyen valores genéricos de degradación de dichos contaminantes. Estos valores no deberían ser usados ya que, para cada escenario o sitio contaminado, las variables que permiten esta degradación son muy diferentes, en este sentido se deberán justificar las tasas de degradación.

A continuación, se muestran algunos modelos de dispersión de contaminantes en agua subterránea de los cuales se puede hacer uso para estos cálculos.

*Tabla No. 2 modelos de dispersión de contaminantes en agua subterránea*

	MODELO	OBSERVACIONES
Zona no saturada	ASTM	
	SESOIL	Permite diferenciar varias capas
Zona saturada	DOMÉNICO	
	AT123D	
	FATE5	A partir de Doménico. Atenuación natural
	BIOSCREEN	Disponible en USEPA. Atenuación natural
	BIOCHLOR	Disponible en USEPA. Atenuación natural de clorados.
	DISPERSE	Característico para MTBE
	LNAST	Disponible en API. Útil para fase libre
Ambas	VS2DT	Disponible en USGS. Modelo numérico. Permite diferenciar capas heterogéneas

	MT3D	Modelo numérico de dispersión de contaminantes a emplear con modelo de flujo MODFLOW.
	BIOPLUME	Modelo numérico. Útil en biodegradación
	<b>MODELO</b>	<b>OBSERVACIONES</b>
	FEFLOW	Modelo numérico. Útil en medios fracturados.
	UTCHEM	Modelo numérico. Útil en medios fracturados.

- **Migración de contaminantes desde el suelo al receptor biótico**

Generalmente, las concentraciones de contaminantes en suelo se establecen por medición directa en el mismo y se asume que la fuente de contaminación ha sido removida.

No obstante, las concentraciones en suelo difieren de las concentraciones que llegarían al receptor por cualquiera de las vías, principalmente la inhalatoria y la oral, ya que los procesos de volatilización, fotólisis, lixiviación, biodegradación, entre otros, afectarían considerablemente la concentración real de exposición.

En un escenario de exposición a contaminantes del suelo, se esperaría que los mismos que se encuentren en superficie serían a los que los receptores acceden con mayor facilidad, sin embargo, en actividades como perforaciones, adecuación de instalaciones, jardinería y excavaciones, el receptor puede acceder a los contaminantes presentes en capas más profundas del suelo.

- **Migración de contaminantes desde el suelo o agua al aire y exposición del receptor.**

La exposición a contaminantes en el aire puede darse tanto en interiores, por la volatilización de compuestos presentes en el suelo o en el agua a través de grietas en el piso, volatilización de compuestos presentes en agua contaminada en actividades como el baño o cocina, el transporte de partículas desde el exterior al interior de los edificios; como en exteriores por volatilización o suspensión de partículas en material particulado, procedentes de contaminación del suelo o el agua.

En lo relacionado con la estimación de la exposición real en el punto de contacto, esta puede hacerse tanto por medición directa, donde es imprescindible que el diseño de la toma de muestras sea representativo, como indirectamente, mediante el uso de modelos de dispersión.

- **Deducción de la ecuación general de exposición del receptor**

Para calcular el riesgo existente por exposición a una sustancia específica se hace necesario el uso de un algoritmo que describa el escenario de exposición. La deducción del algoritmo descriptor general se muestra a continuación, tanto para sustancias cancerígenas como no cancerígenas.

Si la exposición es crónica, por ejemplo, se entraría a definir cuál es la dosis crónica recibida por el receptor, la cual estaría dada como una función de la concentración del contaminante en el medio (C) al que el receptor se expone a una tasa de ingreso por alguna de las vías de exposición por día (IR) un número de días al año (EF) a lo largo de toda su vida (ED) en relación con su peso corporal (BW) y del número de días que dura la exposición total (AT).

El algoritmo que define entonces esta descripción sería el siguiente: Ecuación

1: Estimación de la dosis crónica por exposición a una sustancia

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Donde:

- CDI: Chronic Daily Intake o dosis diaria crónica del contaminante (mg/kg-día)
- C: Concentración del contaminante en la matriz medioambiental (mg/kg) • IR: Ingestion rate o tasa de ingestión o ingreso al organismo (g/día para vía oral) • EF: Exposure Frequency o frecuencia de la exposición (días/año).
- ED: Exposure Duration o duración de la exposición (años).
- BW: Body Weight o peso corporal (kg)
- AT: Average Time o tiempo promedio es el número de días que dura la exposición a lo largo de la vida y es el producto de ED\*365 (días).

*\* Para propósitos de análisis dimensional, en ocasiones, dependiendo de las unidades de concentración se hace necesario hacer conversiones de unidades de manera que el CDI siempre tenga unidades de mg/kg-día.*

El algoritmo mostrado anteriormente cuenta con tres grupos de variables asociadas tanto al compuesto químico como al escenario, además de variables de normalización, las cuales cuentan con unos valores posibles de acuerdo con el escenario modelado, cuya elección debe ser técnicamente justificada.

Si bien, el algoritmo debe alimentarse con valores que garanticen la estimación de la dosis más alta posible razonable, no implica que siempre se deba usar el valor más alto.

Por otro lado, el cálculo de la concentración del contaminante al que se expone el receptor en el punto puede hacerse mediante mediciones puntuales o aplicando modelos de dispersión y transporte.

En los casos donde se hace medición directa de los contaminantes, es necesario tener mucho cuidado en la ejecución de las campañas de toma de muestras, ya que estas deben ser representativas de la exposición tanto en espacio como en tiempo, estas mediciones a pesar de ser más realistas, deben tener un número de datos lo suficientemente grande como para hacer un análisis estadístico de los mismos e involucrando variables de temporalidad y medioambientales para evaluar la influencia de estos últimos sobre la dispersión de los contaminantes.

Ahora bien, hay básicamente dos tipos de efectos en los receptores y son cáncer y no cáncer o sistémico. En cualquiera de los casos, el paso a seguir es relacionar la dosis con el efecto para lo cual se debe involucrar un criterio toxicológico que en el caso de las sustancias que tienen efecto cancerígeno es el CSF o Cancer Slope Factor.

- CSF: Cancer Slope Factor o factor de pendiente oral crónico se define como el límite superior, usualmente con un 95% de confianza relacionado con un incremento en el riesgo de generación de cáncer luego de la exposición vía oral a una sustancia a lo largo de toda una vida. Este es un valor de toxicidad que define cuantitativamente la relación dosis respuesta y se expresa en unidades de  $(\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{día})^{-1}$ .

Otra definición que involucrar dentro de la mecánica de la evaluación de riesgo es el concepto de riesgo mismo; este se define como una probabilidad de que un evento o desenlace adverso ocurra por exposición a una sustancia, usualmente, para efecto cáncer, se expresa en número de casos por cada millón de habitantes y para efecto diferente a cáncer, como el cociente objetivo del peligro que dependiendo de si es mayor o menor que la unidad, el riesgo aumenta o disminuye.

Para ejemplo de la muestra de cálculo, se considera el riesgo como el producto del factor de pendiente para cáncer y la dosis recibida así:

De manera general se puede afirmar que el riesgo es el producto de la exposición por la toxicidad de una sustancia, así que dependiendo del mecanismo de daño de la sustancia en evaluación se puede aplicar una de las siguientes ecuaciones.

Ecuación 1: Definición de riesgo no cancerígeno:

$$\text{Riesgo} = \text{CDI} * \text{RfD}^{-1}$$

Donde RfD es Dosis de Referencia y tiene unidades de  $\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{día}$

Para el caso de riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas

- **Deducción de la ecuación para el cálculo del riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas.**

Para el caso específico del cálculo de riesgo no cancerígeno, el riesgo se calcularía como se muestra a continuación.

Si

$$Riesgo = CDI * RfD^{-1}$$

y

$$CDI = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Entonces

$$Riesgo = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT} * RfD^{-1}$$

O lo que es lo mismo

$$Riesgo = \frac{C * IR * EF * ED}{RfD * BW * AT}$$

Este riesgo por exposición a sustancias no cancerígenas se interpreta como el cociente de dos números, donde en el numerador se encuentra la dosis que el receptor recibe del medio y en el denominador se encuentra la dosis de referencia; esto significa que, en ningún caso, el cociente debe ser mayor a la unidad, ya que, si esto sucede, se puede afirmar que la dosis recibida es mayor que la dosis de referencia y en ese sentido el riesgo por exposición es inaceptable.

Ecuación 2: definición de riesgo cancerígeno

$$Riesgo = CDI * CSF$$

- **Deducción de la ecuación para el cálculo del riesgo por exposición a sustancias cancerígenas.**

Ahora bien, tomando como ejemplo el riesgo por exposición a sustancias cancerígenas y reemplazando en las ecuaciones anteriores, se tendría que

$$CDI = \frac{Riesgo}{CSF}$$

Por lo tanto

$$\frac{Riesgo}{CSF} = \frac{C * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

O lo que es lo mismo

Ecuación 3: Ecuación general integrada para cálculo de riesgo cancerígeno

$$Riesgo = \frac{C * CSF * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

Que es la ecuación general para la determinación de límites genéricos basados en riesgo cuando se define el riesgo aceptable como un caso de cáncer en un millón ( $1 \times 10^{-6}$ ), por ejemplo.

Estas ecuaciones son susceptibles de modificaciones justificadas por el refinamiento de los datos con base en la vía de exposición; por ejemplo, si la sustancia no se absorbe fácilmente por una determinada vía, se podría incluir un factor de biodisponibilidad o de absorción.

Adicionalmente, dentro de las variables anteriormente descritas se encuentran tanto las propias del escenario de exposición como las del receptor y al respecto de este último, la variable de peso corporal es la más importante ya que como la dosis se da en función de esta, los niveles calculados de exposición segura dependen directamente del peso del receptor.

Por otro lado, cuando se hace una estimación de riesgo para población general o población específica más pequeña por algún interés especial, los datos relacionados con la exposición, ya sea nacionales, tomados de estudios en otros países o mixtos, deben ser combinados con la información de dosis-respuesta.

Estos datos de dosis - respuesta son tomados de fuentes científicas reconocidas como IRIS (Integrated Risk Information System), IPCS INCHEM (International Program on Chemical Safety) u otra relevante evaluada por pares donde reposen los criterios toxicológicos de exposición a diferentes sustancias químicas siempre teniendo en cuenta la coherencia en la escogencia de estos criterios con las características del escenario de exposición a evaluar.

De manera general, al hacer la estimación del riesgo, se plantea una diferencia entre el riesgo asociado a la exposición de sustancias no cancerígenas y el riesgo asociado a la exposición a sustancias cancerígenas.

Para las sustancias no cancerígenas se asume un valor umbral donde se presume que no hay un efecto adverso por exposición por debajo de ese umbral o límite, mientras que, para las sustancias cancerígenas, se asume que no hay un umbral y en ese sentido se debe calcular el riesgo de aparición de casos de cáncer por unidad poblacional.

Para casos específicos de exposición a sustancias cancerígenas, no cancerígenas, mutagénicas y casos especiales por las diferentes vías de exposición, remitirse al ANEXO III de este documento.

### ● Vías de exposición

Se define la exposición, en el contexto toxicológico, como el contacto de una sustancia química con los límites exteriores del cuerpo y en ese sentido, depende de las propiedades físicas y químicas de la sustancia, que esta se absorba o no y en qué medida.

Existen dos propiedades fisicoquímicas generales en las sustancias contaminantes que pueden orientar sobre la capacidad de absorción predominante y la vía de entrada al receptor, estas son la volatilidad medida por la presión de vapor de la sustancia y el coeficiente de partición octanol/agua que da una idea de que tan fácilmente una sustancia puede atravesar una membrana biológica.

En este orden de ideas, cuando una sustancia tiene una presión de vapor alta, alcanza rápidamente el equilibrio con su fase de vapor y se volatiliza a menor temperatura, esto se traduce que esta sustancia puede ingresar fácilmente por la vía inhalatoria.

Por otro lado, si una sustancia tiene un coeficiente de partición octanol/agua superior a 3, se interpreta que la sustancia es liposoluble y por ende puede atravesar más fácilmente las barreras biológicas, como la piel. En este sentido, esta propiedad hace que la vía de exposición dérmica sea importante para este tipo de sustancias.

Es importante resaltar que a pesar de que existen muchas otras características fisicoquímicas que permiten predecir el comportamiento de las sustancias químicas potencialmente contaminantes, estas dos relacionadas anteriormente son un indicador básico y en la mayoría de los casos suficiente para hacer este tipo de análisis.

Dentro de las vías de exposición, se tienen las vías mayoritarias entendidas como las más comunes o extensas en función de su interacción con los componentes medioambientales y sus posibles contaminantes, estas son la vía oral o digestiva, la vía inhalatoria y la vía dérmica.

Existen otras vías de exposición de los contaminantes al organismo tales como la placentaria, leche materna y parenteral que no son objeto de análisis en este documento.

Aunque básicamente el mecanismo de transporte del agente tóxico o xenobiótico es el mismo en el entendimiento de que este se da por la migración de dichas sustancias a través de la membrana celular en

función, generalmente, de un gradiente de concentración, hay variables propias de cada vía que hacen que unas sean más eficientes que otras.

- Vía digestiva: es la vía más común en intoxicaciones con agentes químicos en población general, los cuales se absorben principalmente en el estómago e intestino debido a que ofrecen una más grande área superficial en comparación con los tejidos de la mucosa orofaríngea, por ejemplo.

La absorción de los contaminantes por esta vía depende no solo de las características fisicoquímicas de estos sino también de la movilidad intestinal, gran área de exposición y otras variables fisiológicas que harían que aun pequeñas dosis fueran absorbidas ampliamente.

En otras palabras, dado que el sistema gastrointestinal está diseñado para aprovechar los nutrientes aun en cantidades muy pequeñas, los agentes xenobióticos o contaminantes pueden usar, por mimesis, las mismas rutas de absorción que los nutrientes, por ejemplo, se sabe que el plomo se absorbe en el tracto gastrointestinal por la misma vía que el calcio debido a que ambos son iones divalentes (carga +2).

- Vía inhalatoria: esta vía de exposición es la más común para la absorción de gases, vapores y material particulado que formen aerosoles. La absorción comienza desde la nariz misma hasta los pulmones; la nariz actúa junto con sus vellosidades como filtro de partículas y la mucosa oro nasal como una trampa para las mismas.

Cuando los contaminantes llegan a los alvéolos en los pulmones usan el mecanismo de intercambio gaseoso entre el oxígeno y el dióxido de carbono para ingresar al torrente sanguíneo y distribuirse en el organismo hacia los órganos blanco.

Los pulmones tienen la característica de presentar una superficie de contacto muy amplia que permite que la difusión de los gases sea muy alta, además, el mínimo espesor de la barrera alveolocapilar sumado al alto flujo sanguíneo da lugar a una absorción casi completa.

- Vía Dérmica: la absorción a través de la piel o absorción percutánea permite el ingreso de sustancias exógenas al organismo. La absorción por esta vía se favorece por las características fisicoquímicas del contaminante y por el grosor de la epidermis principalmente.

De manera general, entre más gruesa sea la epidermis, menor es la probabilidad de que los contaminantes puedan ingresar al organismo por esta vía.

La penetración de sustancias contaminantes por esta vía puede expresarse como un flujo de penetración para cada sustancia específica en unidades de miligramos por área superficial de piel y por unidad de tiempo; esto equivaldría a la velocidad teórica con que la sustancia particular penetra la piel.

Si bien es cierto que el cálculo de este flujo de penetración es difícil de determinar, se sabe que es función del  $K_p$  o coeficiente de permeabilidad y el gradiente de concentración del contaminante.

- **Derivaciones de la ecuación general de exposición**

Si bien la ecuación general que define el escenario de exposición a una sustancia química es bastante aproximada a la realidad, es necesario que se hagan ajustes para reducir su incertidumbre en función de escenarios particulares de exposición en los que la dosis de exposición no es la misma dosis absorbida; tal es el caso de la absorción dérmica de contaminantes, la cual varía en consideración a las constantes físicas y químicas de las sustancias a evaluar.

A manera de ejemplo en la deducción de estas derivaciones de la ecuación general, se va a mostrar de manera suficiente los aspectos a considerar en el marco de una exposición a contaminantes ambientales en el suelo por la vía dérmica.

En principio, y en el marco de la identificación del peligro, que como se explicó en este mismo numeral hace parte de la evaluación del riesgo, se deben tener en cuenta algunas realidades a saber:

La piel se asume que está compuesta por dos capas conocidas como la dermis o stratum corneum y la epidermis, donde la dermis se considera la primera barrera frente al contacto con sustancias contaminantes ambientales, por lo cual la exposición a estas sustancias estaría relacionada con dos variables principalmente, la duración del evento de exposición y el grosor de la dermis, en adición al área de exposición.

La difusión de los contaminantes a través de este medio estaría definida por la segunda ley de Fick, también se asume que la exposición continúa luego de que cesa la exposición debido a que las sustancias “se disuelven” en la piel y que parte de estas se pierden debido a procesos de descamación naturales.

En ese orden de ideas y en consideración a que el proceso de reemplazo completo de la dermis se produce cada 14 días, solamente las sustancias con un valor de coeficiente de partición octanol – agua ( $K_{ow}$ ) mayores a 3,5 o que cuenten con tiempos de duración del evento de exposición mayor a 10 horas se verían afectadas por este efecto.

Con base en las anteriores consideraciones y en vista de que hay ausencia de factores de toxicidad dérmica de las sustancias, se hace necesario entonces una extrapolación de la toxicidad oral a la dérmica para efectos sistémicos para lo cual se parte del hecho de que la mayoría de las dosis de referencia aguda y factores de pendiente de cáncer (cancer slope factor) se expresan en función de la cantidad de dosis administrada por unidad de tiempo y peso corporal (mg/kg-día).

Es así como este proceso usa la relación dosis-respuesta obtenida de estudios de administración oral y hace un ajuste para eficiencia de la absorción y así expresar el factor de toxicidad en términos de dosis absorbida.

La estimación de la eficiencia de la absorción oral para ajustar el factor de toxicidad de dosis administrada a dosis absorbida tiene cierta incertidumbre que se relaciona con la distinción entre “absorción” y “biodisponibilidad”. Típicamente el término absorción se relaciona con el paso de la sustancia desde el lumen gastrointestinal hacia la circulación, mientras que la biodisponibilidad se define como la tasa y cantidad de la sustancia que alcanza la circulación sistémica sin cambio alguno, esto quiere decir que la biodisponibilidad involucra tanto la absorción como el metabolismo pre sistémico.

Así las cosas, en ausencia de activación metabólica o detoxificación, el ajuste debería hacerse en función de la biodisponibilidad en lugar de la absorción.

Para caracterizar el riesgo de la vía de exposición dérmica se hace necesario un ajuste del factor de toxicidad oral que represente una dosis absorbida en vez de una dosis suministrada. Por ejemplo, en los casos donde la absorción oral es completa, la dosis absorbida es equivalente a la dosis suministrada, pero en los casos en los que la absorción gastrointestinal es pobre, la dosis absorbida es mucho más pequeña que la dosis suministrada y en ese caso los factores basados en la dosis absorbida deben ajustarse en consideración a la relación entre las dosis absorbida y suministrada.

Ecuación 4: Derivación de dosis de referencia basada en la dosis absorbida

$$RfD_{abs} = RfD_o \times GIABS$$

Ecuación 5: Derivación de factor de pendiente para cáncer basado en la dosis absorbida

$$CSF_{abs} = \frac{CSF_o}{GIABS}$$

Donde:

RfDabs= Dosis de referencia aguda absorbida

RfDo=Dosis de referencia oral aguda

CSFo= Cáncer Slope Factor oral o factor de pendiente de cáncer por vía oral

CSFabs= Absorbed Cáncer Slope Factor o factor de pendiente de cáncer absorbido

GIABS= Absorción gastro intestinal

Como puede observarse, las derivaciones o modificaciones de la ecuación general en lo relacionado con la absorción dérmica se justifican técnica y científicamente en ausencia de datos experimentales mediante la aplicación de un modelo basado en la fisiología del receptor y la cinética de los contaminantes.

Para información complementaria se recomienda la revisión de la guía técnica de USEPA con título Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (USEPA, 2004)(USEPA, 2004)(USEPA, 2004)(USEPA, 2004)(USEPA, 2004)(USEPA, 2004)(USEPA, 2004).

En lo relacionado con la toxicidad por mezclas químicas, es conveniente recordar que algunas mezclas de sustancias pueden llegar a tener efectos sinérgicos, aditivos y antagónicos, por lo cual el evaluador debe hacer uso de conocimientos en toxicología sobre toxicocinética y toxicodinámica de sustancias químicas para poder llegar a hacer una caracterización adecuada del riesgo.

Dado que en los escenarios a evaluar habrá una gran variedad de sustancias químicas con una variedad más grande de efectos tanto sistémicos como cancerígenos, se hace necesario conocer de fondo y plasmar en el estudio de análisis de riesgo, cuál es el efecto sobre el cual se basó ya sea la dosis de referencia aguda o el tipo de cáncer relacionado con el factor de pendiente para cáncer o cancer slope factor (CSF).

Lo anterior en consideración a que solo puede tener efecto aditivo, aquello que se considera tiene el mismo desenlace, es decir, si hay dos sustancias que pueden generar cáncer en el hígado, sus efectos pueden sumarse, situación que no sucederá si las dos sustancias pueden generar cáncer en órganos distintos, ya que los mecanismos de daño son distintos.

De igual forma, se tomará para la elaboración del análisis de riesgos, en casos de que hubiere tal efecto, un efecto aditivo, dejando de lado tanto el sinérgico como el antagónico.

A continuación, se muestra en un diagrama como se puede hacer el cálculo de riesgo individual por exposición a una sustancia o el riesgo acumulativo por vía de exposición o total.

## CUANTIFICACION RIESGO CANCERÍGENO

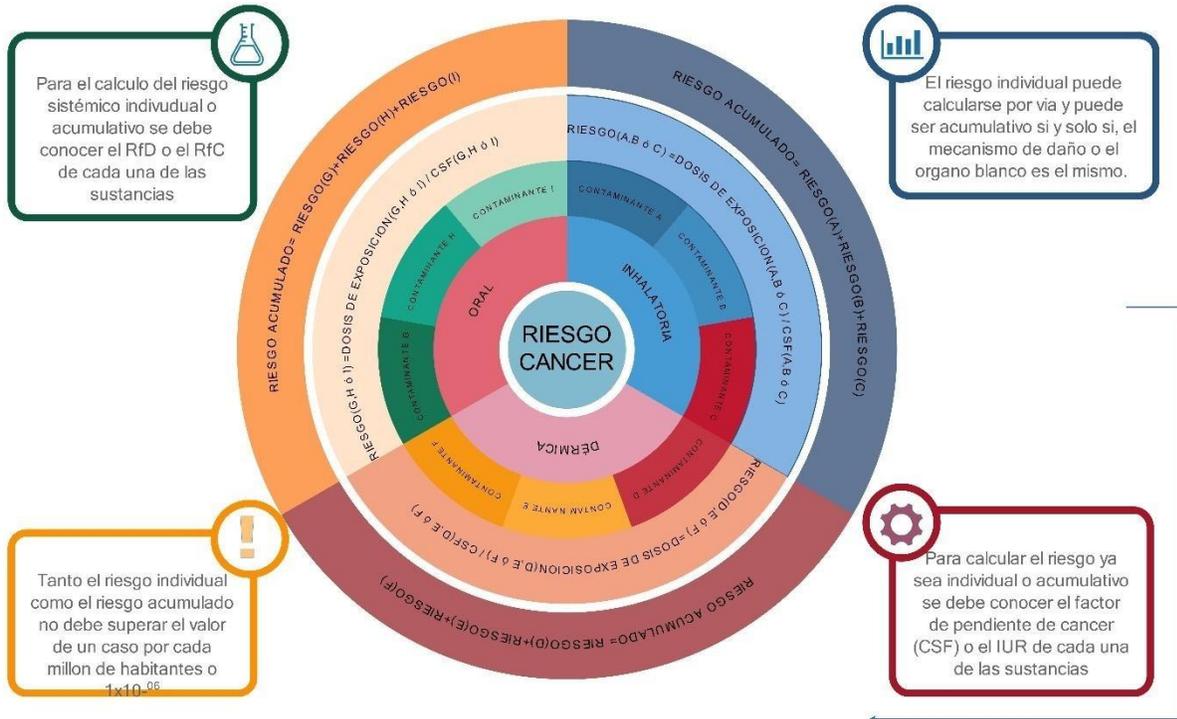


Figura No. 5 Cuantificación del riesgo cancerígeno. (Fte: SDA)

## 6. CALCULO DE RIESGO

### 6.1. CÁLCULO DE LAS CONCENTRACIONES EN EL PUNTO O MEDIO DE EXPOSICIÓN POR ESCENARIO

#### 6.1.1. Cálculo de la dosis de exposición por escenario

#### 6.1.2. Cuantificación del riesgo

##### 6.1.2.1. Escenarios de exposición

##### 6.1.2.1.1. Caracterización del riesgo no cancerígeno

##### 6.1.2.1.2. Caracterización del riesgo cancerígeno

##### 6.1.2.1.3. Toxicidad por mezclas químicas

##### 6.1.2.2. Caracterización del riesgo eco toxicológico

- 6.1.2.2.1. Matrices ambientales impactadas
- 6.1.2.2.2. Caracterización del riesgo para organismos sensibles

## 6.2. DETERMINACIÓN DE NIVELES DE REMEDIACIÓN

La determinación de los niveles de remediación se hace con base en los cálculos previos de análisis de riesgos presentados en capítulos anteriores. El objetivo de hacer estos cálculos es determinar cuáles son las concentraciones de una determinada sustancia medida en suelo o agua subterránea a las que se considera, con base en los datos toxicológicos actuales, que no hay un riesgo inaceptable para los receptores sensibles.

Para hacer la estimación de los niveles de remediación es necesario considerar factores tales como el uso presente y futuro del suelo, análisis independiente para sustancias cancerígenas, no cancerígenas, mutagénicas y casos especiales, inclusión de todas las rutas de exposición y los receptores sensibles dentro del ecosistema en evaluación y robustez científica de los datos y ecuaciones usadas; para lo cual se hace necesario que estos cálculos se presenten en hojas de cálculo de manera que puedan ser revisadas por la autoridad competente para su evaluación.

## 6.3. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES

Cuando se realiza una evaluación de riesgos, se suele tener cierto grado de incertidumbre, principalmente en la precisión con la que se estima. La incertidumbre está relacionada con la falta de información o conocimiento sobre los factores que afectan la evaluación de riesgo.

Es importante resaltar que en la evaluación de riesgos hay incertidumbre, pero que no debe confundirse con la variabilidad, ya que esta última se entiende como un conjunto de valores que se extraen de una población heterogénea en la cual, precisamente debido a esa heterogeneidad, hay diversidad en valores de lugar, tiempo e intensidad.

Es así como la variabilidad no puede hacerse menor porque es una característica de la población, mientras que la incertidumbre sí puede reducirse.

Existen tres tipos de incertidumbre en la evaluación de riesgo a saber: incertidumbre de modelo, incertidumbre de parámetros e incertidumbre de escenario y se asocian generalmente a las actividades de caracterización del sitio, a la construcción del modelo conceptual, la interpretación de los efectos de los contaminantes o a la caracterización de la exposición.

La incertidumbre del modelo deriva de las teorías científicas que pudieran estar incompletas y que son el sustrato para hacer la evaluación del riesgo. También deriva de la exclusión de variables importantes y la omisión de las relaciones entre estas o el uso de variables sin justificación técnica o científica.

La incertidumbre de los parámetros radicaría en el desconocimiento de cómo los contaminantes presentes en la matriz ambiental son liberados, transportados y transformados, tanto en el receptor como por agentes ambientales externos a este, así como de las variables que permiten explicar la exposición del receptor a dichos contaminantes.

Finalmente está la incertidumbre del escenario, que proviene de imprecisiones que se dan al identificar las vías de exposición, estimaciones de exposición, escenarios o al hacer una homogenización de datos a partir de grupos heterogéneos.

Es así, entonces, que el usuario deberá identificar y declarar en este capítulo, cada una de las decisiones que pudieron llevar al aumento de incertidumbre en los resultados de su evaluación de riesgo, haciendo un análisis profundo del alcance del estudio y las limitaciones de este en el marco de estos tres posibles tipos de incertidumbre.

La información requerida deberá ser presentada por el usuario en los siguientes numerales.

- 6.3.1. Incertidumbres asociadas a la caracterización del sitio
- 6.3.2. Incertidumbres asociadas al modelo conceptual
- 6.3.3. Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes
- 6.3.4. Incertidumbres relativas a la caracterización de exposición

## **7. CONCLUSIONES**

En este capítulo incluir las conclusiones del informe.

## **8. RECOMENDACIONES**

En este capítulo incluir las recomendaciones del informe.

## **9. REFERENCIAS**

En este capítulo incluir las referencias del informe.



**RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO**  
**SUBDIRECCION DE RECURSO HIDRICO Y DEL SUELO (E)**

*(Anexos): Guía para Evaluación de Riesgo de Sitios Contaminados*

**Elaboró:**

DIANA MILENA RINCÓN DÁVILA	CPS:	CONTRATO 20230453 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
CRISTIAN CAMILO DIAZ MERCHÁN	CPS:	CONTRATO 20230559 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
IVÁN RODRIGO ASTROS FONSECA	CPS:	CONTRATO 20230870 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
ALBERTO URIBE JONGBLOED	CPS:	CONTRATO 20231250 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
JULIO CÉSAR REYES VARGAS	CPS:	CONTRATO 20230847 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
	CPS:	CONTRATO 20230292 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023

FABIO ANDRÉS JIMÉNEZ LEAL

**Elaboró:**

JULIO CESAR REYES VARGAS	CPS:	CONTRATO 20230847	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
<b>Revisó:</b>		DE 2023		

DIANA MILENA RINCON DAVILA	CPS:	CONTRATO 20230453	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
		DE 2023		
		CONTRATO 20230847	FECHA EJECUCIÓN:	

JULIO CESAR REYES VARGAS	CPS:	DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
--------------------------	------	---------	------------------	------------

**Aprobó:**

**Firmó:**

RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	01/12/2023
---------------------------------	------	-------------	------------------	------------

SECRETARIA DISTRITAL DE AMBIENTE

Informe Técnico No. 07097, 30 de noviembre del 2023

**METODOLOGÍA PARA LA ESTANDARIZACIÓN DE  
CRITERIOS DE INVESTIGACIÓN DE CONTAMINACIÓN EN  
SUELO Y RECURSOS ASOCIADOS**

## CRÉDITOS ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ

Claudia Nayibe López Hernández **Alcaldesa Mayor**

Carolina Urrutia Vásquez  
**Secretaria Distrital de Ambiente**

Julio Cesar Pulido Puerto **Subsecretario General**

Rodrigo Alberto Manrique Forero **Director de Control Ambiental**

### **Grupo Técnico de Proyección**

Diana Milena Rincón Dávila  
Cristian Camilo Diaz Merchán  
Ivan Rodrigo Astros Fonseca  
Alberto Uribe Jongbloed Julio  
César Reyes Vargas  
Fabio Andrés Jiménez Leal

### **Agradecimiento Especial:**

Ingeniero Reinaldo Gelvez Gutierrez

## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	5
<b>2. DILIGENCIA TÉCNICA DE RECONOCIMIENTO</b> .....	5
<b>2.1 Condiciones de Inicio de Proceso</b> .....	5
<b>2.2 Investigación Histórica del Sitio</b> .....	6
<b>2.3 Diligencia técnica de Reconocimiento</b> .....	7
<b>2.4 Identificación de Sospecha de Contaminación</b> .....	8
<b>3. INVESTIGACIÓN ORIENTATIVA</b> .....	9
<b>3.1 Introducción</b> .....	9
<b>3.2 Evaluación Histórica y Documental</b> .....	11
1. <i>Revisión de Registros Documentales</i> .....	13

2. Acciones de Reconocimiento del Sitio.....	14
3. Entrevistas.....	15
<b>3.3 Métodos Indirectos de Caracterización.....</b>	<b>16</b>
1. Métodos Geofísicos .....	16
<b>3.4 Muestreo Orientativo .....</b>	<b>24</b>
<b>3.5 Evaluación de Riesgo Nivel I (Tier I).....</b>	<b>27</b>
<b>3.6 Modelo conceptual de sitio .....</b>	<b>27</b>
<b>4. INVESTIGACIÓN DETALLADA.....</b>	<b>29</b>
<b>4.1 Introducción .....</b>	<b>29</b>
<b>4.2 Detección de Puntos Críticos (Hot Spots).....</b>	<b>29</b>
<b>4.3 Determinación de la cuadrícula de muestreo para detección de puntos críticos (Hot spots).....</b>	<b>30</b>
<b>4.4 Interpretación de Datos .....</b>	<b>35</b>
1. Interpretación Estadística de Resultados.....	35
2. Distribuciones, transformaciones y análisis de datos .....	36
3. Interpretación Gráfica de Resultados .....	41
3.1 El kriging.....	47
3.2 Método de Inverso de la Distancia IDW.....	55
<b>4.5 Litología y Datos Hidrogeológicos .....</b>	<b>58</b>
<b>4.6 Pozos de monitoreo.....</b>	<b>59</b>
<b>4.7 Construcción del Pozo/piezómetros de Monitoreo .....</b>	<b>61</b>
1. Espacio Anular.....	61
2. Sobre-excavación de la perforación .....	62
<b>4.8 Colocación de la tubería del pozo .....</b>	<b>62</b>
<b>4.9 Colocación del material de filtro.....</b>	<b>63</b>
1. Sello de Bentonita.....	64
2. Boca de pozo y caja protectora.....	64
<b>4.10 Determinación de la conductividad hidráulica del suelo .....</b>	<b>65</b>
<b>4.11 Evaluación de Riesgo Nivel II (Tier II).....</b>	<b>71</b>

<b>5. GESTIÓN DEL RIESGO – REMEDIACIÓN</b> .....	71
<b>5.1 Acciones de Gestión del Riesgo</b> .....	72
<b>5.2 Procedimientos que podrían implementarse como gestión del riesgo</b> .....	73
<b>5.3 Tecnologías para la gestión del riesgo</b> .....	76
<b>5.4 Comprobación de Resultados</b> .....	78
1. <i>Muestreos de Comprobación y Monitoreo post-remediación (si aplican)</i> .....	78
<b>5.5 Informe Final</b> .....	79
<b>6. ANEXO - GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS</b> 79.....	80
<b>7. ANEXO TÉCNICO</b> .....	80
<b>7.1 Introducción</b> .....	80
<b>7.2 Consideraciones para los muestreos</b> .....	81
<b>7.3 Muestreos de Suelos</b> .....	81
1. <i>Muestreos de paredes y fondos de excavaciones</i> .....	81
2. Muestreos de suelo subsuperficial .....	83
3. Muestreos de Agua Subterránea.....	86
<b>7.4 Muestras de agua subterránea</b> .....	89

## 1. INTRODUCCIÓN

La Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), en cumplimiento de sus funciones de control y vigilancia de las normas de protección ambiental y manejo de recursos naturales contenidas en el artículo 20 del Decreto 109 del 2009, modificado por el artículo 6 del Decreto Distrital 175 de la misma anualidad, en el marco de sus competencias debe llevar a cabo acciones para determinar el impacto negativo que las actividades industriales, de servicios o comerciales que pudieron haber generado a los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero en su área de jurisdicción; en ese orden de ideas, es preciso identificar aquellos sitios o predios que por cuya vocación histórica tienen un potencial de afectación en consideración a diferentes factores entre ellos: antecedentes ambientales, clasificación, tipo de almacenamiento y volumen de sustancias peligrosas, bien sean residuos peligrosos o materias primas, derrames o fugas registrados, activación de planes de contingencia, tenencia histórica del predio, entre otros.

Producto de la verificación de la revisión preliminar enunciada anteriormente, se determina si existe una sospecha plausible de que el predio se encuentre afectado debido al desarrollo de la actividad, por lo que se determina la necesidad de realizar una diligencia técnica de reconocimiento la cual tiene como objetivo confirmar o descartar la sospecha de contaminación en un sitio particular, buscando definir condiciones reconocidas que se encuentren asociadas a una afectación negativa del suelo o agua subterránea, y estableciendo las acciones necesarias para desarrollar una investigación orientativa que permita determinar el estado cuantitativo de los recursos asociados y establecer las necesidades, en caso que proceda, de gestionar adecuadamente el riesgo.

Es preciso señalar que está labor cobra mayor relevancia cuando se realizará un cese, traslado o abandono de una actividad industrial, comercial o de servicios, como quiera que siempre se ha propendido por evitar que se pierda responsabilidad sobre los eventuales impactos negativos generados a los recursos suelo y agua subterránea asociados al predio, tomando mayor relevancia aquellos sobre los cuales se tiene proyectado realizar un uso diferente de la propiedad. Lo anterior en el marco de lo dispuesto en el Decreto 555 de 2022, artículo 247.

En ese sentido esta Autoridad Ambiental ha determinado la necesidad de establecer un proceso de estandarización de los procedimientos técnicos generales que se han adelantado por parte del grupo Suelos Contaminados, desde su origen, para el desarrollo de actividades de gestión de sitios potencialmente contaminados en aras de determinar el estado de los recursos suelos y agua subterránea del acuífero somero a través de información representativa que permita a la SDA fundamentar sus decisiones como garante del estado de los recursos naturales.

## 2. DILIGENCIA TÉCNICA DE RECONOCIMIENTO

### 2.1 Condiciones de Inicio de Proceso

La Autoridad Ambiental determina las actividades propias de comando y control para determinar el potencial de una actividad de haber afectado negativamente los recursos ambientales asociados y así poder confirmar o descartar la sospecha de contaminación en suelo/agua subterránea. En consecuencia, establece la necesidad de desarrollar una diligencia técnica de reconocimiento en predios ubicados en el perímetro urbano de Bogotá D.C., y que se encuentren en uno o varios de los siguientes escenarios:

- Predios donde realicen o se hayan realizado actividades industriales, comerciales y/o de servicios, involucrados en cambios de uso del suelo (a residencial u otro uso más restrictivo), dentro de tramites o instrumentos de desarrollo urbanístico.
- Aquellos predios que cuenten con hallazgos o indicios por parte de la autoridad ambiental de posibles fugas, derrames, descargas o liberaciones de sustancias químicas al suelo.
- Predios sobre los cuales existan denuncias relacionadas con actividades o situaciones con potencial de contaminación del suelo.
- Predios donde se va a suscitar el traslado, cese o abandono de una actividad industrial, comercial y/o de servicios.

## 2.2 Investigación Histórica del Sitio

En aras de establecer si una actividad tiene potencial de afectación al suelo y el agua subterránea del acuífero somero, la Secretaría Distrital de Ambiente procede a revisar la información existente al interior de la entidad, relacionada con las actividades históricamente realizadas en el predio(s) de interés, así como información secundaria proveniente de otras fuentes acerca del sitio. De este modo, de acuerdo con disponibilidad de esta, se consulta información tal como:

- Actividades productivas llevadas a cabo en el lugar
- Distribución de áreas al interior del predio y eventuales cambios a través del tiempo
- Materias primas e insumos usados, así como productos y subproductos de procesos productivos; al igual que sus condiciones de almacenamiento
- Residuos peligrosos generados y condiciones de almacenamiento □ Ocurrencia de episodios de derrames o fugas de sustancias al suelo □ Presencia de estructuras subterráneas y su función.
- Posibles vertimientos a suelo
- Evaluaciones ambientales previas en los componentes suelo y agua subterránea (si existen).
- Certificados de tradición y libertad, y certificados catastrales, a partir de los cuales se pueda observar las características del predio y el historial de tenencia y propiedad.
- Imágenes satelitales del predio en distintos periodos de tiempo, en herramientas de consulta disponibles.
- Actividad económica desarrollada o que se desarrolla en el predio(s) (Código CIU) (Ver numeral 1.6)
- Clasificación de los residuos peligrosos que reportan las empresas en la plataforma del IDEAM, de llegar a afectar el suelo o agua subterránea del acuífero somero.

De acuerdo con el análisis documental, la SDA procede a realizar la clasificación en dos categorías:

Sitio potencialmente contaminado. Son aquellos predios que por cuya vocación histórica, almacenamiento y gestión de residuos peligrosos asociados a su actividad productiva, tienen potencial de afectar el suelo y las aguas subterráneas del acuífero somero, no obstante, en el momento de la revisión documental, no exista evidencia o información contundente de que se haya suscitado algún evento o factor de riesgo que genere sospecha de afectación negativa de los recursos naturales. Esta clasificación se mantendrá hasta que la actividad productiva cese, se traslade o abandone como quiera que un evento o factor de riesgo se puede constituir en cualquier momento mientras esta esté operando.

- Sitios con sospecha de contaminación. Son aquellos predios sobre los cuales, de acuerdo con la investigación histórica del sitio, se determina que existe evidencia que soporta la constitución de un evento o factor de riesgo (almacenamiento subterráneo de insumo o residuos peligrosos, fugas, derrames, descargas accidentales o vertimientos, enterramientos, entre otros) y por lo cual se le atribuye una sospecha de afectación negativa de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero, que requiere el desarrollo de una diligencia técnica de reconocimiento que permita confirmar o descartar la sospecha de acuerdo con la evidencia recabada en campo.

### 2.3 Diligencia técnica de Reconocimiento

Sobre aquellos sitios que con relación a la verificación de información señalada en el numeral anterior, la Autoridad Ambiental considere que existe sospecha de afectación de los recursos naturales asociados al predio potencialmente contaminado, ésta programará y desarrollará una diligencia técnica de reconocimiento al predio(s), con el fin de verificar el estado actual del sitio, confrontar la información histórica asociada y establecer las necesidades de contar con información cuantitativa. Esta visita contempla lo siguiente:

- Verificación de actividades actualmente realizadas en el sitio.
- Tiempo de operación de las actividades en el predio(s).
- Inspección visual del estado del suelo en cuanto a composición de este a nivel de superficie (existencia o ausencia de placa de concreto u otro material, tipo de cobertura del suelo y condiciones de dicho material) y posibles indicios de impactos negativos como derrames de sustancias o similares.
- Condiciones de almacenamiento de materias primas, insumos y residuos con características de peligrosidad. □ Verificación de presencia de estructuras subterráneas y el uso dado a las mismas.
- Verificación de presencia de transformadores eléctricos y condiciones del suelo en zonas donde se encuentran ubicados.
- Identificación de la existencia de piezómetros o pozos de monitoreo de agua subterránea en el sitio. □ Revisión de posibles vertimientos o descargas de sustancias al suelo.
- Toma de nivel de agua subterránea y condición de fase libre (si existe)
- Extensión o área afectada por el material derramado (si hay)
- Diferenciación preliminar compuestos contaminantes, si hubiera varios productos del derrame.

Exposición a vectores de transmisión física (agua de escorrentía, canales o infraestructura de drenaje, animales, paso de personas, tránsito vehicular, corrientes hídricas superficiales variables estacionalmente, desniveles o pendientes abruptas, excavaciones profundas).

#### 2.4 Identificación de Sospecha de Contaminación

A partir del análisis de la información obtenida en el proceso anteriormente descrito, entre ellas, la investigación histórica del sitio y los resultados de la diligencia técnica de reconocimiento, la Secretaría Distrital de Ambiente establecerá dos escenarios:

- La sospecha sobre el predio se encuentra debidamente fundamentada, como quiera que la evidencia documental y física han permitido reafirmar la condición del sitio, por lo cual, en aras de confirmar o descartar la contaminación del recurso suelo o agua subterránea se requiere el desarrollo de una investigación orientativa que con datos cuantitativos suministre a la Autoridad Ambiental la certeza científica para la toma de decisiones como administrador de los recursos naturales en su área de jurisdicción.
- La información relacionada con el predio y la diligencia técnica de reconocimiento no suministran información contundente que permita confirmar el sitio como con sospecha de contaminación, por lo cual no se identifica motivación cierta para soportar el desarrollo de una investigación orientativa. Para estos casos es preciso señalar que el predio continuará dentro de los sitios potencialmente contaminados hasta tanto la actividad productiva cese, se traslade o abandone.

Producto de las situaciones anteriormente detalladas, esta Autoridad Ambiental generará un pronunciamiento técnico oficial (concepto técnico) a través del cual concluirá la clasificación del predio y determinará en caso que así se requiera, los lineamientos técnicos para el desarrollo de la investigación orientativa en suelo/agua subterránea o de actividades de intervención directa en suelo (o las dos), estableciendo analitos y áreas de interés, así como los lineamientos para su ejecución, que pasan desde la presentación de un plan de trabajo, su correspondiente implementación, hasta la entrega de un informe de resultados y análisis de los mismos; todo el proceso contara con la respectiva evaluación y seguimiento por parte de la autoridad ambiental.

En ese orden de ideas, los pronunciamientos de la Secretaría Distrital de Ambiente cuando se determine que la sospecha se encuentra debidamente soportada, serán en el sentido de requerir:

- La investigación orientativa: La cual tiene como objetivo llevar a cabo un diagnóstico o caracterización del sitio, de manera que con información cuantitativa se pueda descartar o confirmar la sospecha de contaminación de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero, así como, determinar las necesidades de profundización de la investigación (investigación detallada), la existencia de puntos calientes o fuentes activas de contaminación, y la necesidad de acciones de gestión del riesgo (como una remediación, entre otras).

Intervención directa en suelo: Hace referencia a la remoción del material impactado y su gestión, tratamiento o coprocesamiento como residuo peligroso, además del posterior monitoreo de concentraciones de analitos de interés después de realizar el retiro del suelo afectado, cuyo objetivo es minimizar eventuales riesgos y afectaciones a la salud ambiental.

Para la identificación de los analitos a monitorear, la Autoridad Ambiental requerirá como mínimo los contemplados en el Anexo “Códigos CIU y Sustancias Asociadas”. Cabe resaltar que, en consideración a la situación particular de cada sitio, siempre y cuando se encuentre debidamente soportado la SDA podrá solicitar el monitoreo de sustancias adicionales, de igual forma el sujeto responsable podrá demostrar con evidencia relacionada, que en su proceso productivo histórico no hizo uso de algunos compuestos que descartarían ciertos analitos.

Finalmente se aclara que, el Anexo “Códigos CIU y Sustancias Asociadas” hace referencia a una herramienta técnica que empleando el Código Industrial Internacional Uniforme – CIU, que clasifica por tipo de industria o actividad económica, relaciona las actividades con potencial de contaminación en suelo (de acuerdo con código CIU) y las sustancias propensas a monitorear por cada actividad o código CIU. No obstante, el determinante para el uso de esta herramienta será los resultados de la identificación de sospecha.

Para los casos en los cuales la actividad productiva no se encuentre listada en el referido anexo técnico, la Autoridad Ambiental determinará el mínimo de analitos a monitorear de acuerdo con las especificaciones técnicas de cada caso.

Una vez se ha emitido el mencionado concepto técnico que documenta las condiciones de inicio del proceso, investigación histórica del sitio, diligencia técnica de reconocimiento, y establece tanto la necesidad de adelantar una investigación y/o intervención directa, así como los criterios técnicos para el desarrollo de actividades, como se ha mencionado, este documento motiva la emisión de un pronunciamiento jurídico oficial (Auto de requerimiento) que establece las obligaciones de acuerdo con los criterios técnicos determinados por el concepto técnico con unos plazos claros.

### **3. INVESTIGACIÓN ORIENTATIVA**

#### **3.1 Introducción**

Una vez la Autoridad Ambiental a través del Acto Administrativo (Auto de Requerimiento) ha establecido la necesidad de una Investigación Orientativa, el sujeto responsable debe proceder con la elaboración de un Plan de Trabajo (el cual hace parte de las obligaciones establecidas por el mencionado Auto), donde se consignent todas y cada una de las acciones que se llevarán a cabo, con el objeto de cumplir cabalmente con lo requerido, en un todo de acuerdo

□



SECRETARÍA DE  
**AMBIENTE**

con lo establecido dentro de esta metodología<sup>1</sup>. Dicho documento debe ser aprobado por la Secretaría Distrital de Ambiente-SDA con la finalidad de constatar que el alcance de las labores propuestas por el tercero cumpla con lo

---

<sup>1</sup> Toda fuente bibliográfica externa a este instrumento debe ser referenciada y trazable, utilizando una metodología de referencia adecuada (p.ej. APA, Vancouver, IEEE)

exigido para brindar a la Entidad, información cualitativa y cuantitativa, suficiente y válida que permita descartar o confirmar la sospecha de contaminación de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero.

El objetivo de esta etapa es determinar si el sitio representa una amenaza para la salud ambiental, como quiera que los resultados de los análisis realizados comprueban concentraciones de analitos monitoreados por encima de los valores de referencia, constituyéndose en compuestos de interés y determinando las necesidades de profundizar el nivel de investigación del sitio para contar con una mayor cantidad de información cuantitativa que le permita a la Autoridad Ambiental soportar sus decisiones como administrador de los recursos naturales. Al mismo tiempo, esta evaluación permite identificar sitios que pueden necesitar acciones de respuesta inmediata o a corto plazo, como es el caso de fuentes activas o pasivas de contaminación.

Para poder cumplir de forma adecuada con este objetivo, se debe seguir un procedimiento estandarizado, que permita hacer análisis comparativos adecuados y obtener un mismo nivel de información, sin importar el tipo de actividad que diera origen a la investigación.

La investigación consta de tres partes, encaminadas a la determinación preliminar de la condición ambiental del sitio objeto de estudio, las cuales deben ser ejecutadas por el responsable sobre quien se han establecido las obligaciones en el Auto de Requerimiento, con el seguimiento y evaluación continua de los profesionales técnicos de la SDA.

Una vez surtida la etapa de Investigación Orientativa, se pueden obtener dos conclusiones que estarán plasmadas en el correspondiente concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable:

1. No se evidencia una condición de riesgo en el sitio bajo las condiciones evaluadas, por lo que no requiere ninguna acción adicional. En este caso, se emitirá un pronunciamiento jurídico (Resolución) que establecerá el cumplimiento a las obligaciones del Auto de Requerimiento.
2. El sitio se encuentra en condición de riesgo y requiere de tareas de complemento de esta información, por lo que se hace necesario la implementación de una etapa de Investigación Detallada en el marco del cumplimiento del mismo Auto de Requerimiento inicial.

### **3.2 Evaluación Histórica y Documental**

El objeto de esta evaluación es determinar el potencial que existe de contaminación de suelo o agua subterránea derivado de actividades que hayan sido llevadas a cabo en el predio sujeto a estudio. Las afectaciones ambientales a menudo se derivan de prácticas históricas más que de las formas de trabajo actuales y lograr esta determinación enfrenta numerosas dificultades. Por ejemplo, una inadecuada gestión de residuos, el uso de materiales contaminados para rellenos y adecuaciones topográficas, escapes en tanques subterráneos, son condiciones que pudieron haber ocurrido hace décadas en emplazamientos industriales (LaGrega et al., 1994). Sin embargo, esto no quiere decir que prácticas actuales no tengan el potencial de contaminar matrices ambientales; simplemente significa que hoy en día se tiene un conocimiento mayor sobre las consecuencias de ciertas acciones y se tiene un mayor cuidado en la forma en que se ejecutan. En consecuencia, para poder determinar el potencial de contaminación

asociado a un sitio, se debe tener en cuenta tanto las operaciones que se llevan a cabo en el momento, como todas aquellas que ocurrieron (o pudieron haber ocurrido) en el lugar.

Para poder evaluar objetivamente la información y obtener conclusiones comparables entre distintos procesos de investigación orientativa, se debe contar con criterios estandarizados que permitan unificar los procedimientos. En este sentido, el estándar ASTM E-1527-21 “Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process”, (que puede traducirse como Procedimiento estándar para evaluaciones ambientales de sitio: proceso de evaluación ambiental de sitio fase I) define el término “Condiciones Ambientales Reconocidas” (CAR) como:

*“(1) la presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión como consecuencia de una liberación al medio ambiente; (2) la probable presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión como consecuencia de una liberación o posible liberación al medio ambiente; o (3) la presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión en condiciones que representan una amenaza material de una futura liberación al medio ambiente”.<sup>2</sup> (ASTM, 2022)*

Es decir, una “Condición Ambiental Reconocida” (CAR) es aquella en donde la presencia de una sustancia peligrosa, en relación con las matrices ambientales, es evidente (se puede “ver”) o existe suficiente información para poder sospechar su presencia o cuando existen las condiciones en donde la liberación de la sustancia es inminente. Para el caso del proceso de Investigación Orientativa, la identificación de situaciones y lugares en donde se cumpla alguna de las dos primeras acepciones serían el objetivo principal; la última acepción, por su naturaleza de “condición futura” se tipificaría como una condición de alarma que debe ser monitoreada y gestionada antes de que ocurra la liberación de la sustancia al ambiente<sup>3</sup>.

Como se puede observar, el objetivo del estándar es identificar, hasta donde sea posible, esas “Condiciones Ambientales Reconocidas” asociadas con el predio sujeto de estudio. En ese orden de ideas, el objetivo del estándar se encuentra perfectamente alineado con el objeto de la Investigación Orientativa. El proceso de evaluación ambiental fase I se divide en cuatro (4) componentes principales, a saber: Revisión de registros documentales, Reconocimiento del sitio, Entrevistas y Reporte final.

---

<sup>2</sup> La ASTM hace la distinción entre “sustancias peligrosas” y “productos derivados del petróleo” debido a la existencia en los Estados Unidos de América de reglamentación específica relacionada con estos últimos.

<sup>3</sup> Es muy importante anotar que la existencia de una Condición Ambiental Reconocida NO significa que el lugar se encuentra contaminado ni es prueba directa de contaminación; simplemente, se considera como una condición orientativa para centrar los esfuerzos de investigación en las zonas donde éstas se identifiquen.

### 1. Revisión de Registros Documentales

El propósito principal de esta etapa es la consecución, y posterior revisión, de registros y documentos que puedan ayudar a identificar CAR en relación con el predio sujeto de estudio. Estos registros incluyen, pero no se limitan, a:

- Fotografías aéreas o satelitales del sitio (históricas)
- Planos relevantes de las instalaciones (p.ej. Redes hidráulicas, localización de áreas de proceso y almacenamiento de materiales, entre otros)
- Registros públicos de actuaciones administrativas relacionadas con el predio o predios adyacentes<sup>4</sup>. (p. ej. Quejas de la comunidad, resultados de tareas de inspección y verificación, licencias o permisos ambientales, etc).
- Estudio de Títulos (historia de la propiedad del predio)
- Estudios técnicos existentes relevantes (p. ej. Estudios geotécnicos, levantamientos topográficos, etc)
- Estudios geológicos e hidrogeológicos de la zona bajo consideración (si existen)

Al revisar estos registros (y los demás que haya lugar) se debe tener en cuenta el objeto principal del estudio. Se resalta, en específico, cualquier información que se pueda recuperar y que tenga relación con, entre otros aspectos:

- Uso pasado (tanto lejano como reciente) de materiales o sustancias peligrosas, cómo son o fueron manipulados y dónde se almacenan o almacenaron.
- Prácticas actuales e históricas relacionadas con el manejo de residuos peligrosos.
- Escapes, derrames o incidentes relacionados con sustancias peligrosas.
- Líneas subterráneas de conducción, tanques enterrados, enterramientos, lagunas o campos de infiltración, mantos de secado o cualquier otra infraestructura de conducción, proceso o almacenamiento de sustancias peligrosas sobre o bajo superficie.
- Desarrollos urbanísticos, construcciones o remodelaciones realizadas en el lugar; teniendo particular cuidado con el uso de materiales de relleno en las obras de construcción.

Es muy importante recalcar que la precisión e integridad de la información que se encuentra consignada en algunos de estos registros varía entre las fuentes de información, incluidas las fuentes gubernamentales. Es posible que la información que se encuentre dentro de estos registros sea inexacta o incompleta. No es objeto de este estudio la identificación de dichos errores o insuficiencias en la información proporcionada. Sin embargo, el profesional ambiental que revisa los registros deberá hacer un esfuerzo razonable para compensar los errores o insuficiencias en la información revisada que sean evidentes a la luz de otra información de la que el profesional ambiental tenga conocimiento real.

---

<sup>4</sup> Es posible que un predio se encuentra afectado por contaminación sin que la fuente de esta se encuentre en dicho predio.

Es también importante puntualizar que este estudio tampoco pretende que se logre identificar, obtener o revisar todos los registros posibles que puedan existir y que tengan alguna relación con el sitio sujeto de estudio. Lo que si se espera obtener es información recuperada a partir de fuentes estándar y que debe revisarse solo la información que se puede determinar razonablemente a partir de esas fuentes estándar. Se entiende por “Información razonablemente comprobable” como aquella que: (1) es información que está disponible públicamente, (2) es información que se puede obtener de su fuente dentro de límites razonables de tiempo y costo, y (3) es información que se puede revisar y evaluar de manera práctica. (ASTM, 2022).

El objetivo del análisis de esta información histórica se concentra en el poder desarrollar un conocimiento de los usos que se han llevado a cabo en o sobre el predio y áreas circundantes, con el ánimo de identificar la probabilidad de que esos usos pasados hayan dado lugar a condiciones ambientales reconocidas (CAR) en relación con el predio o sitio bajo estudio.

## *2. Acciones de Reconocimiento del Sitio*

El objetivo principal de las acciones de reconocimiento es obtener información que permita identificar el potencial de existencia condiciones ambientales reconocidas (CAR) en relación con la propiedad.

Se entiende como una de las acciones de reconocimiento el poder observar, tanto física como visualmente, cualquier estructura que se encuentra localizada dentro del lugar sujeto de estudio, en la medida en que ésta no se encuentre obstruida por algún cuerpo de agua, edificio adyacente o cualquier otro tipo de obstáculo que impida el acceso a la estructura.

La periferia del lugar, al igual que la periferia de las estructuras existentes en la propiedad debe ser observable.

En el interior de las estructuras de la propiedad, todas las áreas comunes accesibles que se espera que sean utilizadas por el personal asociado con el sitio o el público en general (tales como como vestíbulos, pasillos, cuartos de servicio, áreas de recreación, etc.), áreas de mantenimiento y reparación, salas de calderas, etc., al igual que un área representativa de los espacios del personal (oficinas) deberán ser sujeto de inspección visual y física. No es necesario mirar debajo de los pisos, arriba de los techos o detrás de las paredes. Se debe tomar nota de cualquier impedimento al proceso de visualización que se encuentre durante el desarrollo del reconocimiento, incluyendo limitaciones derivadas de la presencia de obstáculos tales como edificaciones, cuerpos de agua, superficies asfaltadas u otro tipo de superficies pavimentadas y cualquier otra restricción que haya habido lugar (p. ej. acumulaciones de mercancías o materiales).

Información suministrada o existente relacionada con el reconocimiento del sitio proveniente de una evaluación ambiental previa puede ser utilizada como guía. Esta información debe ser validada a través de una nueva diligencia de reconocimiento y determinar si se han producido modificaciones importantes en relación con las condiciones ambientales reconocidas (CAR) detectadas previamente.

La etapa de reconocimiento debe identificar y registrar los usos actuales del sitio. Cualquier actividad que se esté ejecutando en la actualidad que pueda implicar el uso, tratamiento, almacenamiento, eliminación o generación de sustancias peligrosas se deberá identificar dentro del informe.

En la medida en que se puedan observar indicios o evidencias de usos pasados de la propiedad durante la visita, o se identifiquen en las entrevistas o revisión de documentos, se hará el registro dentro del informe, y los usos pasados así identificados se describirán en el documento si es probable que hayan implicado el uso, tratamiento, almacenamiento, eliminación o generación de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo. (Por ejemplo, puede haber señales que indiquen un uso anterior o una estructura que indique un uso anterior).

### 3. Entrevistas

El objetivo de las entrevistas es obtener información que pueda dar una indicación de las Condiciones Ambientales Reconocidas en relación con el sitio bajo estudio. Se debe tener en cuenta que las entrevistas deben realizarse a propietarios, operadores y ocupantes antiguos y presentes (en la medida de lo posible) y deben consistir en preguntas muy específicas y formuladas de manera tal que se pueda obtener la información solicitada. Se debe pedir a la(s) persona(s) entrevistada(s) que sea(n) tan específica(s) como sea razonablemente posible al responder las preguntas. Se debe también solicitar a los entrevistados que respondan de buena fe y en la medida de sus conocimientos.

Una de las personas clave a ser entrevistadas es aquel que se encuentre encargado de la administración o manejo del sitio (puede o no ser el mismo propietario). Esta persona debe ser aquella que se identifique que tenga un muy buen conocimiento de los usos y las características físicas de la propiedad; a menudo, esta persona clave del sitio será el administrador de la propiedad, el supervisor principal de la planta física o una persona principal del área de mantenimiento. (Si el sujeto responsable es el propietario actual de la propiedad, el sujeto responsable tiene la obligación de identificar a esta persona clave, incluso si es el propio sujeto responsable). Si se identifica una persona clave, la persona que realiza la visita al sitio deberá hacer, al menos, un intento razonable (por escrito o por teléfono) para concertar una cita mutuamente conveniente para la visita al sitio cuando esta persona clave se encuentre y esté de acuerdo en estar allí. Si el intento tiene éxito, se entrevistará a la persona clave al momento de realizar la visita al sitio. Si tal intento no tiene éxito, al realizar la visita al sitio, el profesional ambiental debe preguntar si existe alguna otra persona con buen conocimiento de los usos y características físicas de la propiedad y está disponible para ser entrevistado en ese momento; si es así, esa persona será entrevistada.

En algunos casos es muy importante hacer esfuerzos para lograr entrevistas con propietarios, operadores y ocupantes anteriores del sitio y que probablemente tengan información material sobre el potencial de contaminación. Estas entrevistas se llevarían a cabo en la medida en que hayan sido identificados y que la información que probablemente se obtenga no sea una duplicación de la información ya obtenida de otras fuentes (ASTM, 2022).

Se debe tener especial cuidado en el hecho que, si bien la persona que realiza la(s) entrevista(s) tiene la obligación de hacer preguntas, en muchos casos las personas a quienes se dirigen las preguntas no tendrán la obligación de responderlas.

### 3.3 Métodos Indirectos de Caracterización

Un método indirecto hace referencia a procedimientos para la realización de medidas sobre características asociadas a un parámetro particular, las cuales pueden ser correlacionadas con características del parámetro de interés; sin que éste último parámetro sea sujeto de medición directa. En general, estos procedimientos no son intrusivos, es decir, no implican una disrupción de las condiciones existentes en el sitio ni implican “entrar” dentro de la matriz de suelo; sin embargo, se debe tener especial cuidado en realizar las operaciones y procedimientos a la escala apropiada para cada sitio bajo inspección.

Una de las ventajas de los métodos indirectos de caracterización es que éstos se pueden utilizar como una guía para la planificación de métodos directos (p. ej. Planes de muestreo) en aras de optimizar los recursos asignados. La utilización conjunta de métodos directos e indirectos y la combinación de sus resultados puede resultar siendo la manera más costo-efectiva y técnicamente sólida de realizar una caracterización de sitios. (LaGrega et al., 1994)

#### 1. *Métodos Geofísicos*

Las técnicas geofísicas son muy útiles debido a que ellas proveen información sobre las condiciones subterráneas a través de la medida de alguna propiedad del medio (p.ej. tiempo de llegada de una onda sísmica) para deducir algún parámetro de interés (p.ej. profundidad de diferentes capas de suelo). Los métodos geofísicos generalmente no miden directamente el parámetro de interés y dependen de la realización de contrastes para poder ser exitosas; es decir, debe existir algún tipo de diferencia apreciable en la medida para poder hacer alguna distinción (p. ej. La conductividad del agua subterránea es generalmente mayor cuando ésta tiene contaminación de origen inorgánico que cuando es de origen orgánico).

Es muy importante resaltar que la interpretación geofísica debe ser validada a través de la comparación con información real obtenida directamente del medio bajo estudio; es decir, muestreos físicos deben realizarse para corroborar la interpretación obtenida de los datos de las mediciones indirectas.

A continuación, se describen algunas de las técnicas geofísicas que podrían ser utilizadas durante un proceso de investigación de sitios contaminados.

#### □ Sísmica

Los estudios sísmicos son una metodología no invasiva de bajo impacto para recopilar información sobre la ubicación y las características de estructuras geológicas debajo de la superficie. En esencia, la prospección sísmica se fundamenta en la medida de la propagación, a través del medio, de cualquier vibración mecánica. Estas vibraciones son ondas sísmicas. La vibración es simplemente un cambio en el estado de tensión debido a una perturbación. La vibración emana de una fuente en todas las direcciones que soportan el desplazamiento. La vibración pasa fácilmente de un medio a otro (de sólidos a líquidos o gases y viceversa). La dirección de viaje se llama rayo, vector de rayo o trayectoria del rayo. Dado que una fuente mecánica produce movimiento en todas las direcciones, la propagación

de las primeras perturbaciones formará una capa esférica o frente de onda en un material uniforme. Hay dos clases principales de ondas sísmicas: ondas internas (o de cuerpo), que atraviesan el volumen de un material y ondas superficiales, que existen solo cerca de un límite (p. ej. superficie o contacto entre capas). (USEPA, 2016)

Las ondas internas se dividen en dos tipos; el primero, son las ondas sísmicas que viajan más rápido y se denominan ondas de compresión, de presión o primarias (ondas P). El movimiento de las partículas del medio en una onda P es de “extensión” (dilatación) y compresión a lo largo de la dirección de propagación. Las ondas P viajan a través de todos los medios que soportan ondas sísmicas; por ejemplo, el sonido es una onda P. Las ondas de compresión en fluidos se conocen comúnmente como ondas acústicas.

El segundo tipo de onda es la onda secundaria, transversal o de corte (onda S). Las ondas S viajan un poco más lento que las ondas P en medios sólidos. El movimiento característico de las ondas S dentro del medio es perpendicular a la dirección de propagación, similar al movimiento que se puede observar al pulsar una cuerda tensada. Estas ondas transversales solo pueden transitar material que tiene resistencia al corte, por lo tanto, las ondas S no se pueden transmitir por líquidos o gases, ya que estos medios no tienen resistencia al corte. Las ondas S pueden ser producidas por una fuente de tracción o por conversión de ondas P en zonas de frontera o contacto entre distintos medios.

Las ondas S pueden ser producidas por una fuente de tracción o por conversión de ondas P en las zonas de frontera del medio. Las ondas SV son aquellas en donde el desplazamiento de las partículas se da en la dirección vertical, con la onda propagándose en la dirección horizontal. De manera similar, las ondas SH presentan un movimiento de partículas en el plano horizontal mientras la onda se propaga en la dirección vertical.

Las ondas sísmicas pueden ser reflejadas o refractadas cuando existen cambios en el medio bajo estudio; los métodos sísmicos de reflexión brindan detalles estructurales finos y los métodos de refracción brindan estimaciones precisas de profundidad para litologías de diferente impedancia acústica. (Hoover et al., 1995)

En estudios de refracción sísmica, la onda sísmica puede ser generada por la introducción de un impulso energético en subsuperficie (p. ej. La detonación de un pequeño explosivo o un fuerte golpe con un mazo a un objeto enterrado). La velocidad de la onda sísmica varía dependiendo de las características del material a través del cual se transmite, principalmente la densidad. Para poder medir esa velocidad de propagación, se utilizan sensores capaces de detectar dichas ondas, denominados geófonos. En un estudio sísmico, se utilizan varios geófonos ubicados a diferentes distancias de la fuente de la perturbación, de manera tal que se puede determinar el tiempo que le toma a la onda en alcanzar cada uno de los geófonos.

En el esquema que se muestra en la ver Figura 3 1, el tiempo de llegada de la onda a los geófonos cercanos a la fuente depende únicamente de la velocidad de propagación de la capa superior y existe una relación lineal entre el tiempo transcurrido entre la detección y la generación del impulso y la distancia a la que se ubica el geófono. A mayores distancias entre el geófono y la fuente, la onda sísmica se puede mover más rápido siguiendo un recorrido que la lleva hacia abajo, a través de la capa superior, horizontalmente a través de la capa inferior y de nuevo hacia arriba a través de la capa superior (línea verde a trazos). Esto representa un cambio en la relación lineal que existe entre la

distancia y el tiempo que se observa para los geófonos cercanos, cuando la onda se propaga únicamente por la capa superior. Al graficar la relación que existe entre la distancia del geófono a la fuente y el tiempo que toma la llegada de la onda, para cada uno de los geófonos instalados resulta una gráfica que muestra dos líneas rectas de distinta pendiente; el inverso de la pendiente es la velocidad de propagación de la onda en cada capa. (ver Figura 3 1)

Figura 3 1. Esquema de estudio sísmico.

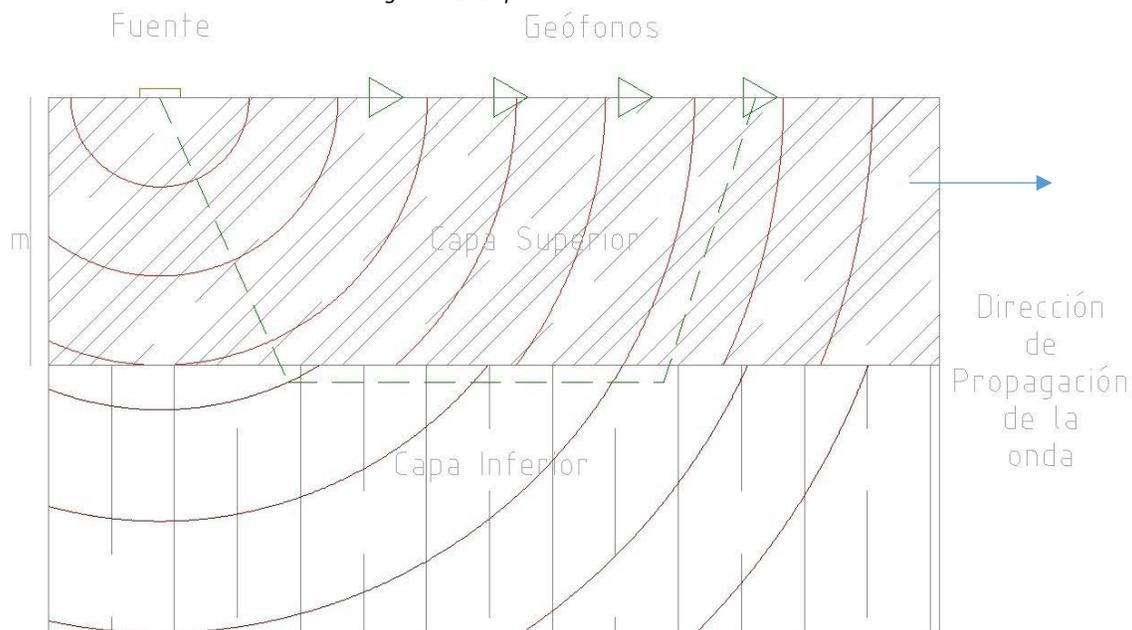
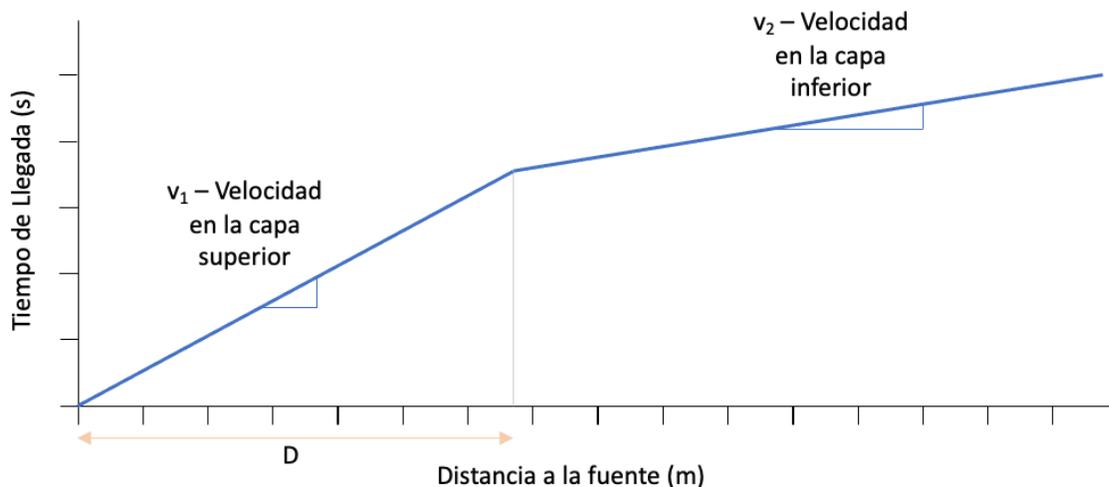


Figura 3 2. Gráfico de tiempo de llegada de la onda vs. distancia a la fuente



Se puede calcular el espesor de la capa superior de acuerdo con la siguiente expresión<sup>5</sup>:

$$m = \frac{D (v_2 - v_1)}{2 (v_2 + v_1)} \quad (1)$$

Donde:

$m$  = espesor de la capa superior  $D$  = Distancia al punto de intersección

$v_1, v_2$  = Velocidad de propagación de la onda en la capa (1=sup; 2=inf)

Los estudios reflectivos se basan en el principio de que una porción de la energía de una onda que golpea una interfase entre dos materiales de diferente densidad será reflejada hacia la superficie desde la interfase. La relación que existe entre la energía reflejada contra la energía incidente depende de la densidad y velocidad de trasmisión entre las distintas capas. (LaGrega et al., 1994)

#### □ Resistividad eléctrica

Los métodos de resistividad eléctrica de corriente continua se utilizan para medir la resistividad del suelo (el inverso de la conductividad) utilizando una fuente de corriente alterna de baja frecuencia o directa (Hoover et al., 1995). Se

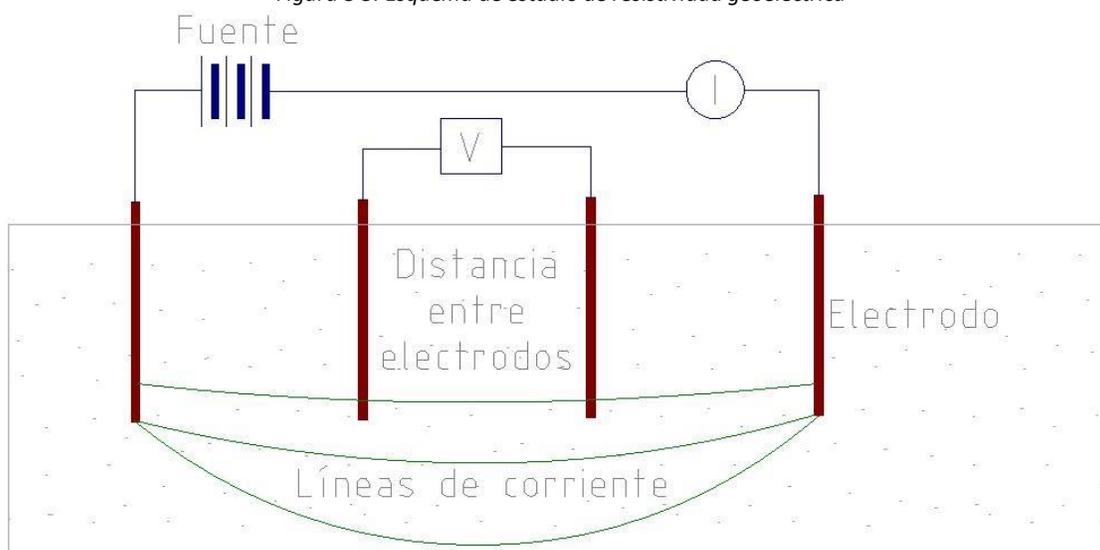
<sup>5</sup> Este método funciona si la capa inferior tiene una velocidad de propagación mayor a la capa superior

define resistividad como la resistencia al flujo de corriente eléctrica como resultado de la aplicación de un potencial eléctrico (LaGrega et al., 1994).

La resistencia se mide en ohmios y resistividad es resistencia por unidad de longitud (típicamente Ohm·m u Ohm·ft). En estudios geofísicos, la resistividad se determina como la resistencia eléctrica por unidad de distancia para una sección de área unitaria (ohms/m/m<sup>2</sup> = ohms·m). La resistividad de un suelo es función del tipo de material que lo compone, su porosidad, el contenido de humedad y la concentración de sales disueltas dentro del agua intersticial. En general, suelos secos y formaciones rocosas tienen una alta resistividad, mientras que suelos saturados con importante contenido de inorgánicos suelen tener baja resistividad. Suelos contaminados con constituyentes orgánicos suelen tener relativamente altas resistividades (LaGrega et al., 1994). Este tipo de estudios geofísicos pueden dar una muy buena información para delinear acuíferos, determinar la profundidad a la que se puede encontrar un acuífero o la base rocosa, cambios en los tipos de suelo e inclusive indicar niveles de contaminación.

El ensayo de resistividad se logra al aplicar una corriente eléctrica a través de dos electrodos que se encuentran enterrados y se mide el cambio de voltaje entre dos electrodos receptores (ver Figura 3 3).

Figura 3 3. Esquema de estudio de resistividad geoelectrica



La resistividad del suelo, R, usando la distribución de Wenner (ver figura No. 3), en donde todos los electrodos se encuentran localizados a la misma distancia entre ellos, se expresa como:

$$R = 2\pi s \Delta V / I \quad (2)$$

Donde R = Resistividad del suelo (W·m) s =  
distancia entre electrodos (m)  
V = Voltaje medido (v)  
I = Corriente aplicada (A)

Existe otra distribución de electrodos, conocida como Schlumberger. La diferencia entre ésta y la mostrada en la figura No. 3 es que los electrodos de voltaje se encuentran a una distancia menor a la que se tiene entre los electrodos de corriente y los de voltaje. Como regla general, la distancia entre los electrodos de voltaje debe ser igual o menor a una quinta parte de la distancia entre los electrodos de corriente. Esta relación va hasta una décima o una quinceava parte dependiendo de la intensidad de la señal (Advanced Geosciences Inc., 2017). Para este caso la expresión de cálculo de la resistividad es:

$$R = \frac{\pi \frac{s^2 - a^2}{4} \Delta V}{aI} \quad (3)$$

Donde R = Resistividad del suelo (W·m) s = distancia entre electrodo de corriente y electrodo de voltaje (m)  
a = distancia entre electrodos de voltaje  
V = Voltaje medido (v)  
I = Corriente aplicada (A)

Al seleccionar distintos espaciamientos de los electrodos, el estudio geoelectrico puede apuntar a condiciones a diferentes profundidades de suelo. Conceptualmente, los contornos de igual resistividad son análogos a los contornos de isopiezas; es decir, el flujo de electricidad es análogo al flujo de agua a través del suelo. En el caso del flujo eléctrico, el potencial viene dado por el voltaje; en el caso del flujo de agua, el potencial viene dado por la cabeza hidráulica. La Tabla 3 1 muestra valores típicos de resistividad de algunos tipos de suelo.

Tabla 3 1. Rangos típicos de resistividad de suelos según clasificación USCS (Mari, 2020)

Clasificación del Suelo	Rango de Resistividad (W·m)
GW	60,000-100,000
GP	100,000 – 250,000
GW-GC GW-GM	5,000 – 40,000
GP-GC GP-GM	5,000 – 40,000

GM	3,000 -8,000
GC	20,000 – 40,000
SW	
SP	
SW-SC SW- SM	5,000 – 50,000
SP-SC SP- SM	5,000 – 50,000
SM	10,000 – 50,000
SC	5,000 – 20,000
ML	3,000 – 8,000
CL	2,500 – 6,000
OL	
MH	8,000 – 30,000
CH	1,000 – 5,500
OH	
PT	

Fuente: información tomada de <https://eepower.com/technical-articles/an-introduction-to-soil-resistivity/#> en 21/06/2022

- Conductividad electromagnética

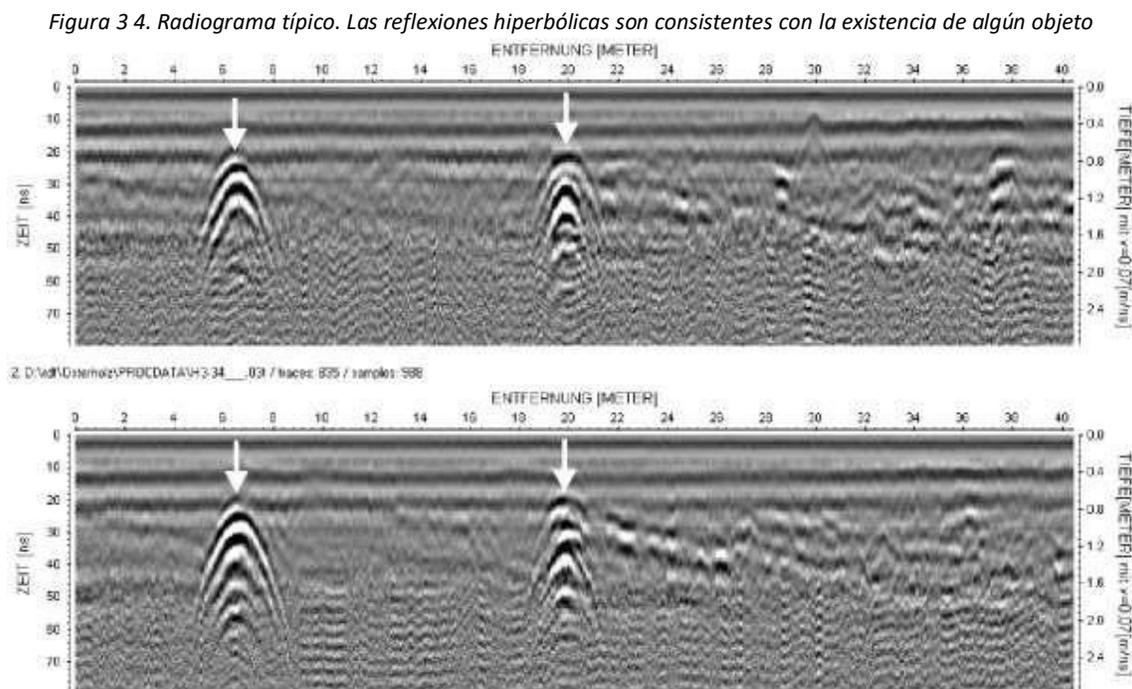
Principio similar al de resistividad eléctrica, pero en este caso se utilizan antenas transmisoras de pulsos electromagnéticos que inducen corriente en el suelo, la que se transmite de manera similar a la observada en los ejercicios de resistividad, a través de este. En general, el transmisor consiste en un circuito cerrado construido con material conductor, a través del cual fluye una corriente alterna, generando así un campo magnético. Este campo, a su vez, induce indirectamente una corriente eléctrica en el suelo. En el suelo, esta corriente genera un campo magnético secundario, el cual puede ser detectado y medido por una antena receptora. El valor de la conductividad es el promedio de la conductividad del suelo a través de la profundidad especificada por el estudio. La profundidad efectiva del sondeo es función de la distancia que separa a los circuitos (bobinas) transmisoras y receptoras. Esta técnica es mucho más rápida que la técnica de resistividad en suelo. La conductividad del terreno está influenciada por el tipo de material, discontinuidades (como las fracturas), la química del agua subterránea, los espacios entre bobinas y las orientaciones de estas. También es sensible a interferencias eléctricas y magnéticas (como líneas eléctricas y cercados metálicas). Dado que la química del agua subterránea tiene una influencia significativa en la

conductividad medida, el electromagnetismo ofrece un método rápido y rentable para mapear potenciales plumas de contaminación.

- Geo-radar (Ground Penetrating Radar – GPR)

Además de las ondas sísmicas y las corrientes eléctricas, se ha demostrado que microondas de radio pueden penetrar una masa de suelo y ser transmitidas a través de las diferentes capas de este. Esta técnica puede ser utilizada en la identificación y localización de materiales o estructuras enterradas. Las ondas de radio (radar), a medida que bajan a través del suelo, son reflejadas por las superficies de objetos o capas de suelo en donde exista un contraste importante de densidad (diferencial alto). Estas ondas reflejadas (o “ecos”) son recibidas por una antena receptora y al graficarlas se parecen mucho a un espectro de sonar. En este sentido, las inspecciones con geo-radar son particularmente útiles para detectar vacíos bajo superficie (p. ej. Cavernosidades), trincheras enterradas, tambores (tanto plásticos como metálicos) y sustancias flotantes en fase libre (LNAPLs) (LaGrega et al., 1994). Es importante anotar que una limitación muy importante de esta técnica es la rápida atenuación de la onda electromagnética en suelos de alta conductividad y saturación, como por ejemplo algunas arcillas de la ciudad.

En la siguiente figura se muestra un radiograma típico. Las flechas indican reflexiones de la onda por algún tipo de objeto enterrado.



- Magnetometría

El objetivo de la magnetometría es medir campos magnéticos por debajo de la superficie del suelo. En específico, un magnetómetro necesita poder generar un campo magnético y, a través de éste, lograr el alineamiento de núcleos de hidrógeno en rotación (protones) y orientarlos de una manera específica (polarización). Cualquier campo magnético existente bajo la superficie de suelo causa una precesión de los protones polarizados, alineándolos con el campo magnético proveniente del suelo; de esta manera se genera una pequeña corriente en el embobinado principal. La frecuencia de la señal generada es proporcional a la fuerza del campo magnético. Cualquier disturbio local en el campo magnético del planeta, tales como un grupo de tambores metálicos enterrados, genera una anomalía electromagnética que puede ser detectada por el instrumento; de manera tal que esta técnica es muy útil cuando se utiliza para detectar enterramiento de tambores u otros contenedores ferromagnéticos (hechos de hierro o acero). El magnetómetro sufre los mismos tipos de interferencias que puede sufrir un estudio de conductividad, sin embargo, también es una herramienta muy poderosa al momento tratar de identificar tanques subterráneos (USTs).

Es importante anotar que todas las anomalías detectadas deben ser comprobadas. No toda anomalía electromagnética es indicativa de enterramiento o contaminación.

### 3.4 Muestreo Orientativo

Es bien sabido que, incluso luego de la realización de Estudios Ambientales de Sitio Fase I, parte del historial de un sitio puede estar incompleto. Por ejemplo, la ubicación exacta de fuentes de contaminantes enterradas, como tambores, puede no aparecer en los registros históricos. Adicionalmente, puede existir un material de relleno de origen desconocido que actúa como fuente de contaminación. Esta condición solo puede identificarse mediante investigaciones intrusivas respaldadas por la recolección de muestras ambientales que deben ser analizadas por un laboratorio debidamente acreditado.

Para tener en cuenta esta posible incertidumbre o falta de información dentro del historial del sitio, como alternativa para la definición de la distribución de muestras, fundamentado en el ejercicio matemático adoptado por la Autoridad de Protección del Ambiente del Estado de Nueva Gales del Sur (Australia) se recomienda utilizar un patrón sistemático de cuadrícula cuadrada regular con un tamaño de cuadrícula que permita obtener un número suficiente de puntos de muestreo de manera que se pueda describir, a nivel orientativo, la distribución espacial de la contaminación (New South Wales Environment Protection Authority, 2020). El tamaño de grilla especifica el espaciamiento mínimo estipulado teniendo en cuenta cuatro (4) condiciones de resolución del estudio de prospección. A mayor resolución, mejor es la descripción de la distribución espacial del (los) contaminante(s); lo que trae como consecuencia que el tamaño de las áreas donde se considere necesaria la realización de una investigación detallada sea menor.

*Tabla 3.2. Tamaño de Grilla para muestreo Sistemático de acuerdo con el nivel de resolución esperada*

Nivel de Resolución	Tamaño de Grilla (m)
---------------------	----------------------

Alta	20
Media	30
Baja	40
Muy Baja <sup>6</sup>	50

Fuente: Elaboración propia, basado en (New South Wales Environment Protection Authority, 2020)

Este enfoque se propone para investigar áreas o sitios con características relativamente uniformes y consistentes. Si existen dentro del sitio áreas de interés, como vegetación muerta, estructuras o evidencia de suelo alterado, entonces el área debe separarse y someterse a un muestreo estratificado o de determinación de puntos críticos (Hotspots). Si el historial del sitio revela que existen (o existieron) actividades potencialmente contaminantes en el sitio, entonces se debe realizar un muestreo específico en las proximidades de las actividades potencialmente contaminantes, así como un muestreo sistemático realizado en una cuadrícula, como se explicó en la tabla anterior.

Al mismo tiempo, se sugiere que se utilice un espaciamiento de grilla menor (inclusive menor a 20 m) en casos en que se observe lo siguiente:

- Se conoce o infiere una contaminación heterogénea, por ejemplo, en una antigua planta química.
- Las concentraciones de contaminantes identificadas durante un proceso de investigación previo o anterior se encuentran muy cerca de los niveles de referencia o niveles críticos de interés (teniendo en cuenta las incertidumbres derivadas del proceso de medición en los valores de concentración).
- Se requiere un alto nivel de confianza (p.ej. error admisible menor al 5%) para el resultado de una evaluación de riesgos.
- Se requiere delimitación a lo largo de los bordes de áreas conocidas de contaminación. □ El área promedio es pequeña.

En caso de que exista suficiente información previa sobre la posible distribución de contaminantes, el tamaño de la cuadrícula podría aumentarse (disminuyendo la resolución) en una categoría. Ahora bien, esta decisión debe tomarse exponiendo claramente su justificación, la cual debe documentarse en el Plan de Muestreo y el correspondiente informe. Esta consideración encierra un rango total entre 20 a 50 m en el espaciado de la grilla o cuadrícula para patrones de muestreo sistemáticos.

Para áreas o sitios en zonas de importancia ecológica, incluidos humedales y sus áreas adyacentes, es necesario preparar, en primer lugar, la historia completa del sitio; luego, se debe desarrollar un modelo conceptual del sitio utilizando información secundaria. Si se requiere trabajo de campo, este debe realizarse utilizando únicamente los

---

<sup>6</sup> Este sería el nivel de menor resolución admisible, grillas de mayor tamaño darían como resultado una densidad de muestreo demasiado baja para ser aceptable.

accesos y caminos existentes, utilizando solamente herramientas manuales, para no afectar las condiciones ecológicas. Los consultores deben sopesar cuidadosamente los resultados de una posible remediación frente al daño potencial al ecosistema terrestre.

**Independientemente del tamaño de grilla o cuadrícula seleccionado, en áreas de 500 m<sup>2</sup> o menos es necesario tener, como mínimo, cinco (5) puntos de muestreo distribuidos espacialmente el área a evaluar.**

En la Tabla No. 3-3 se presenta el número mínimo de puntos de muestreo requeridos para un programa de muestreo sistemático calculado para una variedad de tamaños de sitio. El número de muestras requeridas debe ser suficiente para satisfacer los siguientes criterios de aceptación:

- La concentración media aritmética de los contaminantes debe ser inferior a un límite aceptable, con un nivel de confianza del 95% o superior;
- El sitio debe estar libre de puntos críticos (Hotspots) más grandes que un tamaño crítico, con un nivel de confianza del 95% o superior.

Cuando, al utilizar las fórmulas de cálculo correspondientes, el resultado obtenido para el número de muestras requerido no sea un número entero, el número de muestras debe redondearse hacia el entero superior.

La fórmula para calcular el número de puntos de muestreo para áreas específicas dentro de un sitio se incluye al pie de la siguiente tabla.

*Tabla 3 3. Número mínimo de puntos de muestreo basado en tamaño de cuadrícula<sup>7</sup>*

Área (m <sup>2</sup> )	Espaciamiento de la Grilla o Cuadrícula			
	20m Alta Resolución	30m Media Resolución	40m Baja Resolución	50m Muy Baja Resolución
500	5	5	5	5
1,000	5	5	5	5
2,000	5	5	5	5
3,000	8	5	5	5
4,000	10	5	5	5
5,000	13	6	5	5
6,000	15	7	5	5
7,000	18	8	5	5

<sup>7</sup> Esta tabla define el número mínimo de muestras que deben tomarse en cualquiera de las etapas posteriores de investigación que requieran de toma de muestras para la determinación de las condiciones del sitio. Sin embargo, la definición de la resolución necesaria en cada etapa dependerá de las necesidades de información que dicha etapa requiera.

8,000	20	9	5	5
9,000	23	10	6	5
10,000	25	11	6	5
15,000	38	17	9	5
20,000	50	22	13	6

El número de ubicaciones de muestreo, según el tamaño de la cuadrícula, se puede representar mediante la fórmula  $n = A/G^2$ , donde:

- n es el número de ubicaciones de muestreo, que se redondeará al entero superior
- A es el área del sitio o área de decisión, en metros cuadrados
- G es el tamaño de la cuadrícula en metros, es decir, la distancia entre los nodos de la cuadrícula

### 3.5 Evaluación de Riesgo Nivel I (Tier I)

Para evitar afectar la salud ambiental de los receptores sensibles del ecosistema urbano por la existencia de residuos peligrosos y sustancias químicas en suelo (y al acuífero somero contenido en él), se debe realizar una evaluación de riesgo. Por este motivo, los estudios de evaluación de riesgos y seguimiento ambiental a sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), involucran distintos tipos de información y hacen necesaria la participación de profesionales de distintas áreas de las ciencias (geólogos, médicos, químicos, biólogos, toxicólogos e ingenieros) con la finalidad de entender y predecir la relación entre la concentración de los compuestos de interés (CDI), los escenarios de exposición y los efectos toxicológicos potenciales derivados de la exposición a estos.

Por lo anterior, la “GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS”, anexo a este documento, busca brindar información útil en la gestión de sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), toda vez que ayuda a conocer como la contaminación representa un riesgo a la salud humana y el ambiente.

Con la información obtenida a través de la Investigación Orientativa, se debe desarrollar un análisis de riesgo Nivel I (Tier I), de acuerdo con los procedimientos descritos dentro de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS y sus anexos.

### 3.6 Modelo conceptual de sitio

Hasta este punto, el Modelo Conceptual del Sitio (MCS) realizado a partir de la Investigación Orientativa es preliminar pero necesario para la definición de actividades de la Investigación Detallada. Los resultados de la Investigación Detallada definirán el MCS definitivo para la evaluación de riesgo.

Se denomina MCS a una descripción espacial y temporal de la contaminación (o potencial contaminación) que se encuentra en el lugar y sus alrededores, destacando las potenciales fuentes de contaminantes, al igual que los receptores potenciales. También debe describir las posibles vías de exposición entre las fuentes y los receptores. Un

MCS robusto debe incluir tanto lo conocido como aquello que es potencial, destacando las siguientes condiciones (New South Wales Environment Protection Authority, 2020):

- Fuentes de contaminación y sustancias o compuestos de interés, incluidos los mecanismos de contaminación; por ejemplo, derrames "de arriba hacia abajo", localización de materiales de relleno, liberación debajo de la superficie, etc.
- Medios afectados, tales como suelo, sedimentos, agua subterránea, agua superficial y calidad del aire (aire interior y aire ambiente), tanto dentro como en las inmediaciones del sitio.
- Potenciales receptores humanos y ecológicos, tanto dentro como fuera del sitio.
- Potenciales vías de exposición completas, tanto dentro como fuera del sitio.

El MCS debe explicar de manera lógica la información, la evidencia y los datos existentes del área bajo estudio; el MCS debe ser, además, predictivo. En el caso en que un MCS arroje resultados predictivos deficientes, se debe hacer una revisión de la información y evidencia existente. Un MCS debe revisarse y actualizarse adecuadamente, identificando cualquier brecha de datos o falta de información.

Una vez identificados los posibles compuestos o contaminantes de interés (CI), se debe hacer un análisis teniendo en cuenta sus propiedades fisicoquímicas, tales como solubilidad en agua, volatilidad, miscibilidad y potenciales interacciones con los medios ambientales (p. ej. Adsorción sobre superficie de partículas de suelo). Esto es especialmente importante cuando se consideran contaminantes poco comunes o emergentes.

Al realizar una investigación ambiental del sitio (p. ej. Al aplicar el estándar ASTM E1527 – Evaluación Ambiental de un Sitio - Fase I), la información ambiental disponible y la información del historial del sitio deben sintetizarse en un MCS. En cada etapa posterior de la evaluación del sitio, el MCS debe perfeccionarse y actualizarse con la información y los datos obtenidos en cada etapa de la investigación. Cada refinamiento del MCS puede usarse como fuente de información para la toma de decisiones sobre las condiciones del sitio bajo estudio.

Un MCS debe identificar las incertidumbres y los vacíos de datos en relación con la contaminación y las posibles vías de exposición. Todas las hipótesis o supuestos que se utilicen dentro de los MCS deben identificarse claramente para garantizar una transparencia adecuada. Los MCS deben abordar, por lo menos, los siguientes aspectos:

- Qué tan representativos son los datos disponibles.
- Las posibles fuentes de variabilidad e incertidumbre.
- Qué tan importantes son las brechas identificadas con respecto a los objetivos y la confiabilidad de la evaluación del sitio.

Los MCS, como herramienta de presentación de la información, pueden adoptar varias formas, incluidos texto, tablas, gráficos y diagramas de flujo. También pueden tomar la forma de planos y figuras específicas del sitio, incluidas secciones transversales.

Al mismo tiempo, análisis estadísticos de datos pueden proporcionar una base cuantitativa para la toma de decisiones. Es importante recordar que la evaluación de la contaminación de un sitio se basa en un enfoque de múltiples líneas de evidencia, que incluyen la historia del sitio, muestras de campo y datos e información geológica e hidrogeológica, entre otras. Este enfoque permite la toma de decisiones científicamente defendible con MCS sólidos que ayudan en este proceso.

## **4. INVESTIGACIÓN DETALLADA**

### **4.1 Introducción**

Finalizada la etapa de Investigación Orientativa y habiendo concluido que el sitio se encuentra en condición de riesgo y requiere de tareas de complemento de esta información, se hace necesario la implementación de una etapa de Investigación Detallada en el marco del cumplimiento del mismo Auto de Requerimiento inicial.

El objetivo de esta etapa se centra en la determinación detallada de la distribución espacial de los contaminantes presentes en el lugar (delineación de plumas, fuentes y puntos críticos o “hot spots”). Al mismo tiempo, se debe obtener información suficiente para poder determinar algunos parámetros de tipo geológico e hidrogeológico del lugar, como lo son la conductividad hidráulica, nivel piezométrico del suelo y el movimiento y la dirección de flujo de aguas subterráneas (mapas de isopiezas). Así como en la investigación orientativa, esta etapa será ejecutada por el responsable sobre quien se han establecido las obligaciones en el Auto de Requerimiento, con el seguimiento y evaluación continua de los profesionales técnicos de la SDA.

Una vez surtida la etapa de Investigación Detallada, se pueden obtener dos conclusiones que estarán plasmadas en el correspondiente concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable:

1. El sitio se encuentra en condición de riesgo aceptable bajo las condiciones evaluadas, por lo que no requiere ninguna acción adicional. En este caso, se emitirá un pronunciamiento jurídico (Resolución) que establecerá el cumplimiento a las obligaciones del Auto de Requerimiento.
2. El sitio se encuentra en condición de riesgo inaceptable y requiere la implementación de acciones de intervención en el sitio cuyo objetivo sea la adecuada gestión del riesgo en que éste se encuentra.

A continuación, se hace una descripción breve de los procedimientos que se deben seguir para obtener la información suficiente que permita alcanzar el objetivo propuesto.

### **4.2 Detección de Puntos Críticos (Hot Spots)**

Los puntos críticos (hot spots) se definen como zonas localizadas que se caracterizan por mostrar concentraciones de contaminantes significativamente más altas en comparación con las demás áreas investigadas o, comparativamente, con el resto del sitio.

Para delinear y cuantificar este punto crítico, se requiere la aplicación de un muestreo sistemático, destinado a detectar puntos críticos de formas y tamaños específicos, de manera que se puedan caracterizar o validar como zonas específicas y áreas de interés. La grilla o cuadrícula de muestreo se coloca a intervalos regularmente espaciados, de la misma manera que se describe en la sección de Investigación Orientativa; sin embargo, el tamaño de la cuadrícula y el patrón que debe seguirse para la caracterización del punto crítico depende de lo que ya se conoce sobre el sitio y se describe en el Modelo Conceptual del Sitio (MCS), así como de la forma y el tamaño de los puntos críticos que se quieren delinear.

Los puntos críticos (hot spots) rara vez tienen límites bien definidos. La contaminación, las capas y los tipos de material de relleno que los conforman a menudo están presentes como “bolsas” o “paquetes” heterogéneos dentro del lugar, debido tanto a las características del sitio como a los usos pasados. En consecuencia, como se mostró en la sección de Investigación Orientativa, el uso de cuadrículas de muestreo sistemático generalmente tiene como objetivo permitir la ubicación y el mapeo apropiado de las sustancias presentes dentro del sitio, proporcionar datos representativos y determinar el “valor real” de otros parámetros críticos de una distribución de contaminantes; sin embargo, esta cuadrícula no necesariamente está definida para encontrar puntos críticos (hot spots) y que sean claramente distinguibles. Es por esta razón que se hace uso de un sistema estratificado de muestreo, en donde la zona donde se sospecha la ubicación del punto crítico tenga una definición propia de densidad y distribución de puntos de muestreo.

#### 4.3 Determinación de la cuadrícula de muestreo para detección de puntos críticos (Hot spots)

A continuación, se presenta la metodología para determinar a.) el tamaño de cuadrícula requerido para detectar puntos críticos (hot spots) de un tamaño específico; b.) el número aproximado de puntos de muestreo, en función de la forma y el tamaño del punto crítico (hot spot) y c.) el tamaño específico<sup>8</sup> del punto crítico (hot spot) (Gilbert, 1987).

Para la determinación del tamaño de cuadrícula requerido, se debe usar la expresión:

$$G = \frac{L}{k}$$

(4) Para la determinación del número de puntos de muestreo, se debe usar la expresión:

$$n = G \frac{A}{2}$$

---

<sup>8</sup> Tamaño Específico se refiere al tamaño mínimo que podría tener un punto crítico (hot spot), dada una probabilidad de no detección definida y un tamaño de cuadrícula específica.

(5)

Para la determinación del tamaño específico del “hotspot”, se debe usar la expresión:

$$L = k \times G$$

(6)

Donde:

- G es el tamaño de la cuadrícula; es decir, la distancia entre nodos de la cuadrícula;
- L es el radio de un punto crítico de forma circular (para “hot spots” elipsoidales, L es la mitad del eje mayor de la elipse);
- k es una constante estadística, dependiente de la forma del punto crítico (hot spot) y el nivel de confianza especificado<sup>9</sup>;
- n es el número de puntos de muestreo; □ A es el área del sitio o área de decisión.

Para la determinación del tamaño de cuadrícula, el ejercicio se refiere a la determinación del espaciamiento de la cuadrícula, necesario para encontrar un punto crítico (hot spot), de un tamaño y forma específica, con un nivel de confianza predefinido. El procedimiento para lograr dicho cálculo es el siguiente:

- 1) Especifique “L”, la longitud del semieje mayor del punto caliente (hot spot) mínimo que se necesite detectar. L es la mitad de la longitud del eje largo de una elipse o la longitud del radio de un círculo. Por ejemplo, L=5 m
- 2) Especifique la forma esperada, representada por el factor “S” de la elipse, teniendo en cuenta que:

$$S = \frac{\text{longitud del eje menor de la elipse}}{\text{longitud del eje mayor de la elipse}}$$

Obsérvese que  $0 < S \leq 1$  y que  $S=1$  significa que la forma del punto crítico es circular. Si el valor de “S” no se conoce, una aproximación conservadora es considerar  $S=0.5$ , que resultaría en un espaciamiento menor de la cuadrícula a que se considerara un círculo. Es decir, se muestrearía con una cuadrícula más densa, para compensar por la falta de conocimiento sobre la forma del punto crítico.

- 3) Especificar la probabilidad aceptable de NO encontrar el punto crítico (“b”). Es decir, la posibilidad de no poder determinar un punto crítico de un tamaño igual o menor al tamaño definido; por ejemplo,  $b=5\%$ <sup>10</sup>.

<sup>9</sup> Para definición del valor numérico de “k”, utilizar los nomogramas 10.3, 10.4 y 10.5 de (Gilbert, 1987)

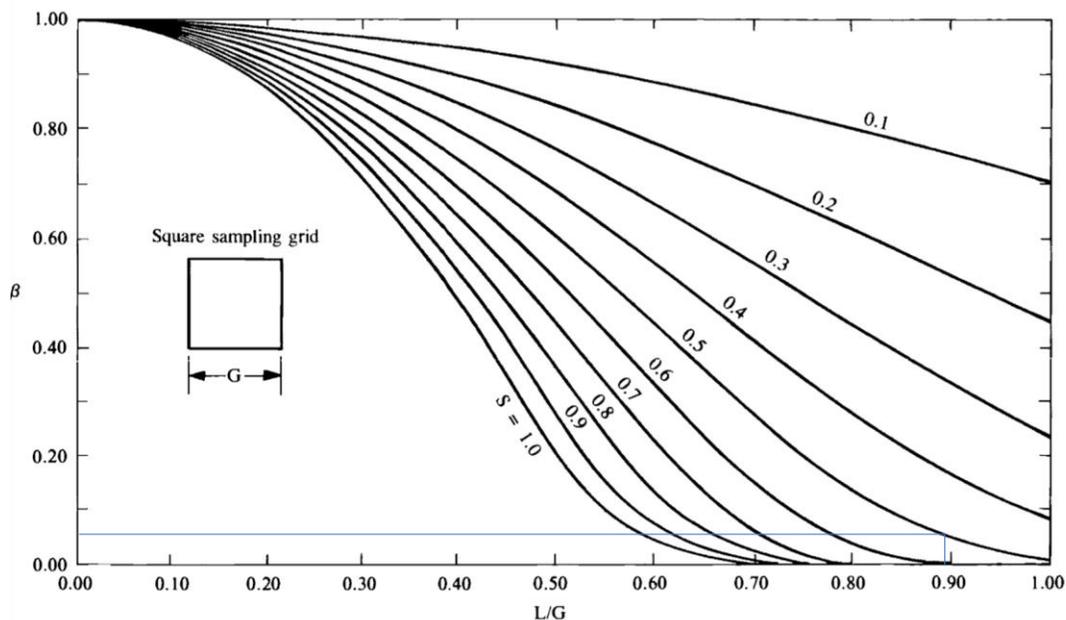
<sup>10</sup> Esto quiere decir que existe un 5% de probabilidades de que un “hot spot”, de tamaño “L”, no pueda ser “visto” por la cuadrícula que se va a determinar. Dicho de otra manera, tenemos un 95% de confianza de que, con una

Utilizando las figuras 10.3, 10.4 o 10.5 de (Gilbert, 1987)<sup>11</sup>, (Figuras 4-1, 4-2, 4-3) se determina el valor de “G”. Estos nomogramas representan la relación que existe entre b y la razón L/G. Cada nomograma muestra la anterior relación para varios valores de “S”, representados en varias curvas. Utilizando el valor definido de b se determina dónde corta éste con la curva definida para el “S” utilizado y se determina en el eje horizontal el valor de L/G. Por ejemplo, para b=5%; S=0.5, el valor de L/G es 0.89. Ver figura No. 2-1. En estas condiciones,  $G = L/0.89 \approx 5.6$  m, es decir, la cuadrícula debería formarse a una distancia entre vértices de 5.6 m.

---

cuadrícula del tamaño que se va a calcular, se puede detectar un “hot spot” de tamaño “L” o mayor.<sup>11</sup> Para una cuadrícula cuadrada, rectangular o triangular, respectivamente.

Figura 4.1. Determinación de  $L/G$ , Figura 10.3

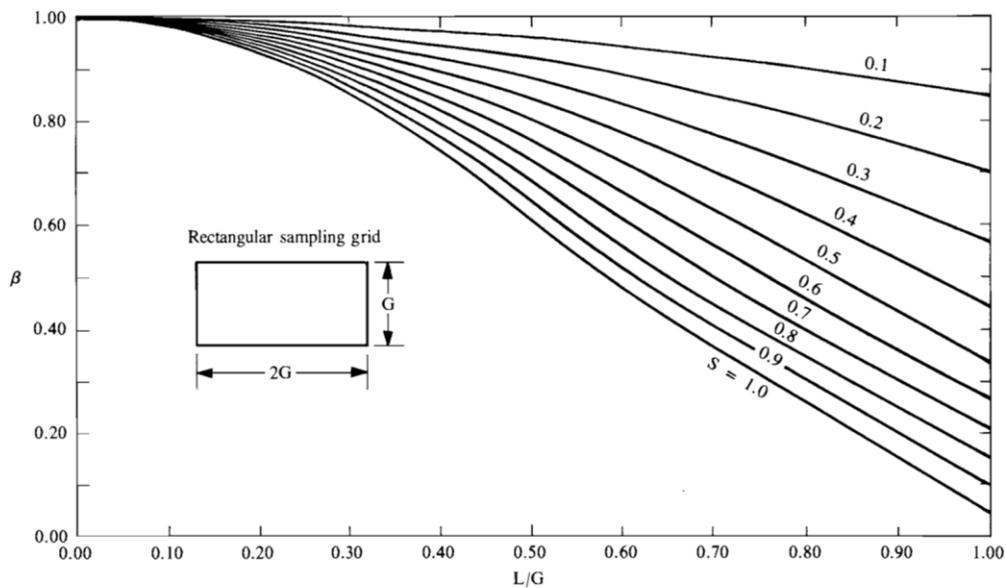


**Figure 10.3** Curves relating  $L/G$  to consumer's risk,  $\beta$ , for different target shapes when sampling is on a square grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 3).

Fuente: Gilbert, 1987.

Para el tercer caso, considerando una cuadrícula de 10 m ( $G=10$  m), con las mismas condiciones de intervalo de confianza ( $b=5\%$ ) y factor de forma ( $S=0.5$ ), el tamaño mínimo del punto crítico que podría ser visto es de  $G \times 0.89 = 8.9$  m.

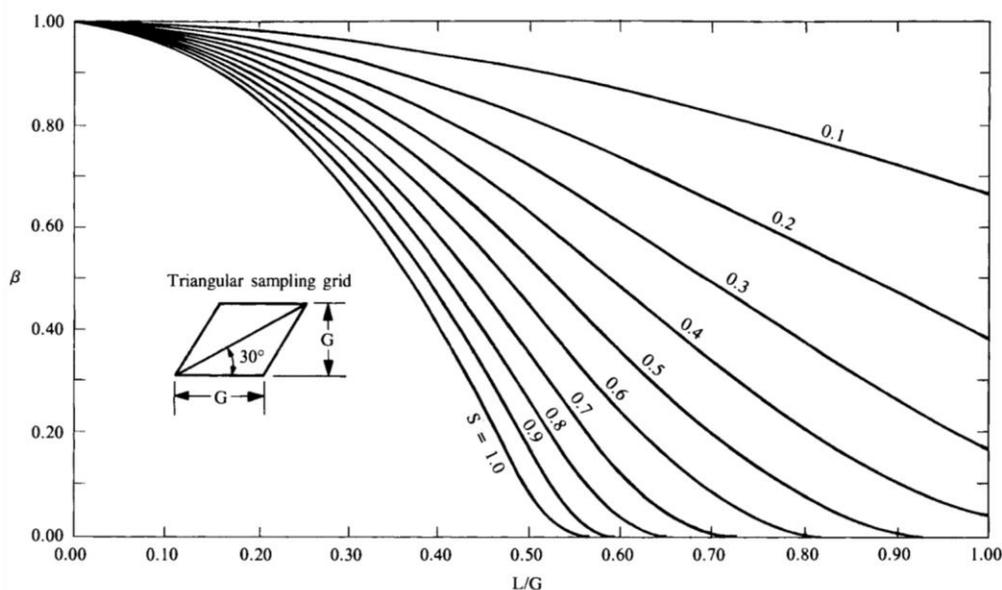
Figura 4.2. Determinación de  $L/G$



**Figure 10.4** Curves relating  $L/G$  to consumer's risk,  $\beta$ , for different target shapes when sampling is on a rectangular grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 5).

Fuente: Gilbert, 1987.

Figura 4 3. Determinación de  $L/G$



**Figure 10.5** Curves relating  $L/G$  to consumer's risk,  $\beta$ , for different target shapes when sampling is on a triangular grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 4).

Fuente: Gilbert, 1987.

No existe una diferencia estadística para cada uno de los patrones de distribución anteriormente descritos, siempre y cuando se hayan calculado con los mismos parámetros ( $b$ ,  $G$  y  $S$ )<sup>11</sup>. La escogencia del tipo de distribución dependerá de condiciones de aplicabilidad y facilidad de implementación en campo.

#### 4.4 Interpretación de Datos

##### 1. Interpretación Estadística de Resultados

La interpretación estadística de resultados puede clasificarse ampliamente de dos formas. La primera, conocida como estadística descriptiva, se caracteriza por hacer una descripción de la muestra; la segunda, denominada estadística inferencial, se centra en relación que existe entre la información obtenida de la muestra con las características de la

<sup>11</sup> La diferencia radica en el valor de "L" que se obtiene del nomograma según el tipo de distribución; por ejemplo, para las condiciones discutidas, la grilla rectangular no se podría determinar, pues el valor  $L/G$  se encuentra del rango del nomograma.

“población”. Al evaluar la potencial contaminación de un sitio, se utilizan estadísticas tanto descriptivas como inferenciales para caracterizar los sitios y las áreas de decisión.

Cuando se utiliza la estadística inferencial, las pruebas pueden ser paramétricas o no paramétricas. Las pruebas estadísticas paramétricas hacen suposiciones sobre los parámetros de la distribución de la población, mientras que las pruebas no paramétricas a menudo se describen como estadísticas sin distribución, porque no hacen suposiciones sobre la distribución; aunque pueden hacer suposiciones sobre los datos. Todas las pruebas estadísticas paramétricas asumen que los datos obtenidos provienen, o hacen parte, de una distribución de probabilidad, sea esta una distribución normal, log-normal, gamma o cualquier otra distribución estadística conocida.

En muchas formas de estadística inferencial se aplican dos supuestos principales, primero, que los datos provenientes de un muestreo no están sesgados y, segundo, cualquier miembro de la población tiene la misma oportunidad de ser incluido en el muestreo. En consecuencia, los datos hacen parte de una secuencia de observaciones independiente e idénticamente distribuida. Independiente significa que cada observación no está controlada por (o depende de) el valor de ninguna otra observación. En general, se puede suponer independencia para muestreos de tipo aleatorio, siempre y cuando éste esté compuesto por menos del 10% de la población. Adicionalmente, se considera que el muestreo se encuentra distribuido de forma idéntica cuando las muestras se han tomado de una población cuya media y varianza se mantiene constante a través del espacio (en el área de que se pretende describir) y durante el tiempo de recolección (en el momento en que se realiza el muestreo).

Es muy importante recordar que las pruebas estadísticas básicas solo pueden aplicarse válidamente a datos de muestreo que no tengan ningún sesgo; los datos provenientes de muestreo arbitrario o de juicio no deben usarse para pruebas estadísticas. Por esta razón, se recomienda que los datos obtenidos utilizando una combinación de enfoques de muestreo de juicio y aleatorios (probabilísticos) se recopilen y consideren por separado, y que el uso formal de técnicas estadísticas se limite únicamente a los datos de muestras probabilísticas. Esto significa que los resultados provenientes de un muestreo de juicio, por ejemplo, la validación de una excavación o la investigación de una característica contaminante, como una tubería con fugas, deben eliminarse de un conjunto de datos antes de realizar un análisis estadístico de los datos restantes.

## *2. Distribuciones, transformaciones y análisis de datos*

Se entiende por “distribución”, en el contexto de un muestreo, como la frecuencia o probabilidad de ocurrencia de los valores medidos. En procesos de evaluación de contaminación de sitios, los datos se pueden analizar utilizando métodos paramétricos (basados en algún tipo de distribución) o métodos no paramétricos en los que no se supone que la población se ajuste a una distribución de población específica. Cuando los datos de muestreo tienen una distribución normal (o más estrictamente, casi normal), log-normal o gamma, se pueden aplicar métodos paramétricos. Cuando los datos de muestreo no muestren que se ajustan a alguna de estas distribuciones, se deben utilizar métodos no paramétricos. Algunos conjuntos de datos que no demuestran tener una distribución normal pueden ser sometidos a una transformación aplicada para, esencialmente, normalizar, lo que ayuda al análisis.

- Métodos paramétricos

En un estudio estadístico, los parámetros de una población se estiman a partir de los valores obtenidos por un muestreo. Diferentes muestras aleatorias producirán diferentes estimaciones de cada parámetro; por ejemplo, cada muestreo producirá una estimación diferente (usando  $x$ ) de la media de la población,  $\mu$ . Estas estimaciones en sí mismas tienen una distribución, conocida como distribución de muestreo. Muchos métodos estadísticos comunes se basan en el conocimiento o en las supuestas características de las distribuciones de las estimaciones de parámetros de población derivadas de un muestreo. A continuación, se hace una breve descripción de las distribuciones más comúnmente observadas en procesos de investigación de sitios.

- Distribución Normal

La distribución más utilizada en estadística paramétrica es la conocida como distribución normal. El teorema del límite central (TLC)<sup>12</sup> dice que la distribución muestral de la media para  $n$  muestras aleatorias independientes se aproxima a la normalidad a medida que  $n$  aumenta. Esto es válido para todas las distribuciones de población con media y varianza finitas. Una característica clave de la distribución normal es que la media, la mediana y la moda son iguales.

Según el TLC, la distribución muestral de  $\bar{x}$  puede aproximarse a una distribución normal cuando el tamaño de la muestra  $n$  es lo suficientemente grande ( $> 30$ ), independientemente de la forma de la distribución de la población. Cuanto mayor sea el valor de  $n$ , mejor será la aproximación.

- Distribución log-normal

Para poder hacer uso de distribuciones logarítmicas normales (log-normal) o exponenciales para análisis, se debe primero hacer una transformación logarítmica, tomando los valores del logaritmo natural a los valores obtenidos por el muestreo. La distribución log-normal es una distribución continua en la que el logaritmo de una variable tiene una distribución normal. Por lo tanto, si la variable aleatoria  $x$  tiene una distribución logarítmica normal, entonces  $y =$

---

<sup>12</sup> En teoría de probabilidad, el teorema del límite central (TLC) establece que, en muchos casos, cuando se suman variables aleatorias independientes, su suma normalizada tiende hacia una distribución normal, incluso cuando las variables originales, en sí mismas, no tienen una distribución normal.

Por ejemplo, supongamos un proceso de muestreo del que se obtienen muchos datos (observaciones), cada dato (u observación) fue obtenido aleatoriamente de manera que no depende de los valores de las otras observaciones. Ahora, calculemos la media aritmética de los valores observados. Si este procedimiento se realiza muchas veces, (es decir, muestreos aleatorios sobre la misma población y posterior cálculo de la media aritmética), el teorema del límite central dice que la distribución de probabilidad del valor de esos promedios (las medias calculadas) se aproximará mucho a una distribución normal.

$\ln(x)$  tiene una distribución normal. Asimismo, si  $y$  tiene una distribución normal, entonces la función exponencial de  $y$  (es decir,  $x = e^y$ ) tiene una distribución logarítmica normal.

En las distribuciones logarítmicas normales, la media, la mediana y la moda no son iguales. La diferencia entre la media y la moda depende de la asimetría de la población, mientras que la mediana es independiente de la asimetría.

#### □ Distribución gamma

La distribución gamma ofrece una mayor flexibilidad en términos de ajuste de datos que las distribuciones normal y logarítmica normal (log-normal). Para el caso de investigaciones de sitios, al utilizar la distribución gamma los datos de concentración de contaminantes sufren una transformación de orden de rango mediante la cual se clasifican en orden ascendente y se convierten en una lista clasificada de enteros<sup>13</sup>. Este proceso de transformación elimina los efectos de escala en las concentraciones de contaminantes que se encuentran comúnmente en los conjuntos de datos de contaminación del sitio y, por lo tanto, reduce el efecto de las grandes diferencias entre los resultados de un conjunto de datos.

Este tipo de distribución es útil para la evaluación de sitios contaminados debido a la relación que existe con las distribuciones exponencial y normal. La distribución gamma es una familia de distribuciones continuas de probabilidad de dos parámetros. La distribución exponencial y la distribución chi-cuadrado son casos especiales de la distribución gamma.

Existen tres (3) formas comúnmente utilizadas de parametrización de la distribución gamma:

- Definiendo un parámetro de forma  $k$  y un parámetro de escala  $\theta$
- Definiendo un parámetro de forma  $\alpha = k$  y un parámetro de escala inversa  $\beta = 1/\theta$ , denominado parámetro de tasa
- Definiendo un parámetro de forma  $k$  y un parámetro medio  $\mu = k\theta = \alpha/\beta$ .

En cada una de estas tres formas, ambos parámetros son números reales positivos y controlan la forma y el sesgo de la distribución.

Cuando se realice el análisis estadístico de los datos y se utilice cualquiera de las anteriores distribuciones para evaluar los datos de contaminación de un sitio, se debe tener en cuenta las limitaciones asociadas a cada distribución, ya que éstas determinan qué tan acertada puede ser la interpretación de la condición real que se pretende describir.

---

<sup>13</sup> Es decir, las concentraciones se ordenan de mayor a menor y se definen ciertos rangos. Luego se determina el número de muestras que caen en cada rango (número entero).

$$CV = \frac{\sigma}{\mu}$$

Generalmente los datos obtenidos de sitios contaminados (valores de las concentraciones en las muestras) rara vez se distribuyen de forma normal, teniendo en cuenta el tipo de procesos que conducen a la contaminación del sitio. Cuando la media, la mediana y la moda no son iguales, o el coeficiente de varianza (CV) es  $> 0,5$ <sup>14</sup>, se debe considerar detenidamente el utilizar la distribución normal para el análisis. Del mismo modo, se debe tener mucho cuidado al aplicar la distribución logarítmica normal, ya que los datos de los muestreos de sitios contaminados a menudo no tienen una distribución logarítmica normal. La aplicación de cualquiera de las distribuciones debe verificarse probando que los datos tengan una distribución aproximadamente normal o una distribución normal después de aplicar la transformación logarítmica. La pertenencia de los datos a cualquier distribución se puede probar, por ejemplo, mediante el uso de paquetes de software estadístico para construir gráficas cuantiles-cuantiles (Q-Q), que grafican los cuantiles del conjunto de datos contra los cuantiles de una distribución de probabilidad específica.

En general, si se observa un sesgo importante en los datos obtenidos, se recomienda que estos se evalúen utilizando una distribución gamma en lugar de una distribución logarítmica normal, ya que esto produce resultados más confiables. Una transformación logarítmica normal disfraza el efecto de valores altos que pueden no representar valores de fondo y exagera la desviación estándar aparente de la distribución logarítmica normal modelada. Esto aumenta el riesgo de tomar una decisión incorrecta en relación con la distribución de la población y los parámetros estadísticos asociados. Por lo tanto, para evaluar conjuntos de datos sesgados, se debe usar la distribución gamma al realizar análisis paramétricos, particularmente si el tamaño de la muestra es inferior a 20 y/o contiene valores atípicos (outliers). Debido a la flexibilidad de la función gamma para adaptarse a una amplia gama de distribuciones simétricas y asimétricas (sesgadas), puede representar conjuntos de datos con distribución logarítmica normal sin el riesgo de enmascarar los efectos de valores atípicos.

Cuando los datos están muy sesgados por valores extremos o una cantidad significativa de valores “no detectados”, puede ser difícil determinar una distribución adecuada para el análisis paramétrico. En tales casos, los métodos no paramétricos (como la aplicación de la Desigualdad de Chebyshev<sup>15</sup>) pueden dar resultados más fiables.

#### □ Prueba de hipótesis

La prueba de significancia de la hipótesis nula (NHST, de su sigla en inglés), es un método de inferencia estadística que se utiliza para determinar si una hipótesis nula ( $H_0$ ) debe rechazarse en favor de una hipótesis alternativa ( $H_A$ ), en un nivel de confianza específico. En el caso de análisis de contaminación de un sitio, la hipótesis nula ( $H_0$ ) es que

---

<sup>14</sup>  $\mu$

<sup>15</sup> La Desigualdad de Chebyshev especifica que, para todas las distribuciones con media y varianza finitas, no más de una cierta fracción de valores puede estar a más de una cierta distancia de la media. Es decir, no más de  $1/k^2$  de los valores de la distribución pueden estar a más de  $k$  desviaciones estándar de la media con un 100 % de certeza. Cuando se aplica a conjuntos de datos asociados a la evaluación de contaminación de un sitio, el método Chebyshev ofrece una opción para determinar parámetros estadísticos, en particular la media, para conjuntos de datos muy sesgados o que contienen valores atípicos (outliers) significativos.

el sitio o área de estudio no es adecuado para el uso especificado, es decir, que el sitio o área de estudio está contaminado.

La prueba de hipótesis se lleva a cabo sobre la base de que  $H_0$  puede rechazarse cuando hay pruebas convincentes de lo contrario; es decir, que los hallazgos son incompatibles con que  $H_0$  sea cierto, en cuyo caso se acepta que  $H_A$  es más probable. Alternativamente,  $H_0$  puede no ser rechazada. Es importante destacar que esto no significa necesariamente que  $H_0$  sea cierto, sino que no hay pruebas suficientes para rechazar que el sitio esté contaminado.

Ahora bien, como nunca se puede estar "seguro" acerca de una respuesta derivada del análisis de datos de un muestreo, se debe especificar la incertidumbre para que un enunciado estadístico tenga significado. En estadística, la incertidumbre se conoce técnicamente como nivel o Intervalo de confianza. La probabilidad de rechazar  $H_0$  incorrectamente se denota por la letra  $\alpha$  (alfa) y tiene una magnitud entre 0 y 1. La probabilidad de aceptar  $H_0$  incorrectamente se denota por la letra  $\beta$  (beta), cuyo intervalo también se encuentra entre 0 y 1. Por ejemplo, si una declaración estadística particular se cita con un nivel de confianza del 95%, ( $\alpha = 0,05$ ), esto implica que al menos 95 de 100 repeticiones del muestreo aceptarán correctamente una  $H_0$  verdadera. Una potencia estadística del 80% ( $\beta = 0,2$ ) significa un 80% de posibilidades de rechazar correctamente una  $H_0$  falsa.

En el contexto de la investigación de sitios contaminados, el riesgo  $\alpha$  se define como el riesgo de decidir que el sitio o área bajo estudio es adecuado para el uso propuesto cuando en realidad no lo es, y el nivel de confianza es siempre igual a  $1 - \alpha$ . Las probabilidades generalmente utilizadas en la evaluación de la contaminación del sitio son  $\alpha = 0,05$  y  $\beta = 0,2$ , o un nivel de confianza del 95 % y una potencia estadística del 80 %, aunque se pueden utilizar probabilidades más altas, como  $\alpha = 0,01$  y  $\beta = 0,1$ , o un nivel de confianza del 99 % y una potencia estadística del 90%.

La forma más común de prueba de hipótesis es para poblaciones distribuidas casi normalmente. Para este caso, las medias poblacionales estimadas se prueban mediante la prueba t de Student (t-test), que se usa para probar las diferencias en las medias poblacionales. Esta prueba se puede realizar como:

- Prueba t de una muestra, para probar si la media de una sola población es diferente de un valor objetivo, por ejemplo, un nivel de referencia (IGBR)
- Prueba t de dos muestras, para comparar las medias de dos grupos, como pueden ser datos del sitio vs. datos de fondo
- Prueba t de muestras pareadas, para comparar las medias del mismo grupo en diferentes momentos, por ejemplo, antes y después de una remediación.

Cuando se obtienen valores de "no detectado" dentro del muestreo, se requiere la utilización de metodologías especiales para estimar la media y la varianza.

- Intervalos de confianza y límite superior de confiabilidad

El intervalo de confianza es un intervalo utilizado para estimar un parámetro de población a partir de los datos recuperados durante un muestreo. El intervalo de confianza (IC) se compone de dos partes: en primer lugar, un intervalo calculado a partir de los datos y, en segundo lugar, un nivel de confianza asociado con el intervalo.

El intervalo de confianza (IC) generalmente se expresa como una estimación puntual, generalmente la media, más y menos ( $\pm$ ) el margen de error. Debido a que los intervalos de confianza se expresan de esta forma, se determinan usando intervalos bilaterales para los valores críticos de t (dos colas) <sup>17</sup>.

---

$$IC = \bar{X} \pm t_{\alpha} \frac{S}{\sqrt{n}}$$

17 Donde:

El límite de confianza superior (UCL, de su sigla en inglés) es el componente superior del intervalo de confianza y, por lo tanto, se determinan utilizando el intervalo unilateral para los valores críticos de t (una cola).

Las pruebas de hipótesis y los intervalos de confianza están relacionados, ya que se determinan usando variaciones de la misma fórmula y, a menudo, se puede usar un intervalo de confianza para probar una hipótesis, lo que hace innecesario realizar la prueba de hipótesis completa.

Al evaluar la contaminación del sitio, generalmente solo se requiere una decisión sobre si el parámetro de población estimado excede el criterio o el nivel de acción, por lo que los UCL pueden usarse por sí mismos como una forma de prueba de hipótesis.

### 3. Interpretación Gráfica de Resultados

#### □ Construcción de líneas de contorno (isoconcentración), Método de interpolación lineal

Una vez realizado el proceso de muestreo y recibidos los resultados del análisis de laboratorio, se debe utilizar esta información para la determinación de la distribución del(los) contaminante(s) o compuesto(s) de Interés (CI) en el sitio.

Se puede hacer una representación gráfica (en planos o esquemas) de los resultados obtenidos. Una de las formas más comunes de representación es la generación de contornos de isoconcentración a través de la construcción de líneas de isoconcentración. Una línea de isoconcentración marca la localización, en el terreno, de todos aquellos puntos que tendrían el mismo valor de concentración. Como las líneas de concentración siempre marcan contornos, esto significa que estas líneas cumplen con ciertas propiedades especiales: como regla general, las líneas de isoconcentración son líneas cerradas (cuando una línea de isoconcentración no se “cierra” es que la escala a la que estamos observándola es muy pequeña o la extensión de terreno es muy limitada) y no es posible que dos líneas de

isoconcentración se crucen o intercepten. A consecuencia de esto, las líneas de isoconcentración siempre generan patrones concéntricos.

Para explicar el procedimiento de construcción de estos contornos, se presenta el siguiente ejemplo, (ejemplo 1), a manera ilustrativa.

Supongamos un sitio de forma cuadrada de dimensiones 200 m x 200 m, con una grilla o cuadrícula de muestreo de 20 m de lado. En esas condiciones, de acuerdo con lo descrito en la Tabla 4 1, se requerirían 10 puntos de muestreo, repartidos de forma aleatoria dentro del terreno. La Figura 4 4 muestra la distribución de los puntos de muestreo de acuerdo con la descripción anterior.

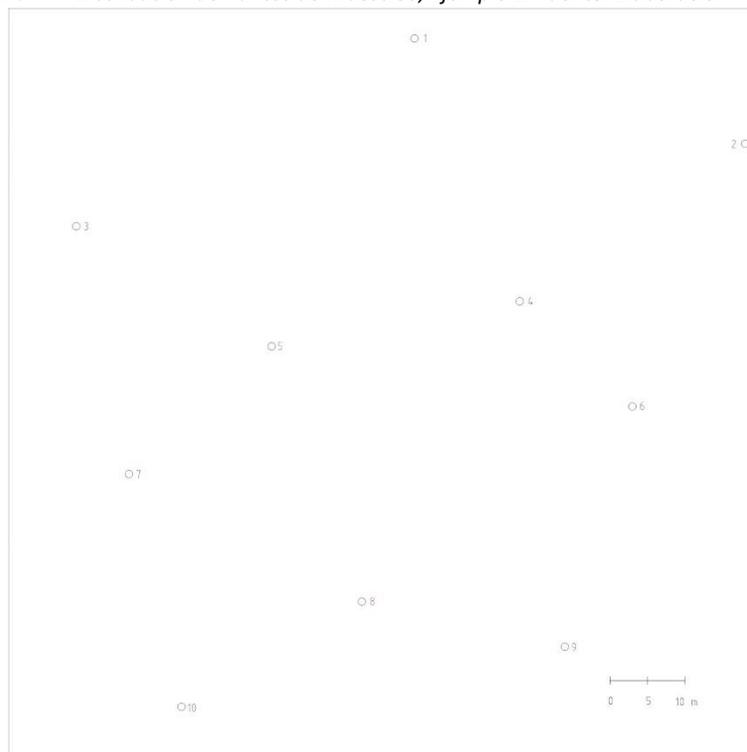
$\bar{X}$  es el promedio de los valores obtenidos por el muestreo (media);

$t_{\alpha}$  es el valor de la distribución t para un error admisible

$S^2$  es la varianza de los datos de la muestra y  $n$

es el número de muestras obtenidas

Figura 4 4. Distribución de Puntos de Muestreo, Ejemplo 1. Fuente: Elaboración Propia.



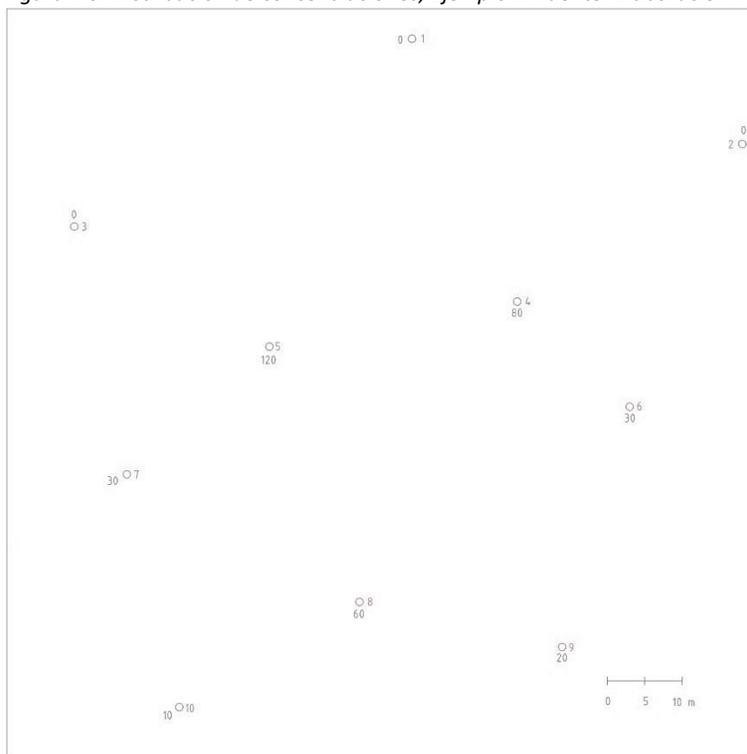
Supongamos, también, que los resultados del análisis de laboratorio de las muestras tomadas a 1.5 m de profundidad arrojó los siguientes valores:

*Tabla 4 1. Resultados Analíticos, Ejemplo 1*

Punto de Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Concentración Reportada (mg/kg)	N.D.	N.D.	N.D.	80	120	30	30	60	20	10

Se debe proceder, entonces, a transcribir esta información de concentración a la localización espacial de cada punto, como se muestra en la Figura 4 5.

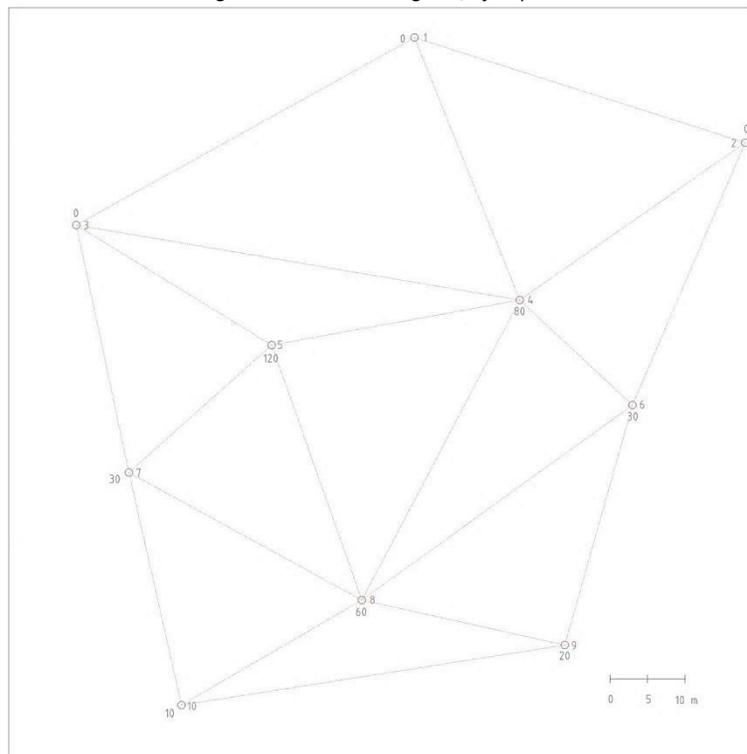
*Figura 4 5. Distribución de concentraciones, Ejemplo 1. Fuente: Elaboración Propia*



*Fuente: Elaboración Propia*

Una vez transcrita la información de concentración a su correspondiente localización espacial, se procede a hacer una construcción auxiliar, uniendo los puntos de muestreo a través de líneas rectas, formando una retícula triangular, como se muestra en la Figura 4 6.

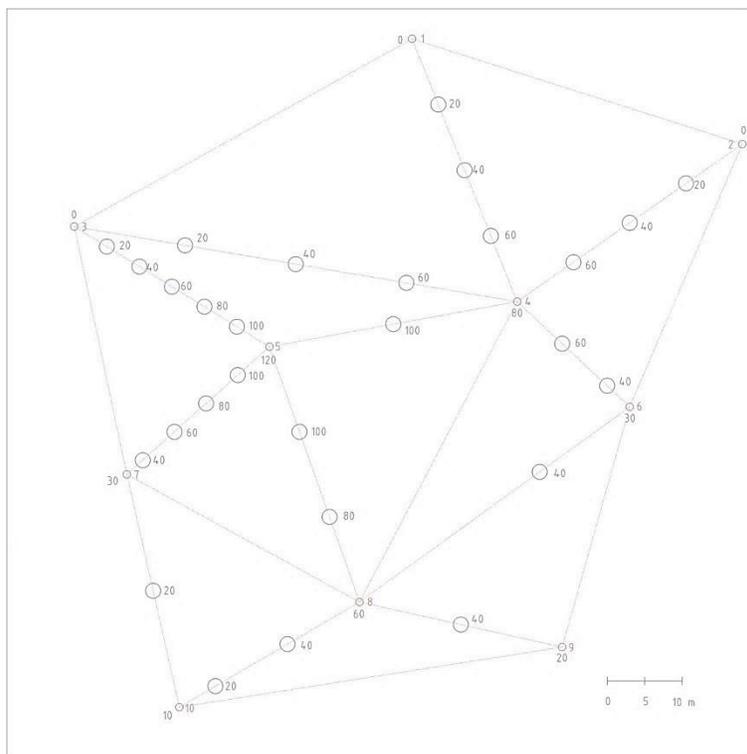
Figura 4.6. Grilla triangular, Ejemplo 1



Fuente: Elaboración Propia

Una vez realizada la retícula, sobre cada una de las líneas que unen dos puntos, se procede a la interpolación lineal de valores de concentración. La interpolación debe tomar en cuenta la distancia que existe entre los puntos y considerar que la diferencia en concentración entre ellos se reparte de forma lineal; es decir, si tomamos, por ejemplo, los puntos 8 y 10, estos se encuentran a una distancia de 27.35 m y tienen una diferencia de concentración de 50 mg/kg. Esto quiere decir que la concentración entre estos dos puntos varía a una tasa aproximada de 1.83 mg/kg por cada metro de distancia. Con esta razón de cambio definida, se deben ubicar, sobre la línea, los puntos donde la concentración tomaría algún valor redondo (p. ej. 20 mg/kg y 40 mg/kg). Este mismo procedimiento se debe seguir para todas las líneas de la retícula, marcando los mismos valores de concentración en cada una de ellas, como se muestra en la Figura 4.7.

Figura 4.7. Ubicación de los puntos de interpolación, Ejemplo 1

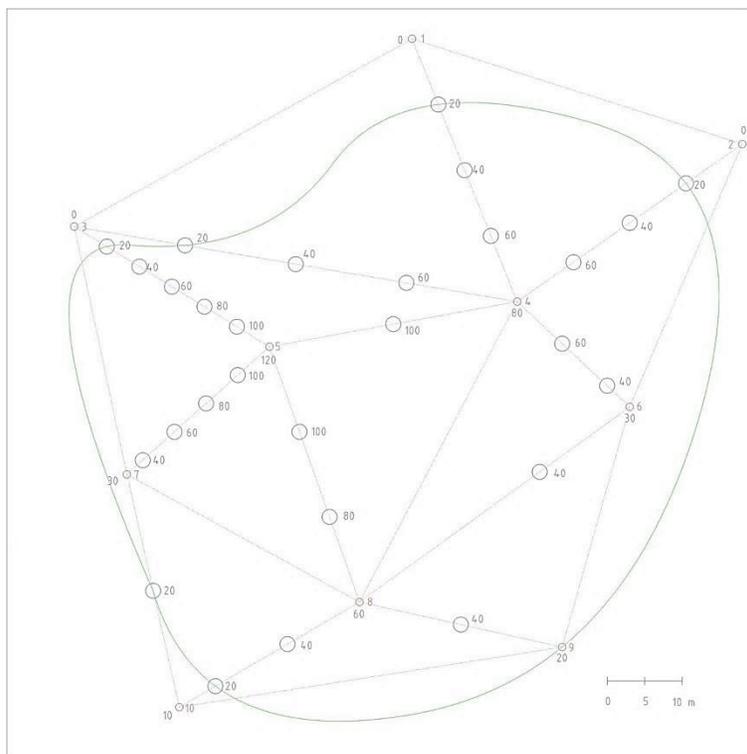


Fuente: Elaboración Propia

Una vez terminada de hacer la ubicación de los puntos de interpolación en las líneas de unión, se procede con la delineación de las líneas de isoconcentración.

Para dibujar la línea de isoconcentración, se deben unir todos los puntos que marquen la misma concentración en el diagrama que venimos desarrollando. De esta manera, por ejemplo, la Figura 4.8 muestra la línea de isoconcentración correspondiente a 20 mg/kg.

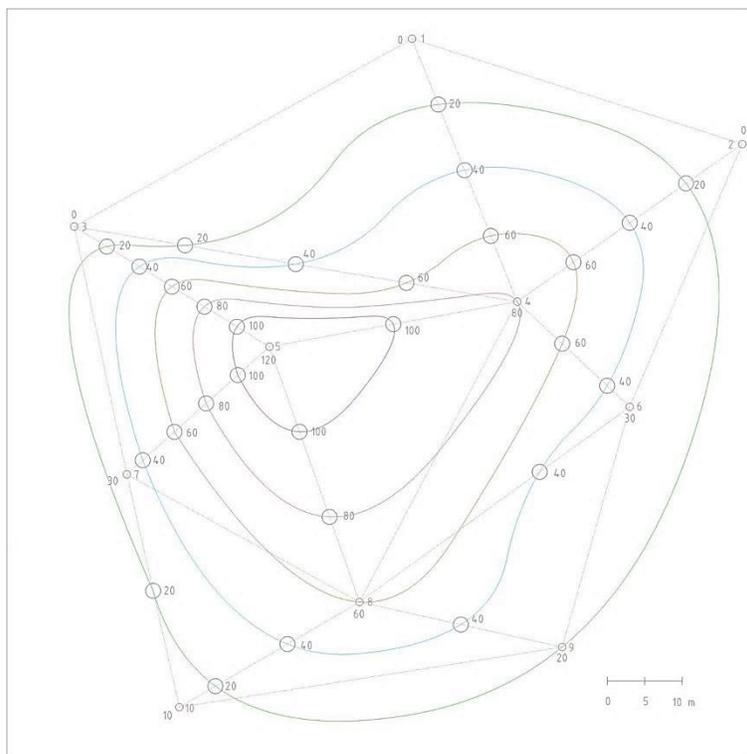
Figura 4.8. Contorno de Isoconcentración 20 mg/kg, Ejemplo 1



Fuente: Elaboración Propia

Siguiendo el mismo procedimiento, se deben dibujar los demás contornos de las líneas correspondientes a las concentraciones de 40, 60, 80 y 100 mg/kg. Una vez se tengan estos contornos establecidos, se puede visualizar la distribución de concentración del contaminante dentro del terreno bajo estudio. El área que encierra cada línea representa la extensión de suelo que se encuentra afectado por el contaminante en concentraciones mayores a la que la línea indica; es decir, por ejemplo, todo el suelo que se encuentra por “dentro” de la línea 80 mg/kg tiene una concentración mayor a 80 mg/kg. La Figura 4.9 muestra el ejercicio del ejemplo 1 con todas las líneas de isoconcentración representadas.

Figura 4.9. Contornos de Isoconcentración, Ejemplo 1.



Fuente: Elaboración Propia

### 3.1 El kriging <sup>16</sup>

Kriging es un procedimiento geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados con valores z. A diferencia de otros métodos de interpolación del conjunto de herramientas Interpolación, utilizar la herramienta Kriging de forma efectiva implica una investigación interactiva del comportamiento espacial del fenómeno representado por los valores z antes de seleccionar el mejor método de estimación para generar la superficie de salida.

Kriging presupone que la distancia o la dirección entre los puntos de muestra reflejan una correlación espacial que puede utilizarse para explicar la variación en la superficie. La herramienta Kriging ajusta una función matemática a un número específico de puntos o a todos los puntos dentro de un radio especificado, para determinar el valor de salida para cada ubicación. Kriging es un proceso que tiene varios pasos, entre los que se incluyen, el análisis estadístico exploratorio de los datos, el modelado de variogramas, la creación de la superficie y (opcionalmente) la

<sup>16</sup> <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/latest/tool-reference/3d-analyst/how-kriging-works.htm>

exploración de la superficie de varianza. Este método es más adecuado cuando se sabe que hay una influencia direccional o de la distancia correlacionada espacialmente en los datos. Se utiliza a menudo en la ciencia del suelo y la geología.

□ La fórmula de kriging

El método kriging es similar al de IDW (Interpolación con la Distancia Inversa Ponderada) en que pondera los valores medidos circundantes para calcular una predicción de una ubicación sin mediciones. La fórmula general para ambos interpoladores se forma como una suma ponderada de los datos:

$$\check{Z}(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i * Z(S_i)$$

(7)

donde:

Z(si) = el valor medido en la ubicación n.º i

$\lambda_i$  = un peso desconocido para el valor medido en la ubicación n.º i

s0 = la ubicación de la predicción N = el número de valores medidos

En IDW, el peso,  $\lambda_i$ , depende solamente de la distancia a la ubicación de la predicción. Sin embargo, con el método kriging, las ponderaciones están basadas no sólo en la distancia entre los puntos medidos y la ubicación de la predicción, sino también en la disposición espacial general de los puntos medidos. Para utilizar la disposición espacial en las ponderaciones, la correlación espacial debe estar cuantificada. Por tanto, en kriging ordinario, el peso,  $\lambda_i$ , depende de un modelo ajustado a los puntos medidos, la distancia a la ubicación de la predicción y las relaciones espaciales entre los valores medidos alrededor de la ubicación de la predicción. En las siguientes secciones se describe cómo se utiliza la fórmula general de kriging para crear un mapa de la superficie de predicción y un mapa de la precisión de las predicciones.

□ Crear un mapa de la superficie de predicción con el método kriging

Para llevar a cabo una predicción con el método de interpolación de kriging, es necesario realizar dos tareas:

- Descubrir las reglas de dependencia. –
- Realizar las predicciones.

A fin de completar estas dos tareas, kriging atraviesa un proceso de dos pasos:

1. Crea los variogramas y las funciones de covarianza para calcular los valores de dependencia estadística (denominada autocorrelación espacial) que dependen del modelo de autocorrelación (ajustar un modelo).
2. Prevé los valores desconocidos (hacer una predicción).

Es a causa de estas dos tareas diferenciadas que se ha dicho que el kriging utiliza los datos dos veces: la primera vez para estimar la autocorrelación espacial de los datos y la segunda para hacer predicciones.

#### □ Variografía

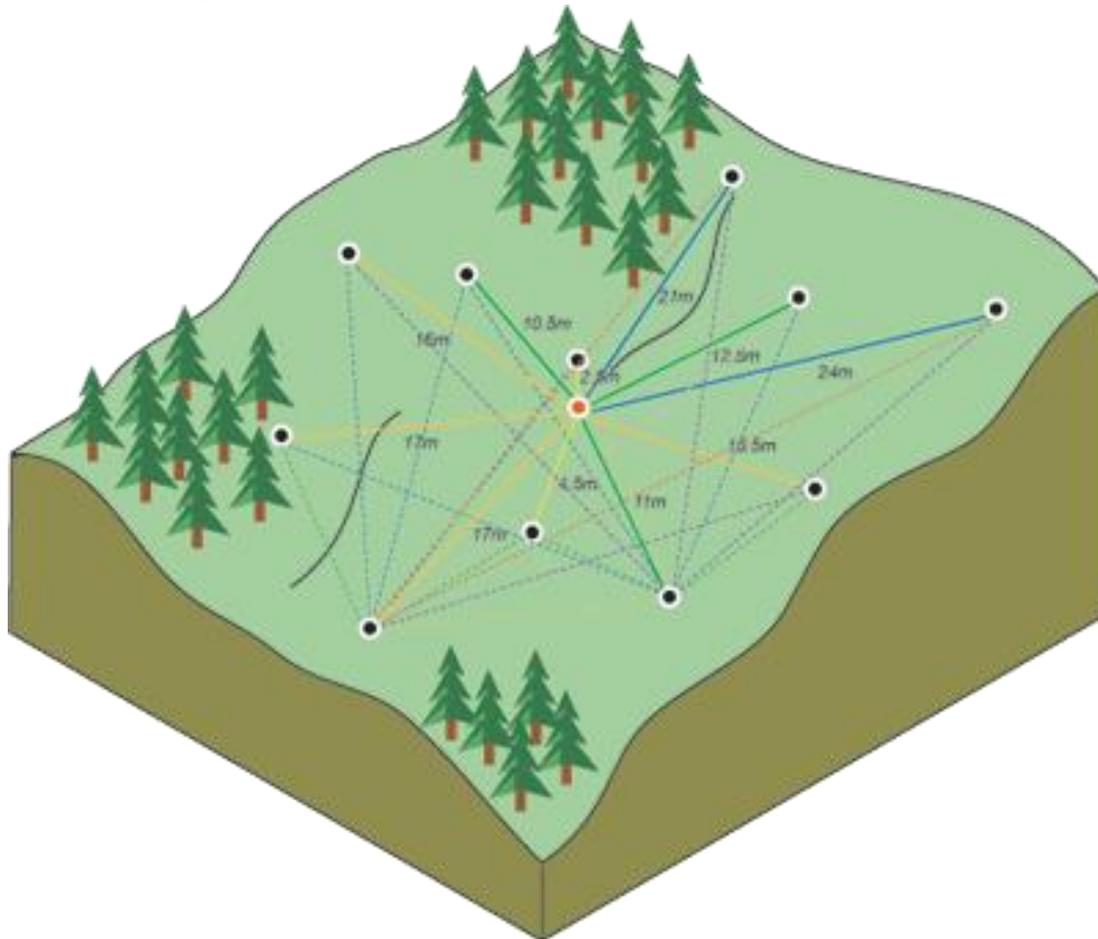
El ajuste de un modelo, o modelado espacial, también se conoce como análisis estructural o variografía. En el modelado espacial de la estructura de los puntos medidos, puede comenzar con un gráfico del semivariograma empírico, computado con la siguiente ecuación para todos los pares de ubicaciones separados por una distancia  $h$ :

$$\text{Semivariograma } (Distancia_h) = 0.5 * \text{promedio}((valor_i - valor_j)^2)$$

La fórmula implica calcular la diferencia cuadrada entre los valores de las ubicaciones asociadas.

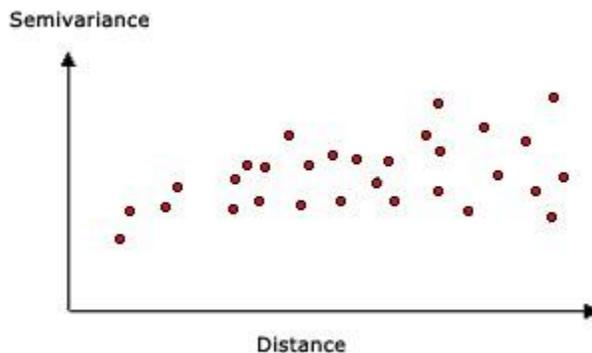
En la Figura 4 10 a continuación se muestra la asociación de un punto (en color rojo) con todas las demás ubicaciones medidas. Este proceso continúa con cada punto medido.

Figura 4 10. Cálculo de la diferencia cuadrada entre las ubicaciones asociadas



A menudo, cada par de ubicaciones tiene una distancia única y suele haber varios pares de puntos. La diagramación de todos los pares rápidamente se vuelve imposible de administrar. En lugar de diagramar cada par, los pares se agrupan en bins de intervalo. Por ejemplo, calcule la semivarianza promedio de todos los pares de puntos que están a más de 40 metros de distancia, pero a menos de 50 metros. El semivariograma empírico es un gráfico de los valores de semivariograma promediados en el eje Y, y la distancia (o intervalo) en el eje X (consulte el diagrama a continuación).

Figura 4 11. Ejemplo de gráfico de semivariograma empírico



La autocorrelación espacial cuantifica un principio básico de la geografía: las cosas más cercanas son más parecidas que las cosas más separadas entre sí. Entonces, los pares de ubicaciones que están más cerca (extremo izquierdo del eje X de la nube de semivariograma) deberían tener valores más similares (parte inferior en el eje Y de la nube de semivariograma). A medida que los pares de ubicaciones estén más separados entre sí (hacia la derecha en el eje X de la nube de semivariograma), deberían ser más distintos y tener una diferencia cuadrada más grande (hacia arriba en el eje Y de la nube de semivariograma).

- Modelos de semivariograma

La herramienta Kriging proporciona las siguientes funciones entre las que se puede escoger para modelar el semivariograma empírico:

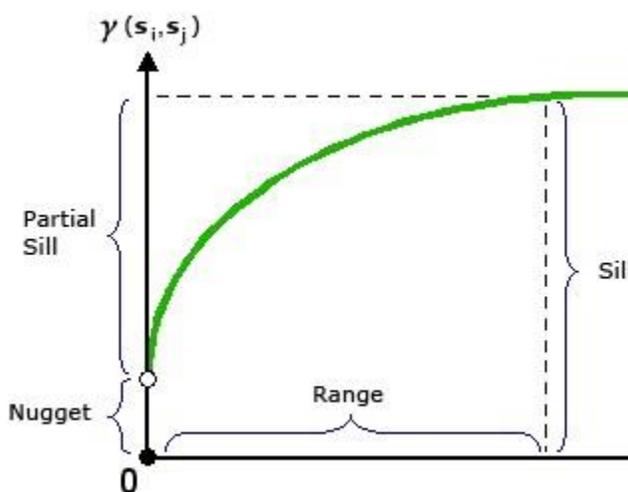
- Circular
- Esférico
- Exponencial
- Gaussiano
- Lineal
- Comprender un semivariograma: rango, meseta y nugget

Como se indicó previamente, el semivariograma muestra la autocorrelación espacial de los puntos de muestra medidos. Tal como lo expresa un principio básico de la geografía (las cosas más cercanas son más parecidas), los puntos medidos que están cerca por lo general tendrán una diferencia cuadrada menor que la de aquellos que están más distanciados. Una vez diagramados todos los pares de ubicaciones después de haber sido colocados en un bin, se ajusta un modelo para estas ubicaciones. El rango, la meseta y el nugget se utilizan, generalmente, para describir estos modelos.

- Rango y meseta

Al observar el modelo de un semivariograma, notará que, a una determinada distancia, el modelo se nivela. La distancia a la que el modelo comienza a aplanarse se denomina rango. Las ubicaciones de muestra separadas por distancias más cortas que el rango están autocorrelacionadas espacialmente, mientras que las ubicaciones que están más alejadas que el rango, no lo están.

Figura 4 12. componentes de rango, meseta y nugget



El valor en el cual el modelo de semivariograma alcanza el rango (el valor en el eje Y) se denomina meseta. Una meseta parcial es la meseta menos el nugget. El nugget se describe en la siguiente sección ver la Figura 4 12.

- Nugget

Teóricamente, a una distancia de separación de cero (por ejemplo, intervalo = 0), el valor del semivariograma es 0. Sin embargo, a una distancia de separación infinitamente pequeña, el semivariograma muestra con frecuencia un efecto nugget, que es un valor mayor que 0. Si el modelo de semivariograma intercepta el eje y en 2, el nugget es de 2.

El efecto nugget puede atribuirse a errores de medición o a fuentes espaciales de variación a distancias que son menores que el intervalo de muestreo (o a ambas cosas). Los errores de medición ocurren debido al error inherente a los dispositivos de medición. Los fenómenos naturales pueden variar espacialmente en un rango de escalas. La variación a microescalas más pequeñas que las distancias de muestreo aparecerán como parte del efecto nugget. Antes de recopilar datos, es importante lograr comprender las escalas de variación espacial en las que está interesado.

- Los métodos kriging

Existen dos métodos de kriging: ordinario y universal.

El kriging ordinario es el más general y utilizado de los métodos kriging y es el predeterminado. Presupone que el valor medio constante es desconocido. Esa es una presuposición razonable a menos que haya una razón científica para rechazarla.

El kriging universal presupone que hay una tendencia de invalidación en los datos, por ejemplo, un viento prevaleciente, y puede modelarse a través de la función determinística polinómica. Esta función polinómica se resta de los puntos medidos originalmente y la autocorrelación se modela a partir de los errores aleatorios. Una vez que el modelo se ajusta a los errores aleatorios y antes de realizar una predicción, se vuelve a sumar la función polinómica a las predicciones para obtener resultados significativos. El kriging universal sólo se debe utilizar si se conoce una tendencia en los datos y se puede dar una justificación científica para describirla.

- Gráficos de semivariograma

Kriging es un procedimiento complejo que requiere de un mayor conocimiento sobre las estadísticas espaciales que lo que se puede abarcar en este tema. Antes de utilizar este método, debe comprender profundamente sus principios básicos y evaluar la adecuación de sus datos para realizar un modelo con esta técnica. Si no comprende bien este procedimiento, se recomienda que repase algunas de las referencias enumeradas al pie de este tema.

Kriging se basa en una teoría de variables regionalizadas que presupone que la variación espacial en el fenómeno representado por los valores  $z$  es estadísticamente homogénea a lo largo de toda la superficie (por ej., se puede observar el mismo patrón de variación en todas las ubicaciones sobre la superficie). Esta hipótesis de homogeneidad espacial es fundamental para la teoría de variables regionalizadas.

- Modelos matemáticos

A continuación, se presentan las formas generales y las ecuaciones de los modelos matemáticos utilizados para describir la semivarianza.

Figura 4 13. modelo de semivarianza esférica

$$\left\{ \begin{array}{l} (h) = C_0 + C \left[ 1 - \frac{3}{2} \left( \frac{h}{a} \right) + \frac{1}{2} \left( \frac{h}{a} \right)^3 \right] \quad 0 < h \leq a \\ Y(h) = C_0 + C \left[ 1 - \frac{3}{2} \left( \frac{h}{a} \right) + \frac{1}{2} \left( \frac{h}{a} \right)^3 \right] \quad h > a \end{array} \right. \quad \begin{array}{l} 3a \\ 1 \\ h^3 \\ Y \leq a \end{array}$$

$$Y(h) = 0 \quad h = 0$$

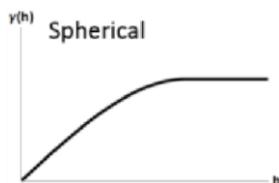


Figura 4 14. modelo de semivarianza circular

$$Y(h) = \begin{cases} \frac{3a}{\pi} \left[ \frac{h}{a} - \frac{h^3}{a^3} \right] & 0 < h \leq a \\ C_0 + C & h > a \\ 0 & h = 0 \end{cases}$$

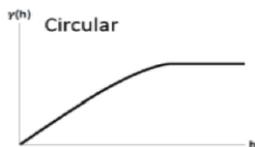


Figura 4 15. modelo de semivarianza exponencial

$$Y(h) = \begin{cases} C_0 + C(1 - e^{-h/a}) & 0 < h \leq a \\ 0 & h = 0 \end{cases}$$

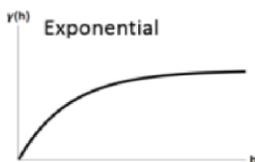


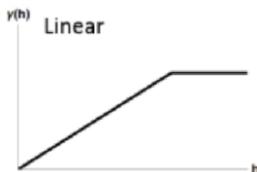
Figura 4 16. modelo de semivarianza gaussiana

$$\left\{ \begin{array}{l} Y(h) = C_0 + C_1 \frac{-h^3}{-a^3} \quad 0 < h \leq a \\ Y(h) = 0 \quad h = 0 \end{array} \right.$$



Figura 4 17. modelo de semivarianza lineal

$$\left\{ \begin{array}{l} Y(h) = C_0 + C_3 \frac{h^3}{a^3} \quad 0 < h \leq a \\ Y(h) = C_0 + C \quad h > a \\ Y(h) = 0 \quad h = 0 \end{array} \right.$$



### 3.2 Método de Inverso de la Distancia IDW

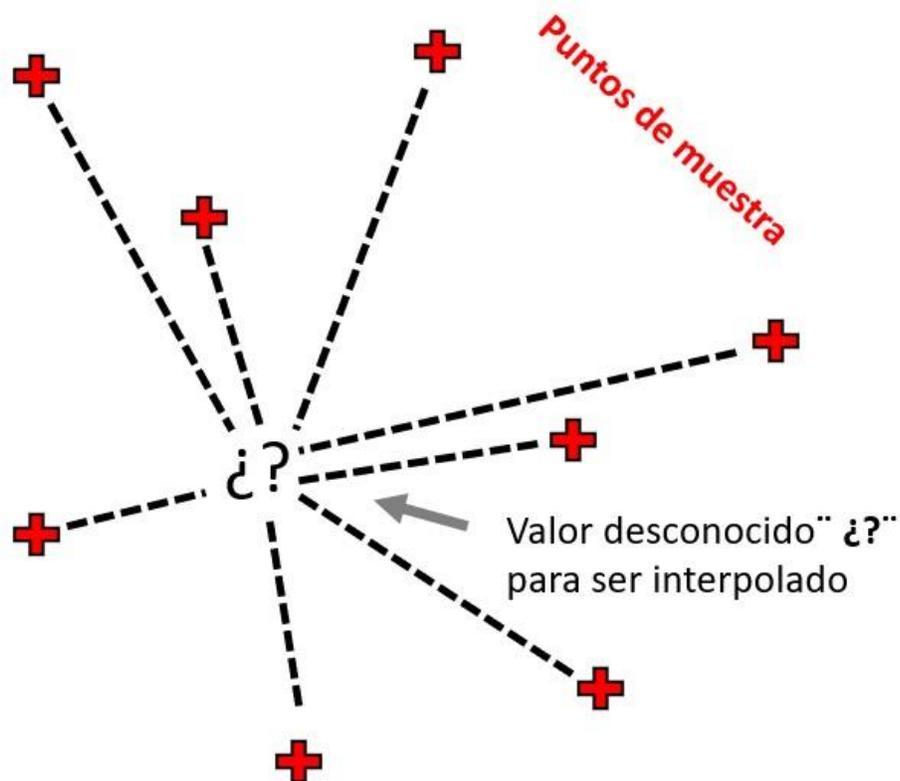
La interpolación por inverso de la distancia (IDW – Inverse Distance Weighting) es uno de los métodos más comunes de estimación. Con este método, el valor asignado a la estimación es un promedio ponderado de todos los puntos de datos dentro del elipsoide (3D) o elipse (2D) de búsqueda distribuidos direccionalmente. El valor de cada uno de los datos se pondera de acuerdo con el inverso de su distancia al punto o nodo de interpolación. <sup>17</sup>

17

<https://www.cursosgeomin.com.ve/recminidwa/#:~:text=M%C3%A9todo%20de%20Inverso%20de%20la%20Distancia%20Ponderada%20Anisotr%C3%B3pica&text=La%20interpolaci%C3%B3n%20es%20un%20promedio,hasta%20el%20punto%20de%20dispersi%C3%B3n.>

En el método de interpolación IDW, los puntos de muestreo se ponderan durante la interpolación de tal manera que la influencia de un punto en relación con otros disminuye con la distancia desde el punto desconocido que se desea crear, ver la Figura 4 18.<sup>18</sup>

Figura 4 18. Interpolación Distancia Inversa Ponderada basada en la distancia del punto de muestra ponderada



Fuente: adaptado de Mitas, L., Mitsova, H. (1999).

La ponderación es asignada a los puntos de muestreo mediante la utilización de un coeficiente de ponderación que controla cómo la influencia de la ponderación decae mientras la distancia hacia el punto nuevo se incrementa. Mientras más grande sea el coeficiente de ponderación menor será el efecto que los puntos tendrán si están lejos

<sup>18</sup> [https://docs.qgis.org/3.28/es/docs/gentle\\_gis\\_introduction/spatial\\_analysis\\_interpolation.html](https://docs.qgis.org/3.28/es/docs/gentle_gis_introduction/spatial_analysis_interpolation.html)

del punto desconocido durante el proceso de interpolación. Conforme el coeficiente se incrementa, el valor de los puntos desconocidos se aproxima al valor del punto de observación más cercano.

Es importante hacer notar que el método de interpolación IDW también tiene algunas desventajas: La calidad del resultado de interpolación puede disminuir si la distribución de los puntos de datos de la muestra es desigual. Además, los valores máximos y mínimos en la superficie interpolada pueden ocurrir únicamente en los puntos de datos de la muestra. Esto a menudo resulta en pequeños picos y pozos alrededor de los puntos de datos de la muestra.

La fórmula general que define la IDW es: <sup>19</sup>

$$\check{z}_j = \sum_{i=1}^n K_{ij} * z_i \quad (8)$$

Donde  $\check{z}_j$  es el valor estimado para el punto  $j$ ;  $n$  es el número de puntos usados en la interpolación;  $z_i$  el valor en el punto  $i$ -ésimo y  $k_{ij}$  el peso asociado al dato  $i$  en el cálculo del nodo  $j$ . Los pesos  $k$  varían entre 0 y 1 para cada dato y la suma total de ellos es la unidad.

Para establecer una función de proporcionalidad entre el peso y la distancia, la fórmula general queda como sigue:

$$\check{z}_j = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{z_i}{d_{ij}^\beta}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{ij}^\beta}} \quad (9)$$

<sup>19</sup> <https://www6.uniovi.es/~feli/CursoMDT/Tema1/Page16.html>

Donde  $K_{ij} = 1/d_{ij}^b$  y b es un exponente de ponderación que controla la forma en la que el peso disminuye con la distancia.

Comparado con otros métodos, especialmente con el kriging, el método IDW es más simple de programar y no requiere de pre-modelado o supuestos subjetivos al seleccionar un modelo de semivariograma. Además, el método IDW es aplicable a conjuntos de datos de tamaño pequeño para los cuales los modelos de semivariogramas son muy difíciles de ajustar, y es lo suficientemente flexible como para modelar las variables con una tendencia o anisotropía presente.

- Otros métodos de interpolación

Aunque el Kriging y el IDW, son los métodos de interpolación más usados existen otros métodos de interpolación, como el spline, Splines con Tensión Regularizados (RST por sus siglas en inglés), Red Irregular Triangulada (TIN por sus siglas en inglés), aplicables también en sistemas de referencia geográficos (SIG) los que pueden ser útiles según el alcance y el nivel de complejidad matemática y distribución espacial que se desee resolver.

- Visualización de los datos interpolados

La interpolación puede ser elaborado en programas específicos, dentro de los cuales se tienen el ArcMap, QGIS, Surfer, Modflow, etc. Que ya establecen dentro de sus funciones o herramientas la generación de interpolación para cualquiera de los métodos mencionados, también se pueden ejecutar a partir de códigos de programación en plataformas como Python, R-Studio, Matlab, entre otros, en general cualquier programa que ejecute procesamiento de datos espacializados.

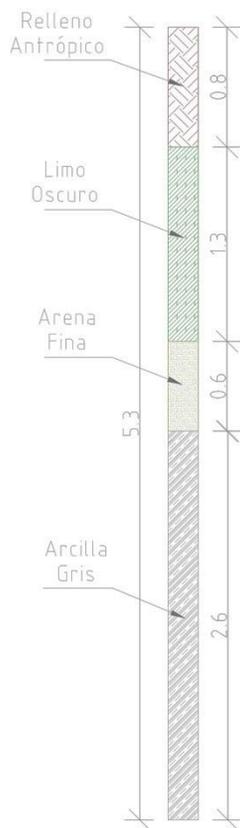
#### **4.5 Litología y Datos Hidrogeológicos**

Además de la información de concentración de sustancias en suelo, obtenida a través del muestreo, es necesario contar con información que describa geológicamente el suelo dónde se está tomando la muestra.

Se define como litología del suelo a la descripción de las características físicas de un suelo; es decir, el tamaño y la composición del grano, color, clasificación de suelo y, en algunos casos, se podría incluir una interpretación de cómo se formó la unidad. Litologías de suelos se pueden referir a, entre otras, depósitos lacustres, costeros, fluviales, eólicos, glaciales, volcánicos recientes y por tamaños de partícula se encuentran las clasificaciones principales tales como gravas, arenas limos y arcillas (y las combinaciones que existen entre ellas, por ejemplo, arena limosa).

La Figura 4 19 muestra, de manera esquemática, la representación gráfica de una columna estratigráfica.

*Figura 4 19. Esquema de columna Litológica estratigráfica*



Fuente: Elaboración propia

En la descripción litológica se debe incluir, además de la identificación del tipo de material que compone cada capa, el espesor de esta y la secuencia, en profundidad, que se va observando a medida que se va progresando en la exploración, hasta llegar a la profundidad máxima de exploración. Adicionalmente, se debe hacer un registro de cualquier característica particular que pueda ser observada durante el proceso, tales como condiciones organolépticas especiales (olor característico o particular), estado de saturación, evidencia de la presencia de sustancias en fase libre o cualquier otra información que se considere relevante para la descripción de las condiciones del suelo.

#### 4.6 Pozos de monitoreo

El objetivo principal de los pozos o piezómetros de monitoreo de agua subterránea se centra, principalmente, en la observación de niveles piezométricos (necesarios para determinar condiciones de flujo subterráneo), obtener

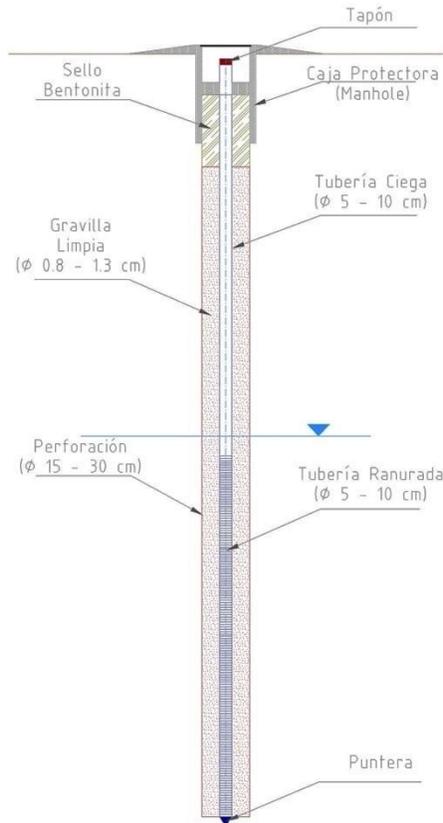
muestras para determinar la calidad del agua subterránea y evaluar las propiedades hidráulicas de las capas saturadas.

La calidad del agua interceptada por un pozo/piezómetro de monitoreo puede variar desde muy buena (apropiada para uso como agua potable) hasta agua altamente contaminada.

Los pozos/piezómetros de monitoreo, junto con otros tipos de pozos, pueden proporcionar una vía para el movimiento de contaminantes y agua. Debido a que los pozos/piezómetros de monitoreo a menudo se ubican intencionalmente en áreas afectadas por contaminantes, representan una amenaza especialmente significativa para la calidad del agua subterránea si no se construyen, modifican, mantienen y desmantelan adecuadamente.

Un pozo/piezómetro de monitoreo individual consiste, en términos generales, de una tubería con una sección permeable, embebida dentro de una perforación, como se muestra en la Figura 4 20. Los pozos/piezómetros de monitoreo constan de varias partes y su diseño se encuentra estandarizado bajo el estándar ASTM D-5092 "Standard Practice for Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells".

Figura 4 20. esquema general de pozo de monitoreo



Fuente: Elaboración propia

A continuación, se hace una breve descripción de cada una de las partes constituyentes de un pozo/piezómetro de monitoreo, sin perjuicio de las indicaciones específicas descritas en la norma ASTM D-5092.

#### 4.7 Construcción del Pozo/piezómetros de Monitoreo

##### 1. Espacio Anular

La perforación donde se instalará el pozo/piezómetro de monitoreo debe tener un diámetro suficiente amplio para que la construcción del pozo pueda realizarse sin mayores dificultades. Se estipula que, para perforaciones destinadas a pozos de monitoreo, el espacio anular mínimo alrededor de la tubería debe ser de aproximadamente 5 cm (2"), para permitir la deposición uniforme de los materiales de filtro alrededor de la sección ranurada y del tubo ciego ascendente, de manera tal que no perturbe indebidamente la pared de la perforación. Por ejemplo, un pozo

de monitoreo de diámetro nominal de 5 cm (2") requeriría una perforación de 15 cm (6") de diámetro interno (DI), como mínimo.

En general, un el DI de perforación para un pozo de monitoreo de diámetro nominal de 5 cm (2") debe ser mínimo de 15 cm (6") y para un pozo de monitoreo de diámetro nominal de 10 cm (4") debe ser de 20 cm (8"). Se deben utilizar barrenos de mayores diámetros cuando se anticipen dificultades de instalación debido a condiciones geológicas o mayores profundidades, p. ej. es posible que se requieran barrenos más grandes para colocar un sello de gránulos de bentonita a través de una columna muy profunda.

## *2. Sobre-excavación de la perforación*

En ocasiones se hace necesario realizar una sobre-excavación de la perforación (profundizar la excavación) cuando se sospecha que puede haber ingreso de material al espacio de la perforación durante la extracción de la broca central o la extracción del tapón inferior. Normalmente, entre 70 cm y 1.2 m de sobre-excavación es suficiente. También es posible sobre-perforar para contar con un espacio adicional o un volumen de "sumidero" que quedará por debajo de la sección ranurada del pozo. Este volumen de "sumidero" proporciona un espacio para unir una sección ciega de tubería de 1.5 hasta 3.0 m a la parte inferior de la pantalla del pozo; el espacio adicional o "sumidero" debajo de la sección permeable del pozo sirve como un recipiente o volumen de almacenamiento para sedimentos que fluyen hacia el pozo y que salen de suspensión.

Estos "sumideros" se pueden agregar por debajo de las secciones ranuradas de los pozos cuando estos se encuentren ubicados en acuíferos que son naturalmente turbios y no producen agua de clara (libre de sedimentos visibles) incluso después de un desarrollo extenso. El sedimento se puede bombear periódicamente fuera del "sumidero" para evitar que la sección ranurada del pozo se obstruya o se "llene de sedimentos". Si la perforación, inadvertidamente, llega a una profundidad mayor de la deseada, se puede rellenar la perforación hasta la profundidad de diseño con gránulos de bentonita, material de corte o el mismo material de filtro que se usará para el espacio anular.

### **4.8 Colocación de la tubería del pozo**

La perforación de un pozo de monitoreo debe realizarse lo más cerca posible de la vertical y verificarse con una plomada o un nivel. La desviación de la plomada debe estar por debajo de 1° por cada 15 m de profundidad. Pozos con inclinaciones altas son indeseables y deben anotarse en los registros de perforación y de construcción final. La profundidad y el volumen de la perforación, incluyendo la sobre-excavación, si es del caso, deben haberse calculado y se deben haber adquirido los materiales apropiados antes de las actividades de perforación.

Las secciones de tubería del pozo deben asegurarse bien, tanto secciones ranuradas como secciones ciegas, deben ser unidas al ras y colocarse dentro del eje de la perforación mediante el uso de centralizadores y/o una plomada y un nivel. Alternativamente, un método para colocar la tubería del pozo y conectarlas secciones, es suspender cada sección por medio de un polipasto localizado en el equipo de perforación. Este método es especialmente útil si el pozo es profundo y se debe colocar y conectar una larga serie de secciones ranuradas y ciegas de tubería.

No se deben usar aceites lubricantes o grasa en las uniones de las secciones de tubería, ni tampoco se debe usar pegamento de ningún tipo para asegurar las juntas. Se pueden usar empaques tipo “o-ring” de Viton® donde las juntas o uniones estén diseñadas para este tipo de sistema.

Antes de colocar la tubería en el fondo del pozo, se deben colocar al menos 15 cm de material de filtro en el fondo del pozo para que sirva como base firme. Luego, el conjunto de secciones ranuradas y ciegas de la tubería del pozo se debe colocar en su posición e ir conectando secciones a medida que sea necesario. Se puede hacer uso de elementos centralizadores para aplomar la tubería, pero estos se deben colocar de modo tal que no se obstaculice la colocación del material de filtro y el sello de bentonita. Los pozos de monitoreo de menos de 15 m de profundidad generalmente no necesitan de elementos centralizadores. Si se utilizan centralizadores, deben colocarse debajo de la sección ranurada y por encima del sello de granulos de bentonita. De ser necesario más elementos centralizadores, el intervalo de colocación específico debe decidirse en función de las condiciones del sitio.

Una vez que el conjunto de secciones ranuradas y ciegas de tubería se encuentre a plomo, el material de filtro debe colocarse alrededor de la sección ranurada hasta la profundidad designada. Cuando se haga la instalación de las tuberías del pozo por dentro de barrenos huecos (Hollow Stem Augers), éstos deben extraerse lentamente a medida que el material del filtro, el sello de granulos de bentonita y la lechada se mezclan y/o vierten en su lugar. La extracción gradual de los barrenos permitirá que los materiales que se van instalando fluyan desde el fondo hacia arriba. Si los barrenos no se extraen gradualmente, el material puede ser arrastrado hacia arriba y las secciones de tubería pueden desacoplarse o romperse.

Después de instalar el material de filtro, el sello de bentonita (si se usa) debe colocarse directamente sobre el material de filtro hasta un espesor no hidratado de 60 cm. Al instalar el sello de bentonita sobre el cual se utilizará lechadas de cemento, se debe permitir que el sello de bentonita se hidrate durante un mínimo de ocho horas o el tiempo de hidratación recomendado por el fabricante, el que sea mayor.

Finalizado el período necesario para que el sello de bentonita se haya hidratado, la lechada de cemento debe bombearse mediante el método “tremie” en el espacio anular alrededor de la tubería. Se debe permitir que la lechada fragüe durante un mínimo de 24 horas antes de instalar la caja protectora.

Una vez instalado el pozo, la caja protectora exterior debe referenciarse. El pozo debe estar marcado permanentemente con el número del pozo, la fecha de instalación, el nombre del sitio, la cota de elevación de la boca del pozo, coordenadas, etc., ya sea en la tapa de la caja o en un lugar apropiado donde no se dañe fácilmente.

#### **4.9 Colocación del material de filtro**

Al colocar el material de filtro en el pozo, se debe comenzar con un mínimo de 15 cm (6”) del material debajo de la parte inferior de la zona ranurada del pozo para proporcionar una base firme. Adicionalmente, el material de filtro debe extenderse un mínimo de 60 cm por encima de la parte superior de la sección ranurada del pozo para permitir el asentamiento y aislar la sección ranurada del material de sello (bentonita). Se permite colocar el material de filtro

vertiendo la gravilla dentro del volumen interno cuando se usan barrenas de alma hueca (Hollow Stem Augers) u otros métodos en los que el pozo se puede encamisar temporalmente hasta la profundidad de instalación. Acá falta colocar los ensayos granulométricos, con sus respectivas explicaciones.

### 1. *Sello de Bentonita*

El material del sello de bentonita consiste en bentonita (arcilla) molida y seca compactada en gránulos disponibles en varios tamaños. Los gránulos de bentonita se comprimen a una densidad aparente de 1.1 – 1.3 ton/m<sup>3</sup> y se hidratan, como mínimo, a un 30% de sólidos. Cuando se utilicen lechadas de cemento puras, es obligatorio colocar un sello de gránulos de bentonita sobre el material de filtro para evitar la posibilidad de infiltración de lechada en la sección ranurada antes del fraguado. Cuando se utilicen lechadas de bentonita, la colocación de un sello de gránulos de bentonita es opcional, pero deseable.

Dado que la bentonita se hidrata rápidamente, puede ser muy difícil colocarla correctamente. Por lo general, se puede usar un apisonador para asegurarse de que el material se coloque correctamente y para romper rápidamente cualquier discontinuidad que se produzca.

Los sellos de bentonita deben diseñarse con un espesor mínimo de 60 cm por encima del material de filtro. Cuando el nivel piezométrico esté temporalmente por debajo del sello de bentonita, se debe agregar repetidamente agua potable (o de mayor calidad) para hidratar la bentonita antes de finalizar la instalación, asegurándose que no queden grietas visibles en el volumen del sello.

### 2. *Boca de pozo y caja protectora*

La boca del pozo puede quedar, más o menos, al mismo nivel de la superficie del terreno en el lugar de construcción hasta 70 cm por encima del nivel de superficie. En cualquiera de los casos, esta debe quedar protegida por una caja, ya sea metálica o en concreto, que aisle la boca del pozo de la intemperie. Todas las cajas protectoras deben tener suficiente espacio libre alrededor de la boca del pozo, de modo que las cubiertas protectoras externas no entren en contacto con la tubería interna del pozo en ningún momento y permitan el drenaje o remoción de acumulaciones de agua lluvia que pudiese infiltrar al interior.

Antes de instalar la caja protectora, la lechada de bentonita en el espacio anular del pozo se excava a una profundidad de aproximadamente 60 cm. La caja protectora se instala vertiendo un poco de concreto en el volumen anular sobre la bentonita; luego, la caja protectora se empuja dentro del concreto húmedo. Es posible que se necesite concreto adicional para llenar el interior de la caja protectora de manera que el nivel del concreto dentro de la caja protectora esté unos 15 cm por debajo de la boca del pozo.

La caja protectora debe extenderse por encima de la superficie del suelo hasta una altura tal que permita el drene las aguas lluvias que caigan sobre ella y que impida la entrada de agua de escorrentía superficial (por lo menos 5 cm).

Adicionalmente, la boca del pozo debe quedar expuesta y al alcance cuando se abra la tapa de la caja. La tapa de cierre de la caja protectora debe contar con un mecanismo de cierre que la fije en posición.

#### 4.10 Determinación de la conductividad hidráulica del suelo

##### □ Prueba SLUG

De acuerdo con Bouwer & Rice (1976), la conductividad hidráulica y la transmisibilidad de un acuífero se pueden calcular a partir de la tasa de recuperación del nivel de un pozo luego de remover, repentinamente, un volumen (“slug”) de agua determinado (Bouwer & Rice, 1976).

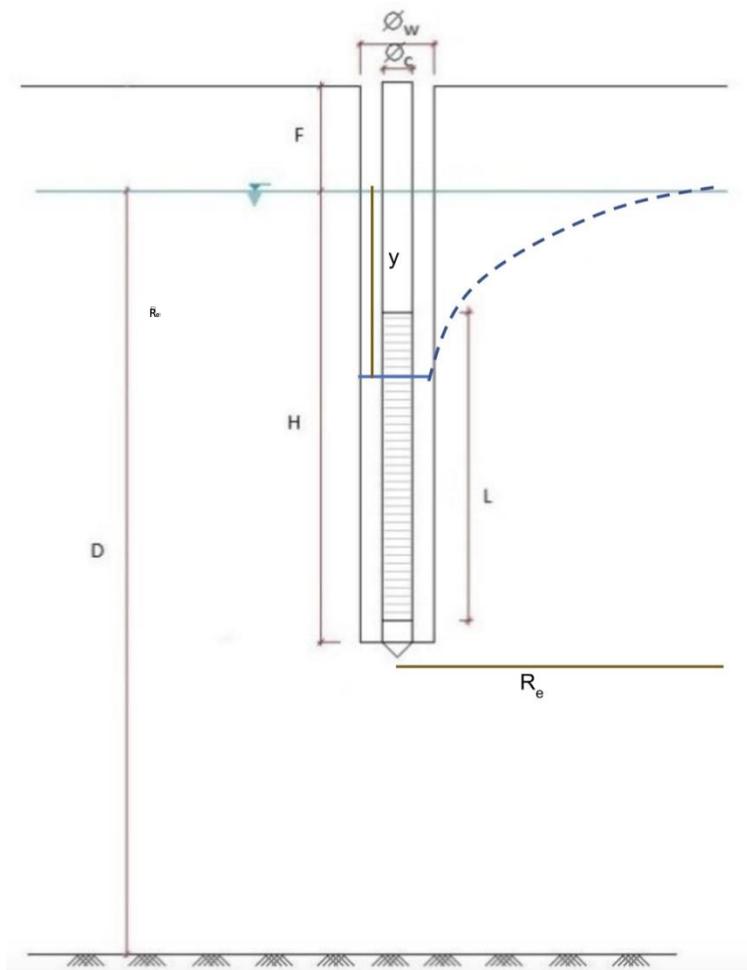
La prueba “slug” comienza con la remoción de un volumen específico (un “slug”) de agua de un pozo en equilibrio, lo que ocasiona una caída repentina del nivel del pozo. El flujo de agua hacia el pozo, a un valor particular de profundidad del nivel y, se puede calcular al modificar la ecuación de Thiem a la siguiente expresión:

$$Q = 2\pi KL \frac{y}{\ln(R_e/r_w)} \quad (10)$$

donde Q es el flujo hacia el pozo (longitud<sup>3</sup>/tiempo), K es la conductividad hidráulica del acuífero (longitud/tiempo), L es la altura de la porción del pozo por donde ingresa el agua (altura de la sección perforada o de porción sin revestimiento del pozo), y es la distancia vertical entre el nivel del agua en el pozo y el nivel piezométrico de equilibrio en el acuífero, R<sub>e</sub> es el radio efectivo sobre el cual se disipa y, y r<sub>w</sub> es la distancia horizontal desde el centro del pozo hasta la pared de la perforación (radio del pozo o radio de la tubería más el espesor de la envoltura de grava o zona desarrollada).

Los términos L, y, R<sub>e</sub>, y r<sub>w</sub> se expresan en unidades de longitud. El radio efectivo R<sub>e</sub> es la distancia radial equivalente sobre la cual la pérdida de carga y se disipa en el sistema de flujo. El valor de R<sub>e</sub> depende de la geometría del sistema de flujo y se determinó para diferentes valores de H, L, D y r<sub>w</sub> (ver Figura 4 21). La ecuación (14) se basa en las suposiciones de que a.) la reducción del nivel piezométrico alrededor del pozo es insignificante, b.) el flujo por encima del nivel piezométrico (en la franja capilar) puede ignorarse, c.) las pérdidas de carga a medida que entra el agua el pozo (pérdidas del pozo) son insignificantes, y d.) el acuífero es homogéneo e isotrópico. Estos son los mismos supuestos que se utilizan en el desarrollo de ecuaciones para pruebas de bombeo.

Figura 4 21. Esquema de pozo y variables de cálculo



Fuente: Bouwers & Rice, (1976)

La tasa de recuperación del nivel dentro del pozo,  $dy/dt$ , como consecuencia de la remoción del volumen de agua se relaciona con el influjo de agua hacia el pozo de la siguiente manera:

$$\frac{dy}{dt} = -\frac{Q}{\pi r_c^2}$$

(11)

Donde  $\pi r_c^2$  es el área de la sección transversal por donde el nivel del agua está subiendo. La connotación negativa de la ecuación (11) proviene del hecho que a medida que el tiempo pasa la magnitud de  $y$  disminuye.

El término  $r_c$  es el radio interior de la tubería si el nivel del agua está por encima de la porción ranurada del pozo. Si el nivel del agua está aumentando en la sección ranurada del pozo, se debe tener en cuenta la porosidad del material por fuera de la pared de la tubería del pozo si la conductividad hidráulica de la envoltura de grava es mucho más alta que la del acuífero. En ese caso, la porosidad (abierta) en la zona permeable debe incluirse en el área de la sección transversal del pozo. Por ejemplo, si el radio de la tubería perforada es de 20 cm y esta se encuentra rodeada por grava permeable de 10 cm de espesor con una porosidad del 30%,  $r_c$  debe tomarse como  $\left[20^2 + 0.3(30^2 - 20^2)\right]^{1/2} = 23.5$  cm para obtener el área de la sección transversal que relaciona  $Q$  con  $dy/dt$ . El valor de  $r_w$  es de 30 cm.

Al combinar las ecuaciones (10) y (11) se obtiene:

$$\frac{dy}{y} = -\frac{2KL}{r_c^2 \ln(R_e/r_w)} dt \quad (12)$$

Al integrar la ecuación (12), da como resultado:

$$\ln(y) = -\frac{2KLt}{r_c^2 \ln(R_e/r_w)} + Cte \quad (13)$$

Al evaluar la ecuación (13) en los límites  $y_0$  a  $t=0$  y  $y_t$  a  $t=t$  y resolviendo para  $K$ , se obtiene:

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e/r_w)}{2L} \frac{1}{t} \ln \frac{y_0}{y_t} \quad (14)$$

Esta ecuación permite calcular  $K$  a partir de la variación del nivel de agua en el pozo después de sacar repentinamente un volumen de agua. Como  $K$ ,  $r_c$ ,  $r_w$ ,  $R_e$  y  $L$  en la ecuación (14) son constantes, el término  $(1/t) \cdot \ln(y_0/y_t)$  también debe ser constante. Por lo tanto, los datos de campo deben dar una línea recta cuando se grafican como  $\ln(y)$  contra  $t$ . El término  $(1/t) \cdot \ln(y_0/y_t)$  en la ecuación (14) se obtiene a partir de la línea recta que mejor se ajuste en un gráfico de  $\ln(y)$  versus  $t$ .

El valor de  $\ln(R_e/r_w)$  depende de H, D, L y  $r_w$  y puede evaluarse a partir de la ecuación (15).

$$\ln R_e r_w = \frac{D-H}{r_w} \frac{1}{\ln \left( \frac{D-H}{r_w} + A + B \ln \frac{L}{r_w} \right)} \quad (15)$$

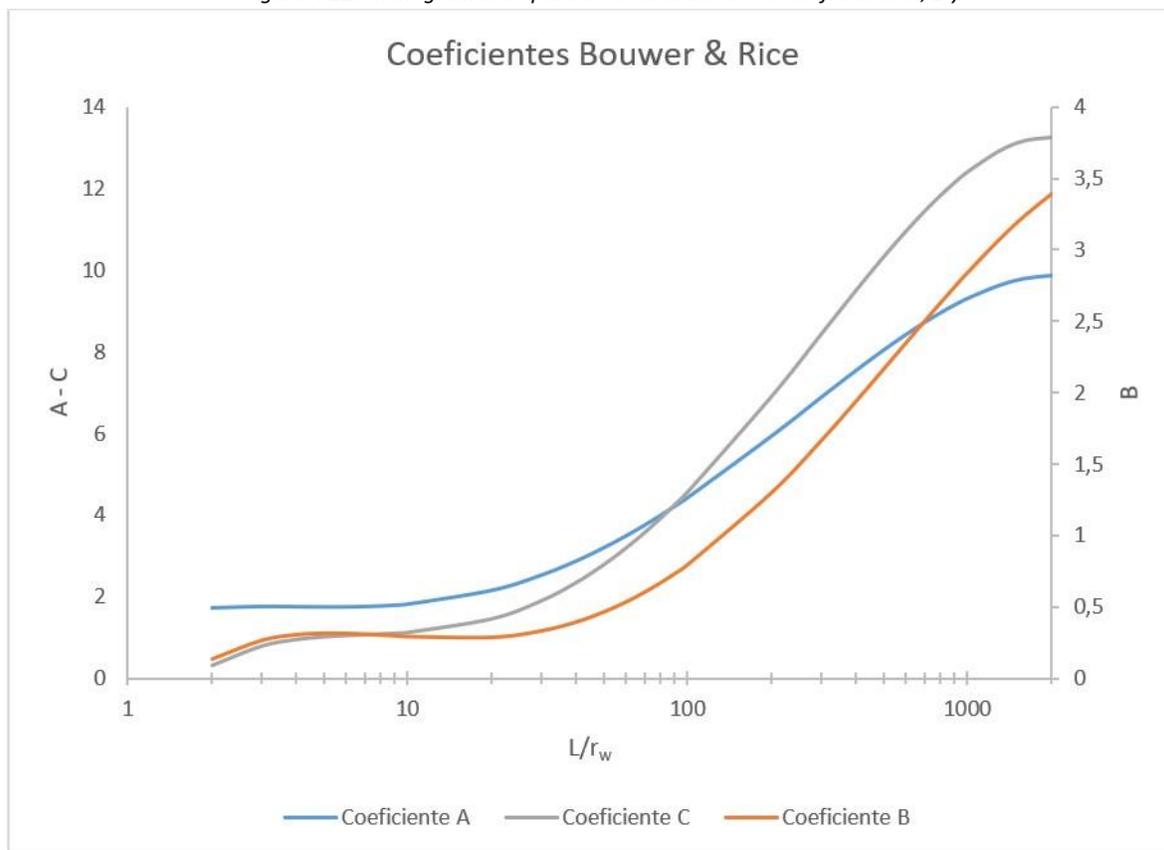
En esta ecuación, A y B son coeficientes adimensionales que son funciones de  $L/r_w$ , (ver Figura 4 22). Si  $D \gg H$ , cualquier aumento en D no tiene un efecto medible en el valor del término  $\ln(R_e/r_w)$ . Por lo tanto, si D se considera infinito o  $(D - H)/r_w$  es tan grande que el término  $\ln((D - H)/r_w)$  es mayor que 6, se define usar un valor de 6 para el término  $\ln((D - H)/r_w)$  en la ecuación (15).

Si  $D = H$ , no se puede usar el término  $\ln((D - H)/r_w)$  en la ecuación (15). Este caso solo ocurre cuando el pozo penetra completamente el acuífero, lo que implica una modificación de la ecuación (15) quedando de la siguiente manera:

$$\ln R_e r_w = \frac{1}{\ln \left( \frac{L}{r_w} + C \right)} \quad (16)$$

Donde C es, igualmente, un coeficiente adimensional dependiente de la relación  $L/r_w$

Figura 4 22. Nomogramas de para determinación de los coeficientes A, B y C



Fuente: Bouwers & Rice, (1976), Yang & Yeh, (2004)

#### □ Ensayo Lefranc

El ensayo Lefranc, a diferencia de la prueba Slug, consiste en introducir o bombear agua a un volumen o cavidad manteniendo una condición de presión, ya sea variable o constante.

Para el caso de presión constante, se introduce un caudal de agua de manera que se obtenga una condición de nivel piezométrico constante<sup>20</sup>. Al igual que la prueba SLUG, el ensayo Lefranc está fundamentado en los siguientes supuestos: a.) Condición de flujo laminar a través del sistema, cumpliendo la ley de Darcy; b.) el medio es isotrópico y homogéneo y c.) las condiciones de flujo no son variables en el tiempo. Así las cosas, el caudal de bombeo es

<sup>20</sup> Se debe anotar que este nivel piezométrico no corresponde con el nivel estático de saturación de suelo

proporcional a la permeabilidad, afectado por las características propias de la cámara filtrante y la carga hidráulica, representándose por la ecuación (17)

$$Q = K \cdot C \cdot h \quad (17)$$

Donde Q es el caudal, K es la permeabilidad del suelo, C es el coeficiente característico de la cámara filtrante y h es la carga o cabeza hidráulica aplicada, medida a partir de y sobre la altura estática (nivel freático) del agua en el suelo.

La forma de la cámara filtrante debe estar completamente parametrizada (conocida), idealmente de forma cilíndrica. Si la superficie filtrante es la superficie circular del fondo de la cámara, el valor del coeficiente es

$$C = 5,7 \cdot r \quad (18) \text{ Donde } r \text{ es el radio de la perforación.}$$

Si la superficie filtrante es la cara lateral del recubrimiento permeable del pozo, con longitud L y considerando el diámetro de la perforación D; el valor del coeficiente C se calcula de acuerdo con lo expresado en la ecuación (19):

$$C = \frac{2\pi D \sqrt{\frac{L^2}{D^2} - 1}}{\ln DL + DL^2 - 1} \quad (19)$$

Para el caso en que se utilice una carga hidráulica variable, la idea es introducir un volumen de agua específico dentro de la cámara o cavidad de infiltración y medir la variación de la altura a medida que pasa el tiempo. Para este caso la permeabilidad hidráulica (K) se calcula mediante la expresión (20)

$$K = \frac{S}{C \cdot (t - t_0)} \ln \frac{h_0}{h} \quad (20)$$

Donde C es el coeficiente característico de la cámara filtrante; S es la sección transversal del pozo;  $h_0$  es la carga hidráulica en el inicio del ensayo (a  $t_0$ , teniendo especial cuidado de no utilizar  $t_0=0$ ) y h es la carga hidráulica al momento t. (Varios Autores, 2013)

#### **4.11 Evaluación de Riesgo Nivel II (Tier II)**

La información obtenida durante el desarrollo de la Investigación Detallada debe ser tenida en cuenta para el refinamiento y determinación definitiva del Modelo Conceptual del Sitio (MCS) en el cual queden perfectamente consignadas las condiciones del sitio, las vías de exposición plenamente identificadas y descritas, la población sensible y todos los compuestos o sustancias de interés.

A través de los procedimientos descritos dentro de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS y sus anexos, se define la condición de riesgo y se calculan las concentraciones específicas para las sustancias presentes dentro del sitio, que servirán como meta para el logro de las labores de Gestión del Riesgo y Remediación.

### **5. GESTIÓN DEL RIESGO – REMEDIACIÓN**

Una vez terminada la etapa de Investigación Detallada y determinada la condición de riesgo del sitio, se debe proceder con la implementación de acciones de intervención en el sitio cuyo objetivo sea la adecuada gestión del riesgo en que éste se encuentra.

La gestión del riesgo medido entonces se configura como un agente que no solo implica como resultado una mejora en el ambiente, sino que también puede considerársele asegurador de desarrollo sustentable y mejorador de la competitividad de los sectores productivos que planean implementar sus labores en un sitio contaminado.

Es pertinente recalcar que para la Secretaría Distrital del Ambiente (SDA), el ciclo de análisis de riesgos y particularmente la gestión de riesgos, es un componente fundamental del desarrollo sustentable de la ciudad y en ese sentido, los sujetos responsables deberán contar con orientación y herramientas que les permitan implementar sus acciones de gestión del riesgo de manera eficiente.

En Bogotá se han identificado actividades económicas que tienen el potencial de configurarse en una fuente de contaminación cuando las labores desarrolladas no se ejecutan observando la protección de los recursos naturales, además de otras actividades abiertamente ilegales que involucran, por ejemplo, la disposición de materiales peligrosos en terrenos sin vigilancia. Con base en esto, la SDA ha identificado qué tipo de sustancias probablemente se encontrarían como resultado de las operaciones estándar de una empresa con una actividad económica definida.

No obstante, esta “lista” de sustancias solo es orientativa y en todo caso, la información de posibles compuestos a monitorear dependerá y será complementada con el trabajo de campo.

No existe una única manera de hacer esta gestión y se puede hacer de múltiples maneras, con diversas formas de intervención, ya sea utilizando una única acción individual o un conjunto de acciones secuenciales o en paralelo; siempre y cuando se obtenga el resultado esperado de llevar el sitio a una condición de riesgo aceptable dentro de los escenarios de riesgo asociados con el lugar, siempre con el enfoque de reducir, mitigar o eliminar el riesgo medido.

Así pues, la SDA, durante el desarrollo de sus actividades de seguimiento y evaluación al proceso, concluye mediante concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable, la necesidad de implementar actividades encaminadas a la gestión del riesgo medido. Motivado por lo anterior, la autoridad ambiental requiere al responsable del sitio, la presentación de una propuesta de Plan de Trabajo donde se describan las acciones a ejecutar, los procesos y procedimientos a implementar y el resultado final esperado. Una vez este Plan de Trabajo ha sido evaluado y aprobado por la SDA mediante concepto técnico, se emite el Acto Administrativo (Resolución de gestión del riesgo) motivado por la mencionada evaluación técnica, que, de igual manera al Auto de Requerimiento inicial, establece las obligaciones de acuerdo con los criterios técnicos propuestos por el responsable, y avalados técnicamente por la autoridad ambiental con los correspondientes plazos presentados.

### **5.1 Acciones de Gestión del Riesgo**

El objetivo de la gestión del riesgo es la mitigación o eliminación de la exposición que pueden tener los receptores ecológicos sensibles, a sustancias con potencial de hacer daño, protegiendo así la salud ambiental y los recursos hidrobiológicos y el suelo. El cumplimiento de este objetivo será tan restrictivo como tan sensible sean los receptores que proteger, en función del uso futuro que se le daría al suelo en evaluación.

Para la gestión del riesgo se pueden implementar acciones tanto técnicas como administrativas, eso sí, siempre orientadas a la minimización de la exposición y por ende del riesgo medido.

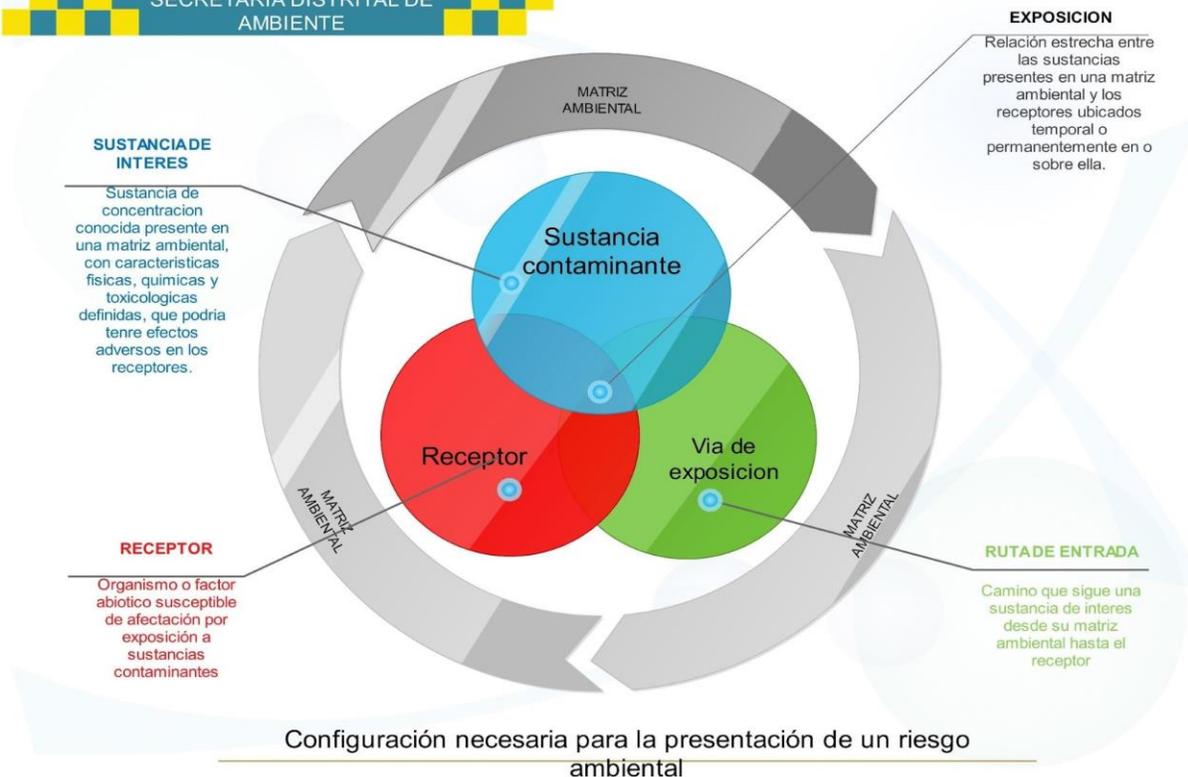
Las actividades técnicas implementadas, bajo ningún motivo deberán involucrar escenarios donde simplemente se manipulen factores fisiológicos de los receptores expuestos, más bien, deberán ser operaciones individuales o en serie que altere la composición del agente contaminante a través de procesos químicos, físicos o biológicos con el fin de reducir la toxicidad de la sustancia, la movilidad de esta y/o su concentración.

Los objetivos de la gestión del riesgo derivan de la evaluación de este y corresponderán siempre al escenario particular en evaluación, no se considera adecuado o eficiente la implementación de procesos de gestión de riesgo “genéricos” que no estén en sincronía con las necesidades reales de mitigación en aspectos tanto fisicoquímicos, microbiológicos y de características propias de escenario.

Así las cosas, para la mitigación de un riesgo medido específico, se requiere de la implementación de una serie de acciones o medidas específicas para el cabal cumplimiento de los objetivos de gestión de riesgo.

Toda vez que se cuenta con la información arrojada por la evaluación del riesgo y se han identificado los objetivos a cumplir en aras de la mitigación o eliminación del riesgo, el sujeto responsable podría planear la acción o la serie de acciones que permitan cumplir con esta tarea en consideración a la siguiente ilustración.

*Figura 5 1. Representación Esquemática de la Determinación del Riesgo*



Como puede observarse, para que se configure un riesgo ambiental, sea cual sea el escenario, deben estar en estrecho contacto el receptor sensible y la sustancia contaminantes a través de una vía de exposición, así las cosas, la gestión del riesgo se puede abordar desde tres enfoques:

- Mitigar o eliminar la fuente de contaminación.
- Interrumpir la ruta de exposición
- Evacuar los receptores sensibles (caso muy poco frecuente)

## 5.2 Procedimientos que podrían implementarse como gestión del riesgo

Para la gestión del riesgo, el sujeto responsable puede optar por uno o varios caminos, según las características y condiciones específicas del escenario de exposición.

### a. Implementación de medidas administrativas

Son medidas orientadas desde la gerencia de proyecto para reducir el tiempo de exposición o eliminar la exposición de los receptores sensibles identificados.

Este tipo de medidas para la mitigación del riesgo es aplicable en situaciones, por ejemplo, de exposición de receptores “obreros de construcción” cuando se hacen intervenciones de sitios contaminados y consiste generalmente en reducir el tiempo de exposición mediante rotación de personal de áreas limpias a áreas contaminadas.

Otras medidas administrativas podrían implementarse, de ser pertinentes para la reducción del riesgo y se permitirá su implementación luego de análisis de la información presentada por el sujeto responsable y posterior a la aprobación de la autoridad ambiental.

*b. Implementación de medidas de tipo fisicoquímico*

Para hacer una proyección de actividades eficiente en cuanto a medidas a implementar para la mitigación de concentración, toxicidad o confinamiento es necesario conocer y tener en cuenta algunos aspectos de las sustancias de interés a gestionar.

Estas características de la sustancia a gestionar en un sitio contaminado pueden ser propias del contaminante, propias del medio o propias de la interacción del medio y la sustancia de interés.

A continuación, se nombran algunas de esas características a manera de orientación:

Características propias del contaminante.

- Concentración: esta es una medida que le permite al sujeto responsable tomar decisiones sobre qué tipo de tecnología podría ser más eficiente, si una tecnología biológica o una de intervención térmica o fisicoquímica, ya que, a mayor concentración, por ejemplo, menor es la velocidad de biodegradación.
- Polaridad: esta es una medida que permite definir que dinámica tiene la sustancia de interés en el medio en evaluación, a mayor polaridad, mayor solubilidad en agua y mayor potencial de migración.
- Solubilidad: Establece la máxima concentración de un compuesto químico en disolución acuosa para una temperatura concreta. Cuando las concentraciones en agua superan el límite de solubilidad, pueden indicar la presencia de fase no acuosa, de sedimentos en suspensión con compuestos adsorbidos, o la presencia de otros disolventes que incrementen la solubilidad del compuesto en agua.
- Constante de la ley de Henry: Es una medida de la afinidad de un compuesto entre el aire y el agua. Así, cuanto mayor sea la constante de la Ley de Henry, mayor predisposición del compuesto a volatilizarse frente a permanecer en el agua.

- Presión de vapor: esta es una medida de que tan volátil es una sustancia y como podría migrar más o menos fácilmente desde una matriz sólida o acuosa a la atmósfera, por ejemplo, la volatilización podría ser empleada como una estrategia de gestión del riesgo.
  - Coeficiente de partición o/w: esta es una medida en que un compuesto de interés puede repartirse entre una fase acuosa y una apolar, esta variable daría cuenta de la solubilidad y por ende de la movilidad de una sustancia, e incluso, una idea de su potencial de biomagnificación en la cadena trófica.
  - Vida media: Es el tiempo en el que la concentración se reduce a la mitad. Proporciona una medida relativa de la persistencia de un compuesto químico en un medio determinado. Es importante destacar, que la vida media real puede variar notablemente en función de las condiciones específicas del entorno. Cuanto mayor sea la vida media, más persistente es el compuesto y menor será su potencial de degradación.
- Características propias del medio
    - Permeabilidad o conductividad hidráulica: Es la característica de un medio poroso que le permite almacenar y transmitir un compuesto de interés inmerso en un fluido. Los contaminantes se transportan en la gran mayoría de las veces con un tipo de transporte advectivo, es decir, de acuerdo con el gradiente hidráulico y a ese “empuje” que se genera para que ocurra el transporte de dichas sustancias. Así las cosas, el transporte es mayor cuando la permeabilidad del suelo es más alta.
    - pH: esta variable es fundamental tenerla en cuenta cuando se proyectan procesos que implican degradación bacteriana o fúngica, además de cuando se quiere identificar el potencial de movilidad de compuestos de interés ionizables.
    - Composición del suelo: esta variable es también fundamental para el establecimiento de una estrategia de gestión del riesgo por cuanto su composición le da al suelo características diametralmente opuestas dependiendo del tamaño de partícula.

La mayor parte del suelo se compone de materia inorgánica con un porcentaje bajo de materia orgánica, la distribución de tamaño de partícula le da textura al suelo y otorga también características fisicoquímicas.

Es importante para el sujeto responsable recordar que, dependiendo de la capacidad de intercambio catiónico, composición de la fase orgánica del suelo y la misma capacidad de catálisis de reacciones del medio, podría depender el éxito de la estrategia de gestión del riesgo.

- Humedad: en suelos la cantidad de agua absorbida podría tener influencia en la cantidad de oxígeno disponible para procesos de degradación de compuestos de interés; es importante que el sujeto responsable recuerde que si la humedad es baja (suelos secos), la velocidad de degradación disminuirá y si están muy húmedos, se formarán micro compartimentos saturados que tendrán el mismo efecto sobre la velocidad de degradación.

- Características propias de la interacción del medio y la sustancia de interés.
  - Difusividad: Da una idea de la capacidad de dispersión a través de agua o aire, de un compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración. Así, cuanto mayor sea la difusividad, mayor será la movilidad del compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración.
  - $K_d$ : Define la tendencia de que un compuesto quede en el agua, el suelo o los sedimentos. Así, cuanto mayor sea el  $K_d$ , mayor predisposición del compuesto a quedar retenido en el suelo o los sedimentos frente a permanecer en el agua.
  - Difusión: esta característica puede entenderse como el mecanismo de transporte de compuestos e interés al interior y exterior de los poros del suelo, desde el aire hasta el agua subterránea, por lo que es importante tenerla en cuenta para la implementación de estrategias de gestión del riesgo, por ejemplo, un compuesto con alta difusión en el suelo podría ser de difícil biodegradación por el eventual poco tiempo de contacto.

### 5.3 Tecnologías para la gestión del riesgo

Actualmente se cuenta con un importante número de estrategias y tecnologías para la gestión del riesgo en sitios contaminados, todas como es de esperarse, enfocadas en la mitigación, reducción o eliminación del riesgo medido mediante la disminución de la concentración de los compuestos de interés, transformación para reducción de la toxicidad, confinamiento, entre otras.

Estas tecnologías de gestión del riesgo pueden ser asociadas en grupos en función del objetivo de la gestión, en el primero se encuentra el escenario cuando el objeto es la reducción de la exposición, donde se usa como estrategia de confinamiento o contención donde el objeto de aislar el contaminante del medio.

Existe otro grupo de estrategias que se basan en el origen de la gestión del riesgo, es decir, si se hacen en el sitio (implementación en el sitio contaminado) o fuera del sitio (extracción y disminución de la concentración en otro sitio).

Finalmente se tiene el grupo definido por el tipo de tecnología de gestión aplicada, la cual puede variar desde tratamientos biológicos, fisicoquímicos y térmico.

A continuación, se señalan algunas de las alternativas que el sujeto responsable podría implementar según el caso específico, para la gestión del riesgo en un suelo contaminado.

*Figura 5.2. Tecnologías para la gestión del riesgo*

MÉTODOS  
BIOLÓGICOS

- 1 BIODEGRADACIÓN ASISTIDA
- 2 BIOTRANSFORMACIÓN
- 3 BIOVENTING
- 4 FITORREMEDIACIÓN
- 5 BIOAUMENTACIÓN
- 6 LODOS BIOLÓGICOS

TRATAMIENTOS  
TÉRMICOS

- 1 CONDUCCIÓN TÉRMICA
- 2 RADIOFRECUENCIA
- 3 INCINERACIÓN
- 4 INYECCIÓN DE VAPOR
- 5 PIROLISIS
- 6 VITRIFICACIÓN



#### 5.4 Comprobación de Resultados

Cuando ciertos contaminantes permanecen en el lugar y/o son agentes de atenuación natural en las aguas subterráneas o el suelo, el monitoreo post-remediación representa una importante herramienta de sentido común para garantizar que las actividades de remediación han sido exitosas y que no hay sustancias nocivas que se filtren en las aguas subterráneas o que por otras razones migren fuera del sitio. Asimismo, la información aportada por el monitoreo post-remediación puede ser de utilidad para los organismos reguladores y consultores ambientales en la determinación de la eficacia en el largo plazo de diversas técnicas que pueden emplearse en las tareas de remediación.

##### 1. Muestras de Comprobación y Monitoreo post-remediación (si aplican)

Para determinar la eficacia de la metodología de gestión del riesgo, se debe realizar un muestreo de comprobación y monitoreo de las concentraciones de los CDI en las matrices de interés para validar que se han alcanzado concentraciones cuyo riesgo es aceptable para los receptores sensibles.

Metodológicamente, el sujeto responsable debe remitirse al documento “GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE SITIOS CONTAMINADOS” y usar la misma metodología de evaluación de riesgo empleando las concentraciones post-remediación de los CDI en las matrices de interés, y de esta manera verificar que la remediación realizada fue efectiva.

En caso de que las concentraciones post-remediación de los CDI en las matrices de interés siguen representando un riesgo inaceptable para los receptores sensibles, se debe plantear nuevamente una medida de gestión de riesgo y realizar de manera iterativa el proceso aquí descrito.

### **5.5 Informe Final**

Este debe corresponder a la estructura del informe de evaluación de riesgo descrita en el “GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE SITIOS CONTAMINADOS” y en la cual se demuestre que las concentraciones postremediación de los CDI en las matrices de interés representan un riesgo aceptable para los receptores sensibles y que de esta manera se verifica que la medida de gestión del riesgo realizada fue efectiva. El documento será evaluado técnicamente por la SDA y, una vez se evidencie que cumple con las obligaciones establecidas por la Resolución de gestión del riesgo, se emitirá concepto técnico que concluya su cumplimiento a cabalidad. Este concepto técnico motivará un pronunciamiento jurídico (Resolución de cierre de caso) en el momento que no se requieran más actividades para lograr un riesgo aceptable hacia los receptores sensibles identificados.

## 6. ANEXO - GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS

La evaluación de riesgos es la determinación cualitativa y cuantitativa de un riesgo a la salud ambiental generado por la presencia de compuestos de interés (CDI) y su dispersión potencial en el suelo (y al acuífero somero contenido en él) que constituya una vía de exposición en los receptores sensibles.

La SDA, dada la necesidad urgente de implementar estándares y lineamientos técnicos propios que tengan en cuenta las condiciones naturales del suelo de la ciudad, las características de los escenarios de exposición y variables antropométricas de orden local, ante la ausencia de metodologías, niveles de referencia y normas de orden nacional, se dio a la tarea de elaborar una GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS en donde se describen los procedimientos que deben seguirse para la realización de estos análisis; que permiten tanto el cálculo de niveles de referencia como metas de remediación, de acuerdo con los preceptos técnicos descritos en el estándar ASTM E2081 Risk Based Corrective Action (RBCA) o “Acciones Correctivas Basadas en Riesgo”, más conocida de manera informal como metodología “REBECA”.

Adicionalmente, y como una herramienta de ayuda al ciudadano, la SDA ha calculado, utilizando la misma metodología y teniendo en cuenta valores locales para las variables antropométricas, Índices Genéricos Basados en Riesgo para 106 sustancias individuales, identificadas como las más representativas, de acuerdo con las actividades productivas que se llevan a cabo dentro de la ciudad y la experiencia de la Secretaría; para cada uno de los tres (3) escenarios de riesgo, siendo estos Residencial, Recreacional e Industrial, cuyo soporte documental y metodológico se encuentra en el documento denominado MEMORIA JUSTIFICATIVA PARA LA DEFINICIÓN DE ÍNDICES GENÉRICOS BASADOS EN RIESGO (IGBR) PARA SUELO Y AGUA SUBTERRÁNEA EN EL PERÍMETRO URBANO DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ D.C.

En ese sentido, el texto de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS, anexo al presente documento, presenta el procedimiento a ser llevado a cabo para determinar la condición de riesgo presente en un sitio, de acuerdo con la información recolectada durante las etapas de investigación descritas anteriormente dentro de este documento. Igualmente, incluye las listas de IGBRs antes mencionadas.

Debido a la extensión, robustez técnica y multiplicidad de aspectos considerados dentro de los procedimientos del análisis de riesgo, aunado con el nivel de detalle ahí descrito, para facilidad de consulta, se condensaron dentro de un texto anexo, que hace parte integral de la presente Metodología.

## 7. ANEXO TÉCNICO

### 7.1 Introducción

El presente Anexo Técnico contiene las especificaciones técnicas mínimas que deben cumplirse en el desarrollo de diversas tareas de muestreo durante el proceso de investigación de suelos contaminados dentro de la jurisdicción del Distrito Capital.

La inclusión de estas especificaciones técnicas no quiere decir que todas las tareas aquí descritas se deban ejecutar durante un proceso de investigación, ni que éstas se deban limitar a los procedimientos aquí descritos; este anexo es únicamente una guía que incluye los procedimientos necesarios para la obtención de la información mínima suficiente para poder hacer los análisis necesarios en las instancias de caracterización.

## 7.2 Consideraciones para los muestreos

Antes de realizar cualquier proceso de muestreo y caracterización de suelos, se debe contar con conocimiento previo acerca del tipo de contaminante(s) que se espera se encuentre(n) dentro del sitio; ya sean estos metales pesados u orgánicos tóxicos o ambos; y una estimación aproximada del área afectada. De acuerdo con la distribución espacial de los contaminantes, se pueden distinguir dos (2) tipos de situaciones: a. Extensa, donde se espera que la contaminación cubra una gran extensión del sitio bajo estudio y b. Localizada, donde la contaminación se puede encontrar en área relativamente pequeña del sitio bajo estudio (USEPA & Boulding, 1991). Esta información generalmente se obtiene luego de la Diligencia Técnica de Reconocimiento y de ésta se concluye la necesidad de un programa de muestreo exploratorio que permita un refinamiento en la determinación de la naturaleza y extensión de la contaminación (Investigación Orientativa), previo al desarrollo de un plan mucho más detallado (Investigación Detallada, de ser necesaria).

## 7.3 Muestreos de Suelos

### 1. Muestreos de paredes y fondos de excavaciones

En caso de haber excavaciones relacionadas con suelos contaminados (p. ej. En casos en que se haya exigido la remoción inmediata del material contaminado) se deben realizar muestreos comprobatorios en las paredes y fondo de la excavación, con el objeto de evidenciar que se logró la remoción completa del material contaminado. De acuerdo con el "PROTOCOL FOR THE CONTAMINATED SITES REGULATION UNDER THE ENVIRONMENT ACT PROTOCOL NO. 3: Soil Sampling Procedures at Contaminated Sites (Rev 05). Environment Yukon, Canadá", (Environment Yukon, 2018); se debe tomar un mínimo de cinco (5) muestras de material proveniente de cada una de las caras de la excavación (una por cada pared/talud de la excavación y una del fondo o piso de la excavación). El procedimiento recomienda que, de cada pared/talud de excavación se debe tomar por lo menos una muestra por cada 10 m de longitud recorrida y por cada 3 m de profundidad, (lo que equivale a una muestra por cada 30 m<sup>2</sup>, en las condiciones planteadas). Para el caso del fondo/piso de la excavación, se debe tomar una muestra por cada 10 m de ancho por 10 m de largo, (es decir, una muestra por cada 100 m<sup>2</sup>).

Para la toma, manejo, transporte y análisis de estas muestras se deben seguir, como mínimo, las siguientes consideraciones:

- La toma de muestras de suelo debe realizarse teniendo en cuenta métodos de muestreo que garanticen que las muestras no sean alteradas y que puedan impedir la contaminación cruzada, para ello pueden utilizarse

métodos de recolección adecuados para esta condición y debe presentarse dentro del plan la información técnica del procedimiento de muestreo y de los equipos a utilizar.

- Se deberá identificar exactamente el tramo de muestra que fue recolectado y la localización de donde se tomó la muestra con relación a la excavación general.
- Se deben seguir los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials -ASTM-D4700-15; ASTM-D4547-20; ASTM-D1452/D1452M-16; ASTM-D6282/D6282M-14, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.
- Las muestras por tomar en suelo deben ser simples y nunca compuestas.
- Conforme el parágrafo del artículo 5 del Decreto 1600 de 1994, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con los laboratorios acreditados en el país para los análisis de las muestras, se podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado en el país de origen.
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad a la cual fue tomada la muestra y el tramo de la columna que fue enviado a laboratorio.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad; es decir, que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras. En este sentido, en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras, debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas, con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.
- La totalidad del material sobrante de las labores de muestreo deberá ser manejado como residuo peligroso, consecuente con lo estipulado dentro del Decreto 1076 de 2015 - Título 6 (antiguo Decreto 4741 de 2005). Por ningún motivo se deberá realizar almacenamiento a cielo abierto de residuos peligrosos, ni facilitar una potencial contaminación cruzada como consecuencia de arrastre por escorrentía.
- El transporte del material afectado debe seguir los lineamientos establecidos en el Decreto 1079 de 2015 - Título 1/Capítulo 7 (antiguo Decreto 1609 de 2002), para lo cual es necesario disponer de empresas autorizadas que garanticen el traslado del residuo peligroso dando cumplimiento a la normatividad ambiental.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM - D5088-15a.

- Los puntos donde se realicen los sondeos deben ser georreferenciados y sus coordenadas geográficas se deben presentar con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88. NOTA: Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados. Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.

## 2. *Muestreos de suelo subsuperficial*

Los muestreos de suelos subsuperficial, sea durante las actividades de investigación orientativa o de investigación detallada deben cumplir, como mínimo, con las siguientes consideraciones:

- La profundidad de los sondeos estará sujeta a la altura a la cual se encuentre nivel piezométrico. Es indispensable que las muestras de suelo sean recolectadas antes de llegar a la zona saturada<sup>21</sup>, recuperando núcleos de suelo cada 50 cm; adicionalmente, se debe realizar la descripción litológica de los núcleos o ripios de suelo con las siguientes características:
  - Tamaño(s) de grano: De acuerdo con referencia internacional estándar (p.ej.: (Wentworth, 1922)), diámetro promedio de grano (en  $\mu\text{m}$ ) y proporción de abundancia en caso de hallarse más de un tamaño de grano por unidad.
  - Color: Caracterización cromática con base en tabla de color Munsell.
  - Humedad y plasticidad: Con base en observaciones de campo.
  - La caracterización también aplica para rellenos antrópicos con los parámetros que apliquen a éstos.
  - Se deben describir aspectos organolépticos como olor, impregnación o manchas y realizar mediciones in-situ de COV, por medio un fotoionizador – PID que debe encontrarse calibrado y verificado de acuerdo con los gases patrón. El registro de COV debe realizarse a partir de la instrucción de una porción del núcleo de suelo en una bolsa tipo “zip-lock” de cierre hermético, el material dentro de la bolsa debe ser homogenizado y en un lapso de 10 minutos se procederá a la medición de las concentraciones de COV.
- Es importante tener en cuenta que para la ejecución de los sondeos no se debe utilizar ningún tipo de fluido de perforación, ya sea aire o líquido, debido a que se perdería la integridad de las muestras de suelo, además de modificar los resultados de laboratorio, especialmente lo relacionado con COV.

---

<sup>21</sup> En casos en que se tenga conocimiento de fuertes variaciones temporales de la profundidad del nivel freático o en casos donde los CDI se puedan tipificar como del tipo DNAPL (líquidos densos de fase no acuosa, por sus siglas en inglés) se especifica la toma de, por lo menos, una muestra por debajo del nivel freático, recolectada a una profundidad mínima de 50 cm por debajo del nivel. La necesidad de profundizar los sondeos dependerá de las condiciones específicas de los CDI y del del sitio afectado.

- La toma de muestras de suelo debe realizarse teniendo en cuenta métodos de perforación y muestreo que garanticen que las muestras no sean alteradas y que puedan impedir la contaminación cruzada, para ello pueden utilizarse métodos de recolección como la cuchara partida (split spoon), perforación con liner o cualquier otro que se proponga, siempre y cuando se presente en el plan la información técnica del procedimiento de muestreo con dicho método y de los equipos a utilizar.
- Se deberá identificar exactamente el tramo de muestra que fue recolectado y la profundidad, con relación al nivel del suelo, a la que se tomó la muestra.
- Se deben seguir los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials -ASTM-D4700-15; ASTM-D4547-20; ASTM-D1452/D1452M-16; ASTM-D6282/D6282M-14, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.
- Las muestras por tomar en suelo deben ser simples (material recolectado en un solo punto de muestreo) y nunca compuestas.
- Conforme el parágrafo del artículo 5 del Decreto 1600 de 1994, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con los laboratorios acreditados en el país para los análisis de las muestras, se podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado en el país de origen.
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad a la cual fue tomada la muestra y el tramo de la columna que fue enviado a laboratorio.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad, es decir que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis<sup>22</sup>.
- La totalidad del material sobrante de las labores de perforación e instalación de los pozos de monitoreo deberá ser manejado como residuo peligroso consecuente con lo estipulado en el Decreto 1076 de 2015 -

---

<sup>22</sup> Sin perjuicio de lo que cada proceso particular de muestreo y análisis requiera, la tabla siguiente muestra algunos de los requisitos de aseguramiento de calidad/control de calidad (QA/QC) aplicables.

Tabla de Requisitos de Aseguramiento de Calidad/Control de Calidad en muestreos y análisis

Título 6 (antiguo Decreto 4741 de 2005), por ningún motivo se deberá realizar almacenamiento a cielo abierto de residuos peligrosos, ni facilitar las labores de contaminación cruzada como consecuencia del arrastre por escorrentía.

- El transporte del material afectado debe seguir los lineamientos establecidos en el Decreto 1079 de 2015 - Título 1/Capítulo 7 (Decreto 1609 de 2002), para lo cual es necesario disponer de empresas autorizadas que garanticen el traslado del residuo peligroso dando cumplimiento a la normatividad ambiental.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM - D5088-15a.
- Los puntos donde se realicen los sondeos deben ser georreferenciados y sus coordenadas geográficas se deben presentar con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88. NOTA: Si se calculan manualmente

Muestra de Control	Frecuencia y cantidad	Indicador de Calidad	Objetivo de calidad
Blanco de Equipo	1 muestra por sitio de muestreo cuando se use equipo lavable o reutilizable	Efectividad de los procesos de descontaminación de los equipos	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado
Duplicado de Campo	1 cada 20 muestras	Efectividad del proceso de muestreo	La Diferencia Porcentual Relativa (RPD) (diferencia entre el valor de la concentración medida en la muestra y el duplicado) debe ser menor al 20%
Muestra de Control (Laboratorio)	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de las capacidades instrumentales del laboratorio	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (%R) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Estándar Interno	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de los procesos de análisis de laboratorio	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (%R) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Efecto Matriz (MS/MSD)	1 cada 20 muestras	Evaluación de potenciales interferencias de matriz	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (%R) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Blanco de Método	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de las condiciones de los instrumentos analíticos y del laboratorio	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado
Surrogate Spike	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de la capacidad del instrumento analítico	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (%R) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Blanco de Viaje	1 cada 20 muestras	Evaluación de la integridad de las muestras durante transporte y almacenamiento	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado

especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados. Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.

### 3. *Muestreos de Agua Subterránea*

Al igual que en el caso de muestreos de suelos, los muestreos de agua subterránea asociada a un sitio contaminado deben cumplir con una serie de requisitos mínimos para la obtención de la información necesaria de manera válida.

Para el caso del agua subterránea, el muestreo directo de las aguas requiere de la construcción previa de una estructura capaz de aislar el agua subterránea del suelo circundante; esta estructura se denomina pozo/piezómetro de monitoreo, el cual, a su vez, debe cumplir con ciertas condiciones mínimas que deben ser implementadas durante su construcción/instalación. Adicionalmente, además del muestreo directo del acuífero, los pozos de monitoreo, durante su construcción e instalación, permiten la obtención de información hidrogeológica requerida para la realización de análisis dinámicos (posible transporte de contaminantes a través de un medio poroso) dentro de la masa de suelo/agua analizada.

#### Construcción e instalación de Pozos de Monitoreo

Para la construcción de pozos de monitoreo de aguas subterráneas se deben tener en cuenta, como mínimo, los siguientes aspectos:

Al realizar la instalación de un pozo de monitoreo, se debe seguir el procedimiento indicado en la guía técnica ASTM D-5092/D-5092M-16:

- Los pozos de monitoreo deberán ser construidos con tubería de polivinilo (PVC) y tener un diámetro mínimo entre 2.0 y 4.0 pulgadas (5-10 cm); de acuerdo con el procedimiento de purga y muestreo adoptado.
- La longitud y colocación del revestimiento perforado deberá ser seleccionado de modo que el nivel piezométrico esté por debajo de la parte superior del intervalo del revestimiento perforado y considerará las fluctuaciones en el nivel piezométrico, de manera tal, que se facilite la identificación de líquidos ligeros en fase no acuosa (LNAPL), si los hay.
- El tamaño de ranuras del revestimiento perforado, así como los paquetes de filtro, se deberán diseñar teniendo en cuenta la distribución de tamaños de grano de los materiales circundantes, de forma tal que no permita el colapso del pozo, pero sí la libre circulación de agua.
- Se deberán instalar filtros de grava redondeada de tamaño apropiado, adyacente al revestimiento perforado, en el espacio anular y a una altura de aproximadamente 0.75 m encima de la parte superior del revestimiento perforado. ○ Encima del paquete de filtro se deberá instalar un sello de gránulos de bentonita de sodio, la cual deberá ser hidratada con agua potable.

- El resto del espacio anular debe ser rellenado con una lechada de cemento y bentonita instalada mediante el método de inyección por tubería a presión.
- Los pozos deben ser terminados, ya sea con tapas protectoras de acero encima del nivel del suelo o empotrado al nivel del suelo y poseer un tapón a presión para la boca de la tubería.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio. El equipo de perforación y muestreo deberá ser limpiado en un área impermeable y previamente adecuada dentro del sitio sujeto de estudio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM D5088-20.
- Los excesos de suelo generados durante la perforación, el agua de la instalación, el agua purgada y los fluidos de limpieza serán almacenados, debidamente etiquetados y organizados en el sitio destinado para el almacenamiento temporal para una posterior caracterización y definición de disposición adecuada. Dicha actividad debe dar cumplimiento a lo dispuesto en el Decreto 1076 de 2015, Título 5.
- Todos los pozos deberán tener una profundidad total mínima de 1.5 m por debajo del nivel piezométrico local promedio observado.
- Todos los pozos de monitoreo deberán ser nivelados y georreferenciados. La georreferenciación y nivelación del levantamiento topográfico del pozo debe contener como mínimo:
  - Determinación de las coordenadas planas cartesianas del centro geométrico de la boca del pozo, amarradas a un vértice conocido, certificado por el IGAC. Datum Observatorio Astronómico de Bogotá, sistema MAGNA SIRGAS.
  - El certificado del punto amarre obtenido del IGAC debe ser ajustado a cálculos del año 2001 o el más reciente y debe tener como máximo tres meses, a partir de la fecha de expedición por dicha entidad y debe presentarse sin ningún tipo de alteración por parte del sujeto responsable. En el caso en que se utilice la estación total activa y de continuo rastreo IGAC BOGA, no se requiere certificado, pero se solicita allegar una carta del IGAC donde informe que, en el momento de la captura de datos, esta se encontraba funcionando.
  - Memoria de cálculo de las coordenadas: los campos mínimos son Delta, Punto, Angulo horizontal, Distancia horizontal azimut, Norte y Este de cada uno de los detalles, estaciones y puntos auxiliares.
  - Nivelación Geométrica al nivel de la placa de concreto que sirve de sello del pozo y en la cual se colocara la placa metálica materializada, esta debe estar amarrada a la cota del vértice obtenido del mapa de vértices del IGAC.
  - Memoria de cálculo de la nivelación geométrica, con los campos: Punto, V(+), V(-), Altura instrumental y cota.
  - Determinación de las coordenadas geográficas de la placa metálica topográfica del pozo con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4º 40' 49.75" 00 N, Longitud 74º 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88.
  - Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados.

- Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.
- Plano topográfico con una escala acorde con las coordenadas determinadas donde se visualice el punto de amarre IGAC, los detalles, vértices auxiliares y la placa topográfica del punto de extracción de agua subterránea.
- Materialización de las Coordenadas mediante una placa metálica ubicada en una zona lo más cerca posible a la tubería de producción, la cual sea inamovible y se pueda visualizar fácilmente los datos allí consignados, estos son: código del pozo, coordenadas Norte y Este de la tubería y la altura de la placa metálica.

Si el levantamiento se realiza con Estación GPS:

- Especificaciones genéricas del equipo usado para la recopilación de los datos en campo y del software utilizado en el post-procesamiento.
  - Equipo usado de precisión submétrica en tiempo real.
  - Rinex de Base y de Rover, el tiempo de rastreo debe estar acorde con la distancia base del rover, tener en cuenta la siguiente ecuación para el cálculo del tiempo mínimo de rastreo:  $25' + (5' \text{ por Km})$ . - Memorias de post-procesamiento y coordenadas halladas en medio digital.
- A partir de la información recuperada durante la construcción e instalación de los pozos de monitoreo; se deberá determinar la dirección de flujo, con el fin de contar con información que permita delimitar la pluma contaminación aguas abajo del área de estudio, (y su potencial extensión fuera del (los) predio(s) donde se lleva a cabo el estudio). Debe contar con información específica del área de estudio y su zona de influencia, en cuanto a propiedades hidráulicas de las unidades acuíferas presentes. El modelo debe contener mínimo los siguientes aspectos:
- Soportes de métodos de perforación de cada uno de los sondeos y de los pozos de monitoreo instalados.
  - Diseño detallado de cada uno de los pozos de monitoreo instalados, además de la descripción litológica de toda la columna de suelo, la cual debe estar soportada con los datos tomados durante la perforación y datos analíticos (resultados de laboratorio de suelos que determine el tipo y características de los materiales) que sustenten la información recopilada en campo.
  - Deberá realizar pruebas slug en cada uno de pozos de monitoreo instalados siguiendo la guía técnica ASTM D4044/D4044M-15; de igual forma se deberá analizar los datos y calcular las propiedades hidráulicas del nivel captado.
  - Se debe desarrollar en la totalidad de los pozos de monitoreo las mediciones de profundidad del agua subterránea y, si es el caso, de producto en fase libre. Esta actividad se deberá desarrollar una

vez por semana durante un mes<sup>23</sup>. Estas actividades de medición deberán estar contempladas en el cronograma general o plan de trabajo.

- Se debe determinar la dirección del flujo del agua subterránea, representado a través de un plano, estableciendo datos y metodologías utilizadas para su definición.
- Se debe hacer un recuento de todos los métodos directos e indirectos utilizados para el levantamiento de la información primaria, además de suministrar todos los datos obtenidos y utilizados dentro de los análisis de información y procesamiento de datos.

#### **7.4 Muestras de agua subterránea**

Cuando se realice una campaña de monitoreo de aguas subterráneas, esta se debe llevar a cabo en la totalidad de los pozos/piezómetros de monitoreo instalados en el área objeto de estudio, para lo cual se debe tener en cuenta el siguiente procedimiento:

- Pasadas 12 horas a partir de la finalización de los procedimientos de instalación de los pozos de monitoreo, éstos se deben purgar, con el fin de remover los sedimentos presentes y mejorar la comunicación hidráulica con el acuífero. El procedimiento de purga se debe realizar de acuerdo con lo estipulado dentro de la guía técnica ASTM D6452-99. Los procedimientos de toma de muestras de agua subterránea deberán realizarse 72 horas después de finalizadas las actividades de purga.
- El muestreo debe realizarse utilizando técnicas y/o equipos que conlleven a disminuir de manera efectiva la volatilización de sustancias, siguiendo los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials - ASTM D6634/D6634M-14; ASTM-D6771-21; ASTM-D7069-04; ASTM-D5903, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.
- Los parámetros in situ deberán medirse utilizando una sonda multiparámetro que permita la lectura simultánea de cada uno de estos parámetros; el equipo de medición deberá contar con certificado de calibración vigente expedido por una empresa acreditada por la ONAC.
- Los pozos de monitoreo deberán ser purgados y muestreados usando equipo exclusivo, las aguas del purgado y de la descontaminación se deberán colocar en contenedores de 55 galones (220 l) y etiquetar para su gestión como materiales peligrosos; de acuerdo con los lineamientos técnicos requeridos en el Decreto 1076 de 2015 – Título 6 (Decreto 4741 de 2005).
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.

---

<sup>23</sup> Esta condición puede ser sujeto de modificación por parte de la SDA, de acuerdo con características particulares que se puedan determinar en campo del caso bajo estudio.

- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad del nivel freático en el momento que fue tomada la muestra.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad; es decir, que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio, ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido, se debe consignar dentro de la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras el nombre del Laboratorio a cargo de estas actividades (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.

## BIBLIOGRAFÍA

Advanced Geosciences Inc. (2017). *Schlumberger Array: Electrical Resistivity Methods, Part 2*.

ASTM. (2022). ASTM E1527-21 Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process. In *ASTM Standards: Vol. E 1527-21* (pp. 1–47). ASTM. <https://doi.org/10.1520/E1527-13.2>

Burrough, P. A. Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. New York: Oxford University Press. 1986.

Bouwer, H., & Rice, R. C. (1976). A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research*, 12(3), 423. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00423>

Environment Yukon. (2018). *PROTOCOL FOR THE CONTAMINATED SITES REGULATION UNDER THE ENVIRONMENT ACT PROTOCOL NO. 3: Soil Sampling Procedures at Contaminated Sites* (Rev 05). Environment Yukon, Canada.

Gilbert, R. O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold Company Inc.

Heine, G. W. "A Controlled Study of Some Two-Dimensional Interpolation Methods". *COGS Computer Contributions* 3 (no. 2): 60–72. 1986.

Hoover, D. B., Klein, D. P., & Campbell, D. C. (1995). *GEOPHYSICAL METHODS IN EXPLORATION AND MINERAL ENVIRONMENTAL INVESTIGATIONS* (pp. 19–27). USGS. <https://pubs.usgs.gov/of/1995/ofr-950831/CHAP3.pdf>

LaGrega, M. D., Buckingham, P. L., & Evans, J. C. (eds. . (1994). *Hazardous waste management* (2nd ed.). Hightstown, NJ (United States); McGraw-Hill, Inc. <http://www.osti.gov/scitech/biblio/6702674>

Mari, L. (2020). *An introduction to soil resistivity*. EEPower. <https://eepower.com/technical-articles/anintroduction-to-soil-resistivity/#>

McBratney, A. B. y R. Webster. "Choosing Functions for Semi-variograms of Soil Properties and Fitting Them to Sampling Estimates". *Journal of Soil Science* 37: 617–639. 1986.

New South Wales Environment Protection Authority. (2020). *Sampling design application*. NSW Environment Protection Authority.

Oliver, M. A. "Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems". *International Journal of Geographic Information Systems* 4: 313–332. 1990.

Press, W. H., S. A. Teukolsky, W. T. Vetterling y B. P. Flannery. *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing*. New York: Cambridge University Press. 1988.

Royle, A. G., F. L. Clausen y P. Frederiksen. "Practical Universal Kriging and Automatic Contouring". *Geoprocesamiento* 1: 377–394. 1981.

USEPA. (2016). *Seismic Methods*. Environmental Geophysics.

USEPA, & Boulding, J. R. (1991). Description and Sampling of Contaminated Soils. In *Description and Sampling of Contaminated Soils* (Descriptio). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315140926>

Varios Autores. (2013). 7. Ensaíos In Situ. In *GEOLOGIA DE ENGENHARIA* (pp. 7.1-7.17). Universidade do Porto.

Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392. <https://www.jstor.org/stable/30063207>

Yang, S.-Y., & Yeh, H.-D. (2004). A simple approach using Bouwer and Rice's method for slug test data analysis. *Ground Water*, 42(5), 781–784. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02732.x>



**RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO**  
**SUBDIRECCION DE RECURSO HIDRICO Y DEL SUELO (E)**

(Anexos): Metodología para la estandarización de criterios de investigación de contaminación en suelo y recursos asociados (2023)  
Elaboró:

DIANA MILENA RINCÓN DÁVILA	CPS:	CONTRATO 20230453 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
CRISTIAN CAMILO DIAZ MERCHÁN	CPS:	CONTRATO 20230559 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
IVÁN RODRIGO ASTROS FONSECA	CPS	CONTRATO 20230870 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
ALBERTO URIBE JONGBLOED	CPS	CONTRATO 20231250 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023



## SECRETARÍA DE AMBIENTE

JULIO CÉSAR REYES VARGAS

CPS	CONTRATO 20230847 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
CPS	CONTRATO 20230292 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023

FABIO ANDRÉS JIMÉNEZ LEAL

**Elaboró:**

JULIO CESAR REYES VARGAS	CPS:	CONTRATO 20230847 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
--------------------------	------	---------------------------	------------------	------------

**Revisó:**

JULIO CESAR REYES VARGAS	CPS:	CONTRATO 20230847 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
--------------------------	------	---------------------------	------------------	------------

DIANA MILENA RINCON DAVILA	CPS:	CONTRATO 20230453 DE 2023	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
----------------------------	------	---------------------------	------------------	------------

**Aprobó:**

**Firmó:**

RODRIGO ALBERTO MANRIQUE FORERO	CPS:	FUNCIONARIO	FECHA EJECUCIÓN:	30/11/2023
---------------------------------	------	-------------	------------------	------------