

I. INTRODUCCIÓN

El adecuado cumplimiento de los acuerdos alcanzados a través del Convenio de Estocolmo¹ y firmado por el Estado de Chile en 2001, en el sentido de minimizar el efecto de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), implica la elaboración de un Plan Nacional de Implementación (PNI).

En este sentido, los niveles de contaminación y sus efectos negativos en la salud de las personas deben evaluarse para tener una aproximación de la línea base de la presencia de los COPs en el ecosistema nacional. Para ello, deben llevarse a cabo, entre otras medidas, un estudio socioeconómico sobre los efectos de los COPs, el cual contendrá la gestión ambiental que se usará para cumplir los objetivos y la estimación de los costos y beneficios sociales para todos los actores involucrados (estado fiscalizador, empresas emisoras y población receptora de contaminantes), resultando la integración de ellas en un componente de la política ambiental nacional que, a través de ella, ejerza medidas y respuestas sobre los sectores contaminadores, el medio contaminado y las personas o agentes sociales afectadas.

Es preciso definir entonces el tipo de metodología a ser empleada, revisando la evidencia disponible en la literatura y discutiendo las principales ventajas y debilidades de su respectivo uso. Del mismo modo, es necesario contar con un inventario actualizado de los niveles de COPs y sus emisores, de forma tal de identificar los principales impactos sobre los medios físicos (agua, suelo y aire) y socioeconómicos (estructuras y condiciones económicas, sociales, históricas, políticas y culturales asociadas), para posteriormente valorizar monetariamente los efectos. Esto permitirá la creación y la actualización de índices de eficiencia, efectividad y costo efectividad que permitirán establecer la calidad de vida de las personas y orientar los recursos de forma más óptima, desde los agentes económicos ejecutivos hacia los sectores más vulnerables de la sociedad que requieran su apoyo.

Hay que hacer notar que nuestro país no fabrica ninguno de estos compuestos, y todos los plaguicidas de este tipo están prohibidos, por lo que su presencia puede deberse en principal medida a la generación por reacciones secundarias de procesos productivos o a la presencia acumulada de algunos de ellos fabricados o usados en el pasado y que aún permanece en el ecosistema dada su estabilidad.

Actualmente la Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA) desarrolla en Chile el proyecto GEF/UNEP “Desarrollo de un Plan de Implementación para la Gestión de los Contaminantes en Chile”, con el objetivo de fortalecer la capacidad nacional de manejo de los COPs y de asesorar al Gobierno de Chile en sus obligaciones en el marco del Convenio de Estocolmo.

¹ Tratado de Eliminación de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) del PNUMA. Estocolmo, 21 - 23 de Mayo de 2001. Proporciona el marco general para establecer medidas nacionales e internacionales que pongan fin a la producción y uso de todos los COPs existentes, además de evitar la introducción de nuevos COPs en el mercado.

Entre las actividades llevadas a cabo en el mencionado proyecto se incluyen la realización de inventarios de COPs (plaguicidas caducados, PCBs y fuentes de emisión de Dioxinas y Furanos) y el establecimiento de directivas para la gestión de los COPs, incluyendo sus aspectos normativos, económicos y medioambientales. Los aspectos medioambientales se refieren principalmente al inventario de sitios contaminados con COPs (sitios con contaminación comprobada, potencial y sospechosos) y a la definición de una metodología y criterios para la identificación, evaluación y remediación de los anteriores sitios.

El objetivo general del presente estudio fue disponer de indicadores de eficiencia y costo-efectividad para las distintas medidas asociadas a los Planes de Acción de los distintos componentes del PNI, a objeto de determinar los costos, beneficios, y la jerarquía de cada una de estas medidas para: dioxinas y furanos, PCBs, levantamiento de sitios contaminados, y existencia de plaguicidas COPs caducados. Los objetivos específicos se detallan a continuación:

- a. Diagnosticar el estado del arte, a nivel nacional e internacional, en cuanto a técnicas de cuantificación y valoración de beneficios asociados al control de POPs.
- b. Proponer y desarrollar metodologías específicas y acciones que aborden la estimación de beneficios del control de los POPs.
- c. Disponer de indicadores económicos que permitan ejecutar de manera más eficiente los planes de acción asociados al control de los POPs.

En el presente documento se presenta, en primer lugar, una caracterización a nivel general de los COPs, para posteriormente analizar la presencia de COPs en Chile, a través de la presentación de las principales conclusiones entregadas por los informes de “Inventarios de Sitios Contaminados (Plan de Acción)”, “Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados”, “Análisis de la información disponible sobre posibles efectos en la salud por contaminantes orgánicos persistentes en el medio ambiente” y “Inventario nacional de fuentes de emisión de dioxinas y furanos”. El objetivo fundamental del análisis aquí es, por un lado, poder utilizar la información atinente generada por éstos informes, y por otro señalar explícitamente futuros avances requeridos en la evaluación y seguimientos económicos del plan de acción.

En las secciones siguientes se presenta una acabada descripción de los principales métodos de análisis y evaluación socioeconómica relacionada con políticas de mejora en la calidad de vida de las personas, dada la reducción de niveles de contaminantes traducido en términos monetarios. Se hace mención de los indicadores usados como medidas del Estado de la línea base, y su importancia como fuente de información para nuevos estudios. El fin último es generar un Plan Nacional de acción del manejo de estos contaminantes, con sus consecuentes políticas ejecutivas y marco legal. Se debe tener presente que existen múltiples incertidumbres que pueden llevar a una mala interpretación de los resultados de los estudios anteriormente mencionados, incluso cuando ellos hayan sido realizados meticulosamente.

Se presenta en este sentido una revisión de la literatura de los distintos métodos de valoración de daño ambiental, centrado fundamentalmente en el análisis dosis-respuesta, y los distintos métodos de valoración de efectos en la salud.

Posteriormente se generan las bases teóricas y prácticas de una evaluación costo-beneficio sobre distintas políticas de mitigación y abatimiento para el caso de los COPs en Chile. La metodología y modelo planteados, abarcan todas las variables relevantes para una evaluación económica y seguimiento futuro de las distintas políticas orientadas a tratar con el problema de los COPs en Chile. De igual forma, se realiza una evaluación costo-beneficio preliminar, que aprovecha los recientes avances en la caracterización e inventario de los COPs a nivel nacional, realizada por el programa. Éste ejercicio tiene un carácter preliminar dada la disponibilidad actual de información base para el caso de los COPs, sin embargo, se especifican los principales análisis y variables requeridas, para implementar un sistema de evaluación y seguimiento dinámico del plan de acción.

Finalmente, se discuten las principales líneas de acción contenidas en el Plan Nacional de Acción (PNA). Así, a partir de las revisiones, el modelo conceptual y el modelo económico antes desarrollados, se realizan algunas recomendaciones de políticas adicionales a ser discutidas.

Las principales conclusiones del informe apuntan a que el marco conceptual y modelo desarrollado en éste trabajo pueden a futuro considerarse como una herramienta importante en la priorización del plan de acción. Puntualmente la herramienta conceptualmente aquí desarrollada, permite por un lado, dimensionar económicamente los efectos de la política y ayudar a la priorización de los proyectos específicos del plan. Así por ejemplo los criterios de priorización y localización de los hot spots, pueden ser complementados con ayuda de la valoración económica aquí planteada.

En este sentido, es importante analizar la evidencia internacional, de planes ambientales similares y la importancia del criterio económico en la toma de decisiones. En general, las agencias regulatorias deben reducir los riesgos de la población de manera eficiente. Así por ejemplo, Viscusi y Hamilton (1996) señalan que las agencias gubernamentales norteamericanas emplean grandes sumas de dinero en la mitigación de poco riesgo. Esto se conoce como el fenómeno 90:10, es decir, la sociedad emplea el 90% de sus recursos para lograr el último 10% de beneficios de reducción de riesgos. Tengs y Graham (1996) sugieren que al expandir aquellas intervenciones que son más costo-efectivas y contrayendo otras, se pueden salvar más del doble de vidas que las que actualmente se salvan por medio de intervenciones o políticas.

II. METODOLOGÍA

El presente estudio se llevó a cabo usando básicamente la siguiente metodología:

- Revisión y análisis de la literatura económica sobre contaminación, evaluación de efectos en salud y los COPs en Chile;
- Análisis Costo-Beneficio para cuantificar el daño ocasionado por los COPs.

III. CARACTERISTICAS GENERALES DE LOS COPS

3.1 TIPOS DE COPS

Los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs, en inglés *Persistent Organic Pollutants*, acrónimo POPs) son químicos de gran estabilidad que se acumulan en altas concentraciones en los tejidos grasos de los animales, por lo que se integran en la cadena alimenticia. Por esto, reviste un gran riesgo ambiental que puede tener importantes e inciertas consecuencias en el ecosistema, la salud humana. Algunos posibles efectos son el cáncer, alteración del sistema inmunológico y reproductivo, afectando los procesos de desarrollo de las personas, en especial de los niños, ya que poseen menor tolerancia a los niveles de contaminación y son vulnerables a la transmisión de los COPs a través de la leche materna (UNEP –2002).

Su clasificación incluye dos principales tipos: Organoclorados (OCs) y los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs). Los primeros son casi todos de fabricación antropogénica. En algunos casos por ejemplo, el gas Clorino, el cual es muy reactivo, venenoso, pero que se encuentra escasamente en la naturaleza, al combinarse con compuestos orgánicos da origen a Organoclorados.

Casi 11 mil diferentes Organoclorados se fabrican o producen para usos tan variados que van desde pesticidas tales como el DDT y Clordano, insecticidas tales como Toxafeno y Mirex, hasta plásticos, pasta dental, enjuagues bucales y solventes. El uso y producción de los OCs genera una ingente cantidad de otros Organoclorados no deseados. Hay que considerar también su presencia en los residuos industriales y en los PCBs presentes en antiguos transformadores eléctricos o presentes en la combustión de residuos. En resumen, los Contaminantes Orgánicos Persistentes son químicos cuyas principales características son (UNEP 2002):

- Extremadamente estables y persistentes en el ambiente
- Bioacumulables en organismos ya que son solubles en grasas por lo que difunden en la cadena alimenticia
- Tóxicos para humanos y animales
- Transportados en el ambiente a través de largas distancias desde la fuente de origen

Dada la evidencia de que los COPs son transportados hacia regiones en donde jamás han sido usados o producidos, la comunidad internacional decidió en 1997 generar las instancias necesarias para el establecimiento de una Convención que sirviera como referente y tuviera las herramientas legalmente vinculantes para reducir o eliminar 12 COPs, identificados en la decisión ejecutiva 19/13C del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). La lista inicial contenía nueve pesticidas y los PCBs (usados principalmente en equipos eléctricos), y dos subproductos no intencionales de sustancias químicas y/o procesos térmicos/combustibles (Dioxinas y Furanos). El ejecutivo de la UNEP también pedía que se implementaran criterios y procedimientos para identificar otros posibles agentes que clasificaran como COPs. Por ello, es posible que en el futuro se agreguen nuevos compuestos a la lista inicial.

A pesar de lo anterior, en el mercado y en el uso domestico existen, en diferentes ponderaciones, ciertas clases de contaminantes orgánicos persistentes, muchos de los cuales a pesar de que en la actualidad no se fabrican o comercializan, están presentes en estructuras, edificaciones o son subproductos de reacciones químicas entre compuestos atmosféricos. Hay que hacer notar que los pesticidas clasificados actualmente como COPs comenzaron a ser usados en gran escala después de la Segunda Guerra Mundial, en la agricultura y control de vectores de enfermedades humanas. Un cuadro resumen se presenta en la Tabla 1.

TABLA 1. Tipo de compuesto COP y su uso.

Químicos	Uso
Hexaclorobenceno (HCB), Endrin, Mirex, Toxafeno, Clordano, Heptacloro, DDT, Aldrin, Dieldrin.	Plaguicidas
Bifenilos Policlorados (PCBs), Hexaclorobenceno (HCB).	Sustancias químicas industriales
Dioxinas y Furanos.	Productos secundarios no intencionales que resultan de la fabricación del polivinil cloruro (PVC) u otros.

Fuente: elaboración propia basado en informe UNEP (2002) y Ship (1997)

3.2 PRINCIPALES FUENTES DE EMISIÓN

Es necesario tener conocimiento del origen de los contaminantes, de forma de tener control sobre su propagación y en consecuencia minimizar los efectos en la salud. Las principales fuentes emisoras y la actividad que genera estas emisiones se presentan en la Tabla 2.

TABLA 2. Principales fuentes de origen de los COPs y relación con sectores económicos.

Fuente Emisora	Actividad económica
Incineración de residuos	Industrias (cemento, celulosa, minera y metalúrgica) y hospitales.
Aislante térmicos presentes en generadores eléctricos antiguos	Fabricas, sitios públicos
Pesticidas	Agricultura, silvicultura, ganadería.

Fuente: elaboración propia basada en informe UNEP 2002 y CONAMA 2004

Respecto a los incineradores, se estima una cifra a nivel mundial del orden de 2,5 millones ton/año de residuos sólidos industriales, de los cuales un 5% correspondería a residuos peligrosos, y de 30 mil ton/año la producción de residuos sólidos hospitalarios. Se debe considerar que, según establece la Norma Chilena de Emisión para Incineración y Coincineración de residuos, la incineración es una técnica apropiada para el tratamiento de residuos, principalmente para la fracción orgánica y combustible, reduciendo considerablemente el volumen y la peligrosidad de estos.

Los pesticidas pueden provenir de aquellos almacenados en condiciones poco adecuadas o simplemente aquellos que son desechados al estar vencida su fecha de aplicación. Esto último dado que en nuestro país el uso de estos productos químicos se encuentra prohibido. Se debe contemplar, como se ha señalado, el efecto de largo plazo de los COPs, por lo que la cadena alimenticia puede estar afectada por el uso de plaguicidas en un pasado lejano, ya que en Chile muchos de estos químicos contaminantes fueron usados en las décadas del '60, '70 y principios de los '80. Algunos de los posibles efectos en la salud de los COPs en altas concentraciones se presentan en la Tabla 3.

TABLA 3. Posibles efectos en la salud de algunos COPs y casos informados.

Contaminante	Efecto Probable	Casos reportados
PCBs	Agente cancerígeno, afecta el sistema inmunológico y reproductivo, efecto neurotoxológico, tóxico para el hígado.	Basado en estudios en animales. En accidente en Japón se afectó el peso al nacer y desarrollo posterior de infantes.
DDT	Probable agente cancerígeno, interrumpe el metabolismo hormonal, afectando el sistema nervioso, inmunológico y reproductivo	Sobre la base de estudios en animales y de reportes en personas expuestas por labores agrícolas
Toxafeno	Posible agente cancerígeno, efectos sobre el riñón y el hígado.	Basado solo en estudios en animales
Dioxinas y Furanos	El más tóxico es el 2, 3, 7, 8,-TCDD. La exposición aguda provoca cloracne, pérdida de peso, efectos en la glándula thymus y muerte. Las exposiciones de largo plazo causan daño al hígado, pérdida de peso, afectando el sistema, inmunológico y reproductivo, interrumpe el metabolismo y el normal desarrollo.	Basado solo en estudios en animales. Exposiciones humanas por accidentes en Seveso, Italia y en Vietnam han causado cloracne.

Fuente: CINE Newsletter 3, 1, Winter 1997: 9; DIAND: 1997; James Bay Mercury Committee, 1995:16; E.A.G.L.E. Project Factsheets, 8-15; Levin:1988:33-34.

3.3 ALGUNOS TÓPICOS DE LEGISLACIÓN SOBRE COPS

Aunque el uso de los COPs es restringido o prohibido en la mayoría de los países desarrollados, estos son fabricados en estos mismos y exportados a algunos países en vías de desarrollo, con lo que se fomenta su utilización. El inventario desarrollado en nuestro país entregó información sobre la localización, las cantidades y condiciones de almacenamiento de los plaguicidas caducados; de forma complementaria, es necesario presentar la situación legal actual de los COPs en el país. La Tabla 4 resume este punto.

TABLA 4. Uso y contexto legal de COPs en Chile.

Producto	Usos principales	Situación legal en Chile
DDT	Insecticida del suelo en praderas, hortalizas, papa	Resolución SAG N° 639 de 1984.
Dieltín	Control de insectos del follaje, frutales, hortalizas y chacras	Resolución SAG, N° 2.142 de 1987.
Endrín	Control de insectos del suelo en poroto, maíz, maravilla, tomate, trigo, cebada y remolacha	Resolución SAG, N° 2.142 de 1987.
Heptacloro	Control de un amplio espectro de insectos del suelo.	Resolución SAG, N° 2.142 de 1987.
Clordano	No existe información de uso desde 1985.	Resolución SAG, N° 2.142 de 1987.
Aldrín	Control de insectos del suelo en raps, maíz, trigo, poroto y especies forrajeras	Resolución SAG, N° 2.003, de 1988.
Toxafeno	No existe información de uso desde 1985.	Resolución SAG N° 2.179 de 1998.
Hexa clorobenceno	No existe información de uso desde 1985.	Resolución SAG, N° 90 de 2002.
Mirex	No existe información de uso desde 1985.	Resolución SAG, N° 91 de 2002.
PCBs	Fluido dieléctrico en transformadores, condensadores y otros equipos eléctricos.	Resolución Exenta N° 610 de 1982 de la Superintendencia de Servicios Eléctricos y Gas. Circular N° 2 C/152 d 1982 del Ministerio de Salud

Fuentes: Inventario Nacional de Plaguicidas Caducados COPs (2004) y Análisis de Legislación Vigente sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes y Desarrollo de Propuestas Normativas (2004)

Por lo que se puede apreciar, a pesar de estar prohibida su aplicación en el país, en el caso del DDT, Dieltín, Endrín Heptacloros y Aldrín, existe certeza de su uso en el pasado reciente. Específicamente, dichos compuestos fueron aplicados en cultivos de alto consumo, por lo que las personas que alguna vez estuvieron expuestas a su acción podría ser una cantidad significativa, más allá de los operarios que manipularon directamente dichos compuestos.

Hay que hacer notar que el *Convenio de Estocolmo* apunta medidas que implican eliminar una lista inicial de doce COPs prioritarios, la “docena sucia” la cual incluye los nueve señalados antes, aparte del Mirex (que se encuentra en plaguicidas) y de los subproductos Dioxinas y Furanos.

En nuestro país, hasta la fecha, se ha prohibido la importación, fabricación, distribución, venta y uso de todos los plaguicidas insertos en el Convenio de Estocolmo, incluido el hexaclorobenceno, aunque existen aún productos que contienen COPs (transformadores eléctricos antiguos y plaguicidas vencidos que se encuentran almacenados en condiciones diversas).

IV. CARACTERIZACIÓN DE LOS COPs EN CHILE

En el presente capítulo se presenta una revisión con los aspectos más relevantes de los diferentes estudios sobre COPs realizados en el marco del proyecto GEF/UNEP “Desarrollo de un Plan de Implementación para la Gestión de los Contaminantes en Chile”. El objetivo fundamental de este análisis, es poder utilizar la información relevante generada por éstos informes, y señalar explícitamente futuros avances requeridos en la evaluación y seguimiento económico del plan de implementación.

4.1 SITIOS CONTAMINADOS CON COPs

En el marco del proyecto GEF-UNEP se elaboró una metodología para la implementación de un catastro periodico de sitios contaminados con COPs. Dicho estudio (de carácter teórico) fue elaborado en base a antecedentes internacionales respecto de aquellos rubros industriales que mas probablemente están asociados a la generación de sitios contaminados con estas sustancias.

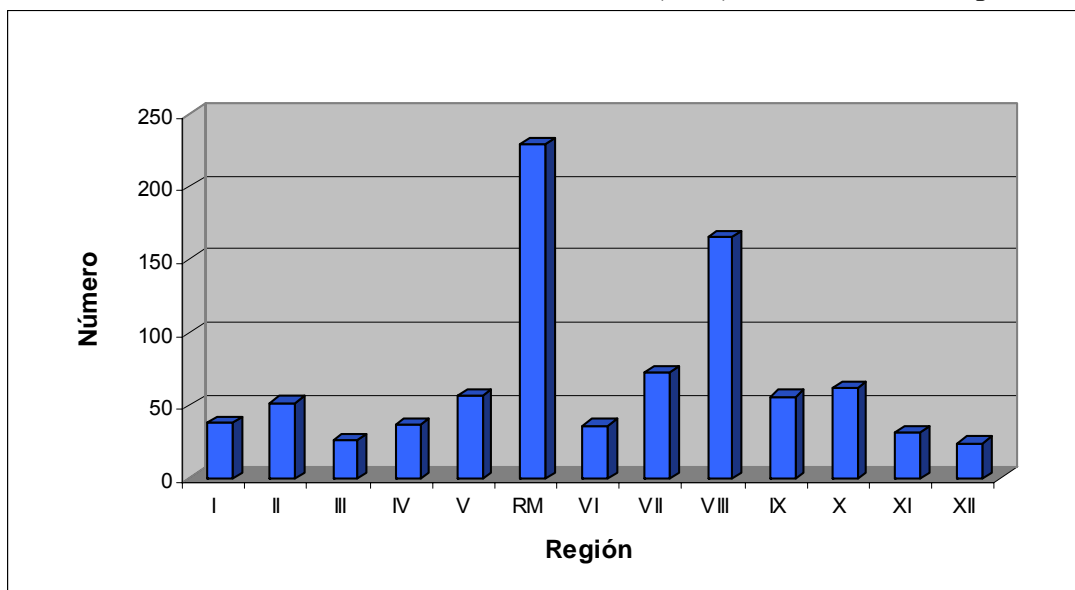
4.1.1 Identificación de SPC² con COPs en Chile

La ejecución del estudio permitió identificar alrededor de 900 sitios con potencial presencia de COPs. Entre los rubros presentes en este catastro se incluyó:

- Fundición de hierro y acero
- Fabricación de cemento, cal y yeso
- Fabricación de ladrillos y tejas
- Fabricación de productos de cerámica no refractaria para uso no estructural
- Mezclado de asfalto
- Fabricación de equipos eléctricos
- Fabricación de plaguicidas y otros productos químicos de uso agropecuario
- Fabricación de motores, generadores y transformadores eléctricos
- Secado de arena para uso industrial
- Crematorios
- Incineración de cadáveres de animales

En la Figura 1 se presenta la distribución nacional de los sitios con potencial presencia de contaminantes COPs identificados en cada región del país.

² Sitio con potencial presencia de COPs

FIGURA 1. Sitios Potencialmente Contaminados (SPC) con COPs a nivel país.

Fuente: Proyecto Levantamiento de sitios contaminados con COPs.

Paralelamente a este estudio, se efectuaron dos proyectos complementarios. Uno de ellos estaba orientado a la identificación de fuentes de emisión de dioxinas y furanos, mientras que el segundo se enfocó a catastrar transformadores con contenido de PCBs. Los resultados de ambos estudios fueron incorporados al catastro nacional antes referido, y sus principales resultados se presentan más adelante.

Se debe tener presente que el catastro considera sitios con potencial presencia de COPs, lo que no necesariamente implica que se trate de sitios contaminados. Para que esto último ocurra deben coincidir al menos dos situaciones claves: primero, que efectivamente exista presencia del contaminante en el suelo o agua subterránea y, segundo, que dicha presencia genere riesgos para los recursos a proteger (salud de la población o el ecosistema en general).

4.1.2 Etapas del inventario de SPC

A continuación se presentan brevemente las etapas llevadas a cabo para realizar el inventario de SPC.

Etapas I: Identificación de los SPC

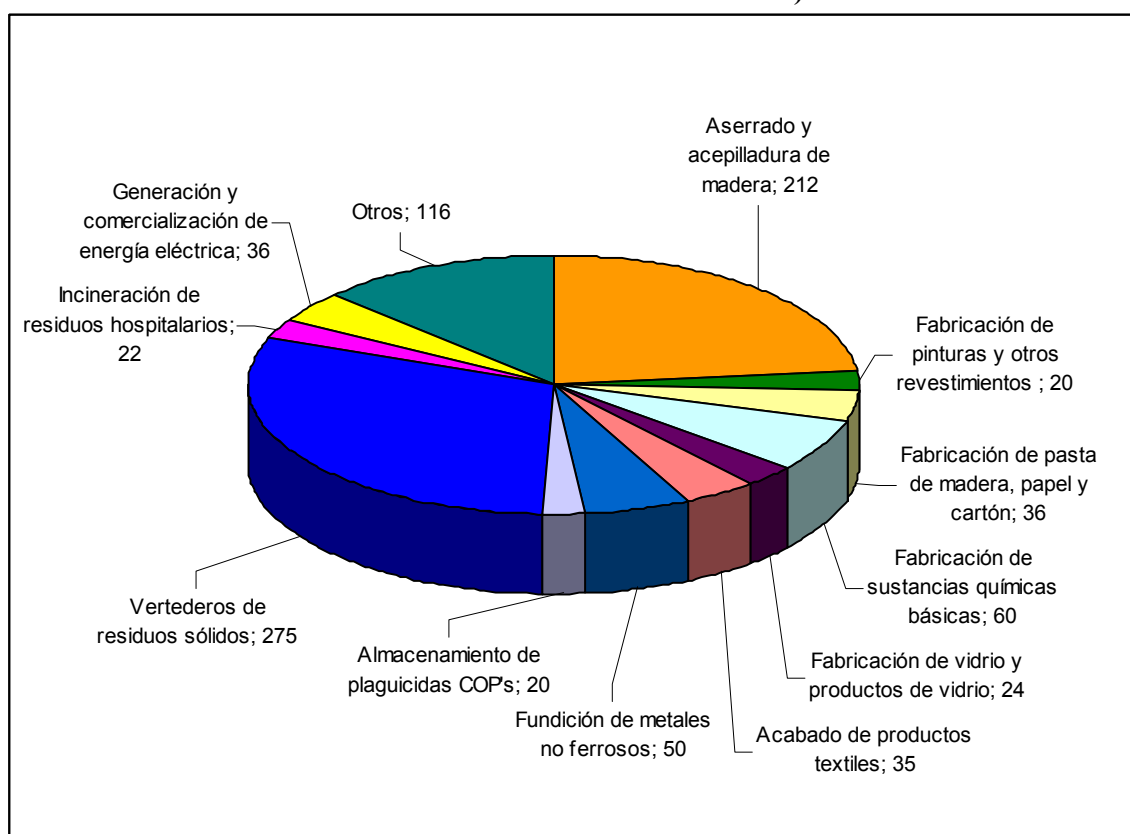
El inventario o catastro de SPC fue elaborado a partir de la recopilación de las actividades con potencial presencia de COPs existentes en el territorio nacional. Para ello, se listaron las actividades industriales y comerciales potencialmente emisoras de COPs junto con las actividades de disposición de residuos. La información utilizada para el desarrollo del listado, con su fuente y año se detalla en la Tabla 5.

TABLA 5. Información recopilada para el levantamiento de SPC en el país

Tipo de información	Fuente
Directorio de establecimientos industriales a nivel Nacional	Instituto Nacional de Estadísticas, 2000
Vertederos Ilegales de la Región Metropolitana	Chile-GORE, 2002
Empresas relacionadas con el rubro de la madera	Servicio Agrícola y Ganadero, 2001
Destinatarios autorizados de residuos industriales	SESMA, 2002
Vertederos de residuos domiciliarios	CONAMA, 2001

Fuente: Proyecto Levantamiento de sitios contaminados con COPs.

En la Figura 2 se puede observar que los sectores de vertederos y aserraderos son aquellas categorías con el mayor número de SPC. En la categoría de otros, donde figuran las actividades con menos de 20 sitios (y no por ello menos importantes) se encuentran 17 categorías, las cuales se detallan en la Tabla 6.

FIGURA 2. Número de Sitios Potencialmente Contaminados con COPs (considerando las actividades con 20 o más sitios involucrados).

Fuente: Elaboración propia en base a proyecto de levantamiento de sitios contaminados con COPs (CONAMA, 2004)

TABLA 6. Actividades que pertenecen a la categoría “otros” (menos de 20 SPC con COPs).

Actividad Potencialmente Contaminante	Cantidad
Fundición de hierro y acero	19
Fabricación de cemento, cal y yeso	12
Fabricación de ladrillos y tejas	10
Fabricación de productos de cerámica no refractaria para uso no estructural	12
Mezclado de asfalto	12
Curtido y adobo de cueros	10
Fabricación de otros tipos de equipo eléctrico n.c.p.	12
Fabricación de plaguicidas y otros productos químicos de uso agropecuario	2
Fabricación de motores, generadores y transformadores eléctricos	8
Secado de arena para uso industrial	1
Crematorios	5
Incineración de cadáveres de animales	3
Transporte por vía férrea	1
Otros tipos de transporte regular de pasajeros por vía terrestre	1
Fabricación de productos primarios de hierro y acero	1
Fabricación de productos de horno de coque	1
Actividades de tipo servicio relacionadas con la extracción de petróleo y de gas, excepto las actividades de prospección de minerales	1

Fuente: Proyecto Levantamiento de sitios contaminados con COPs.

Del total de sitios con potencial presencia de COPs sólo el 8,7 % correspondió a actividades vinculadas con la presencia de PCB's (ya sea almacenada o en uso) mientras que el resto (91,3%) corresponden a fuentes de dioxinas y furanos.

Etapa II: Selección de las comunas prioritarias

En la metodología para la selección de las comunas se utilizaron tres criterios:

- Cantidad de SPC existente en la comuna (estudio teórico),
- Cantidad de receptores (número de habitantes en la comuna) y
- Variabilidad nacional, es decir, comunas de distintas partes de la nación.

El procedimiento de búsqueda seleccionó las regiones con mayor cantidad de SPC con COPs dentro del territorio nacional. La región con mayor cantidad de SPC con potencial presencia de COPs resultó ser la Región Metropolitana (RM) con un total de 229 sitios, seguido por la VIII (166), VII (72) y X (62) Regiones (Figura 1).

Una vez definidas las regiones con mayor cantidad de SPC con COPs, se repitió el mismo procedimiento a escala comunal, para así seleccionar las comunas prioritarias del país en cuanto a número. Para la Región Metropolitana el procedimiento dio como resultado a dos comunas prioritarias: Santiago y Quilicura.

De manera de cumplir con los otros criterios (variabilidad a nivel nacional y tamaño de la población potencialmente afectada), se procedió a seleccionar adicionalmente otras tres

comunas. Así, la comuna de Talcahuano quedó incluida debido al alto número de SPC con COPs identificados. Posteriormente se agregaron las comunas de Temuco y Antofagasta.

Así, las cuatro comunas seleccionadas fueron las siguientes: Antofagasta (II), Quilicura (RM), Talcahuano (VIII) y Temuco (IX). Una vez definidas las cuatro comunas piloto, el siguiente paso consistió en priorizar los SPC dentro de la comuna. Lo anterior, con la finalidad de visitar en terreno los SPC y obtener información adicional (hasta aquí la información recabada era sólo teórica).

Etapas III: Primera Priorización

Se elaboró un mapa de vulnerabilidad o de susceptibilidad de la población y biota a sufrir daño como consecuencia de la exposición a los COPs en cada una de las comunas pilotos. El mapa permitió orientar la fase de inspección sobre aquellos sitios que se encontraron en las áreas más vulnerables. Por otro lado, se recogieron las opiniones del Servicio de Salud sobre antecedentes de sitios con sospecha de contaminación.

4.1.3 Modelos de dispersión

En el informe en revisión, se trató de identificar y priorizar los sitios con potencial presencia de COPs. Sin embargo, el problema mayor surge cuando se desea saber la ubicación de los sitios comprobadamente contaminados sin contar con evidencias cuantitativas sobre la presencia de COPs en un sitio particular. Para ello, en el estudio, se propusieron algunas herramientas adicionales para estimar zonas con mayor probabilidad de estar contaminados con COPs.

Para evaluar la posibilidad de usar herramientas de análisis adicionales a la ficha de inspección utilizada en terreno, el estudio presentó una recopilación de los principales modelos de dispersión de contaminantes (con características semivolátiles) en el aire y en menor grado en el suelo. De esta manera, se puede estimar con mayor precisión la ubicación de las áreas con mayor probabilidad de estar contaminados con COPs, permitiendo orientar la determinación de los puntos de muestreo y las zonas de mayor riesgo³.

Para conocer la dinámica de la dispersión de los contaminantes referidos al aire, suelo y agua, es necesario conocer el clima y la aproximación a la meteorología del sitio que se desea evaluar. Para ello, se debe estudiar la disponibilidad de los datos provenientes de estaciones meteorológicas cercanas.

La información necesaria para una evaluación sitio específica es la siguiente:

³ Específicamente, una de las aplicaciones de los modelos en el campo de la evaluación de riesgos, es el cálculo y la visualización de la distribución estimada de datos puntuales mediante el uso de algoritmos. Esto requiere en primer lugar, de la caracterización del sitio, mediante el levantamiento de información de los contaminantes presentes, su concentración, el grado de migración y distribución en distintas fases, como también de las características del medio, los cuales determinarán las condiciones de la pluma de migración y la selección de zonas de mayor o menor riesgo.

- Características climáticas: velocidad y dirección del viento, distribución espacial de las precipitaciones y temperaturas máximas.
- Características geomorfológicas del sitio (principalmente topografía, hidrología superficial y subsuperficial)
- Características de la Fuente de emisión: altura de la chimenea, tipo de combustión, entre otras.

Como veremos más adelante, el conocimiento de la dinámica de los contaminantes en un medio es fundamental para evaluar el riesgo sobre el medio ambiente y la población humana, y de aquí poder estimar valoraciones económicas relevantes. Los modelos señalados en el estudio, permiten simular la dispersión del contaminante y evaluar el impacto ambiental de un determinado proceso de transporte (aire, agua). Los modelos consideran: datos de las fuentes emisoras, datos geográficos, datos meteorológicos y datos de monitoreo. Adicionalmente, los resultados de la aplicación de modelos de dispersión permiten realizar un análisis gráfico y estadístico de la predicción de distribución de contaminantes (análisis cualitativo). Sin embargo, a pesar de la importancia de poder generar estimaciones cuantitativas a través de dichos modelos, a la entrega de éste informe no se contó con los resultados cuantitativos de los distintos modelos de dispersión a generarse por área geográfica y tipo de COPs.

4.1.4 Recuperación de sitios contaminados

Las conclusiones del informe, apuntan la existencia de tres puntos calientes o *Hot Spots* en el país, lo que se resume en la Tabla 7.

TABLA 7. Potenciales fuentes contaminantes asociadas a *hot spots*.

<i>Hot Spots</i>	Potenciales contaminantes
Vertederos Ilegales de Residuos Sólidos (VIRS)	Tambores con aceites, transformadores caducados y cenizas volantes, entre otros, como también ciertas actividades ilegales, como la quema de basura orgánica en estos sitios.
Actividades económicas no formales (artesanales)	Ladrilleras, recicladoras de chatarra y pequeños aserraderos, entre otros.
Operarios de las distintas actividades potencialmente contaminantes.	Incineración de residuos hospitalarios, aserraderos que en el pasado emplearon el químico pentaclorofenol como preservante

Fuente: Proyecto Levantamiento de sitios contaminados con COPs.

Los sectores más afectados, dado el resultado del catastro son principalmente, trabajadores de la industria de aserraderos, de ladrilleras y los que participan en la quema de diversos tipos de residuos. Desde el punto de vista de los efectos indirectos, estos mismos agentes serían afectados en caso de aplicar medidas de restricción de operación o cierre de sus fuentes laborales. Además de considerar posibles futuras limitaciones en la capacidad productiva de estas personas, fruto de su exposición a dichos compuestos nocivos.

El inventario señala que los métodos de saneamiento más comunes, para tratar sitios contaminados con sustancias COPs son, la incineración, el procesamiento químico y los

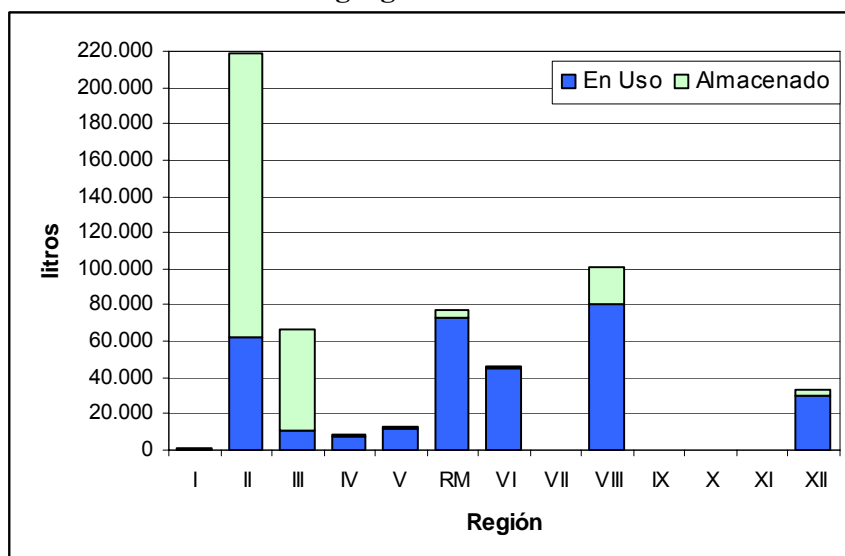
rellenos sanitarios de seguridad. Aunque también se produzcan subproductos dañinos potencialmente durante el proceso de tratamiento, lo que implica seguir iterando en el proceso de limpieza. Por ejemplo, se apunta que existe un riesgo potencial en los rellenos de seguridad, de que los sellos se desgasten con el tiempo, con la consecuente fuga de los materiales peligrosos hacia el ambiente. Otras técnicas son demasiado específicas y el proceso de remediación es lento y costoso.

Muy pocas técnicas recuperan el suelo, que se aplican con ciertas restricciones de tipo de suelo. Se menciona en el inventario que actualmente en el país, las tecnologías disponibles son escasas o casi nulas, por lo que las tecnologías deben ser aplicadas según a los requerimientos específicos del problema y de los objetivos a lograr de recuperación del sitio que sea costo-efectiva para el país. Por ello, no existe una técnica general que pueda ser aplicada en todos los sitios, dada la amplia variabilidad en su estructura y textura, a lo largo de los sitios contaminados del país.

Respecto a los costos de remediación de sitios potencialmente contaminados con COPs, y en conjunto con las respectivas técnicas anteriores, el proceso de mejoramiento y/o recuperación de suelos debe considerar otras variables. Obedeciendo a las diferentes características edafoclimáticas, los costos promedios de remediación son variables. Los factores más relevantes a considerar son el personal, insumos, movimientos de tierra, preparación del área, costos de la tecnología seleccionada (arriendo o adquisición de equipos), costos de sondeos para pozos de observación y pozos de saneamiento, caracterización del contaminante y del sitio, monitoreo de las medidas puestas en práctica, entre otros

4.2 RESULTADOS DEL ESTUDIO SOBRE PCBs

A continuación se presentan los principales resultados del informe titulado “Inventario Nacional de PCBs”. En la Figura 3 se presenta la distribución geográfica de PCBs en nuestro país.

FIGURA 3. Distribución geográfica de PCBs en Chile.

Fuente: Elaboración propia en base al Inventario Nacional de PCBs.

Se estima que en Chile existen aproximadamente 565 mil litros de este tipo de compuesto, de los cuales del orden del 43% estaría almacenado y el otro 57% en operación, encontrándose casi un 40% se encuentra en la II Región.

El proceso de eliminación de los equipos que actualmente utilizan estos compuestos es complejo, dada la alta inversión que el privado debe realizar en ella. Esto dado tanto por el reemplazo y retiro del equipo que emplea el contaminante orgánico persistente, como por la limpieza y descontaminación de los sitios que podrían haber sido contaminados. Se indica que la eliminación final de los PCBs (aceites, equipos, material impregnado con PCBs, etc.) es la incineración en sistemas especialmente diseñados para tal propósito y que consideren control de la operación y de las emisiones.

Los resultados de las muestras para el análisis de PCBs indicaron concentraciones por debajo de los niveles de referencia de toxicidad (*screening levels*) en concentraciones susceptibles de causar riesgo.

4.3 RESULTADOS DEL ESTUDIO SOBRE DIOXINAS Y FURANOS

En esta sección se presentan los principales resultados del Inventario de Dioxinas y Furanos, trabajo que representa el primer esfuerzo para determinar las cantidades potenciales de dioxinas y furanos liberadas al ambiente en Chile, y que fue llevado a cabo por la Universidad de Concepción.

4.3.1 Principales resultados

De acuerdo con la información reunida, se realizó un análisis de los resultados mediante la jerarquización de las liberaciones por categoría, región y vía de liberación. En la Tabla 8 se presenta la emisión al ambiente según las diferentes categorías consideradas.

TABLA 8. Emisiones por categoría a nivel nacional.

	Categorías	Liberación (g EQT/año)	Participación (%)
1	Incineración de desechos	15,239	17,8
2	Producción de metales ferrosos y no ferrosos	2,828	3,3
3	Generación de energía y calefacción	19,170	22,4
4	Producción de productos minerales	0,292	0,3
5	Transportes	2,794	3,3
6	Procesos de combustión incontrolados	31,905	37,3
7	Producción y uso de sustancias químicas y bienes de consumo	10,834	12,7
8	Varios	0,027	0,0
9	Evacuación / terraplén	2,519	2,9
Total país		85,608	100,0

Fuente: Inventario nacional de Dioxinas y Furanos.

De acuerdo a la tabla anterior, las liberaciones de las categorías “Incineración de residuos”, “Generación de energía y calefacción”, “Procesos de combustión incontrolados” y “Producción y uso de sustancias químicas y bienes de consumo” son las más significativas.

El principal aporte de la Categoría N° 1 lo realiza la subcategoría “Incineración de desechos médicos”. Los hospitales del país, que realizan una quema de residuos, no poseen ningún tipo de control. En tanto, la incineración regulada con doble cámara de combustión, es una práctica aislada en el país, concentrándose en 3 empresas de la Región Metropolitana y la VIII Región.

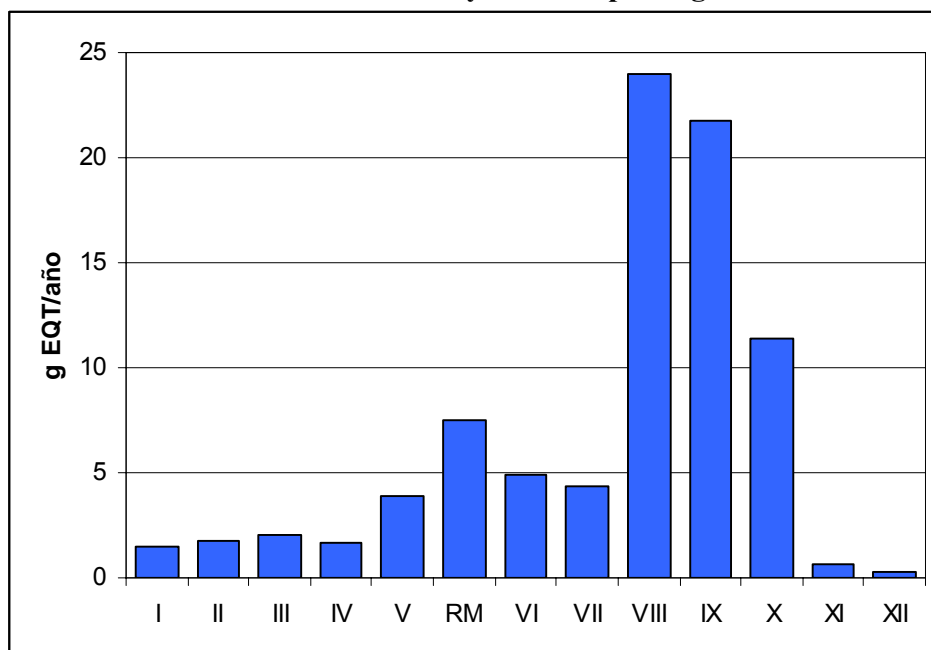
Las mayores liberaciones de la Categoría N° 3 corresponden a la subcategoría “Calefacción doméstica y cocina con biomasa”. En este aspecto, las liberaciones más significativas se encuentran en las Regiones VII, VIII, IX y X.

En la Categoría N° 6 destaca la subcategoría “Quema de residuos agrícolas”, que aporta sobre el 50% de las liberaciones de la categoría. Se observa que las regiones VIII y IX concentran el mayor porcentaje de liberaciones, coincidiendo con la zona de mayor actividad agrícola nacional.

La importancia de la Categoría N° 7 corresponde la subcategoría “Fábricas de celulosa y papel”, centrando su liberación en la VIII Región, centro neurálgico de las empresas más importantes del rubro.

A continuación, en la Figura 4 se presenta la emisión al ambiente según la región correspondiente.

FIGURA 4. Emisiones de Dioxinas y Furanos por región.

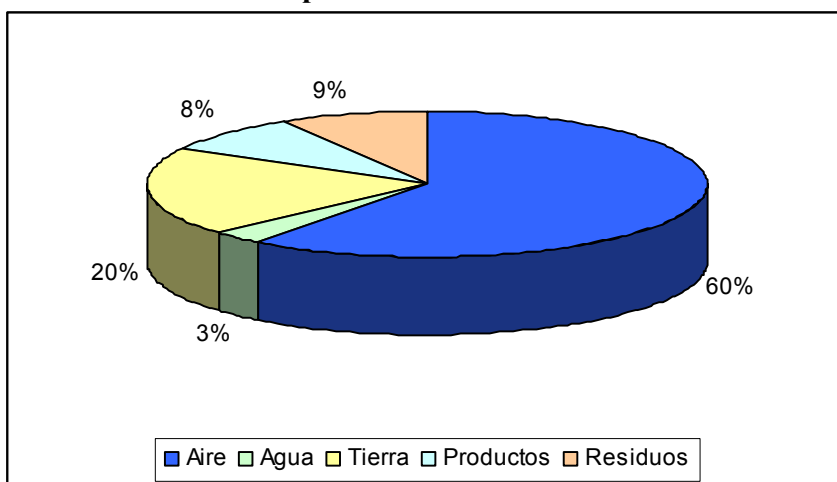


Fuente: Elaboración propia basado en el Inventario nacional de Dioxinas y Furanos.

Como se aprecia en la gráfica anterior, la liberación se concentra en la zona centro-sur del país, entre la V y la X Región, sobresaliendo las Regiones VIII, IX y X principalmente, debido a la actividad agrícola y forestal, lo que genera liberaciones por concepto de incendios forestales, quemas agrícolas y forestales, industrias de celulosa y papel, además de la combustión de biomasa a nivel residencial e industrial, debido a la disponibilidad de estos recursos.

A continuación, en la Figura 5 se presentan las emisiones de acuerdo a la vía de liberación.

FIGURA 5. Emisiones por vía de liberación a nivel nacional.



Fuente: Elaboración propia basado en el Inventario nacional de Dioxinas y Furanos.

Respecto a las diferentes vías de liberación, la figura anterior permite concluir que la principal vía de emisión corresponde al aire. Esto se debe, principalmente, a los procesos de incineración de residuos médicos, que contribuyen con el 50% aproximadamente de las liberaciones al aire a nivel nacional; calefacción doméstica y cocina con biomasa con un 20%; generación de energía en centrales de biomasa y procesos de combustión incontrolados, con alrededor del 10% cada uno.

4.3.2 Propuestas para el Plan de Acción

En el estudio se definen estrategias a nivel nacional de corto, mediano y largo plazo, con el objetivo de “reducir la presencia de dioxinas y furanos en el medio ambiente y alimentos”

Con estas estrategias se pretende crear una conciencia nacional y entregar información a la comunidad sobre la problemática asociada a las liberaciones de dioxinas y furanos, como también crear programas de reducción de liberaciones.

Las medidas propuestas a corto y mediano plazo (cinco años) se resumen a continuación:

- Talleres de información a empresas e instituciones;
- Información y educación a la comunidad;
- Obtención de los recursos para la implementación del Plan de Acción de Reducción de Dioxinas y Furanos (PPARDF), tanto a nivel nacional como internacional.
- Desarrollo de investigación incentivada por el gobierno

Las medidas propuestas a largo plazo (diez años) se resumen a continuación:

- Medidas de control de las liberaciones;

- Formulación de leyes que regulen las liberaciones, a nivel de liberaciones gaseosas, liberaciones en efluentes líquidos, contaminación del suelo, contaminación en productos químicos y contaminación de alimentos.
- Mejoramiento y mantención de inventarios, a través de
 - establecer un programa de monitoreo en las fuentes de liberación;
 - implementación de un Laboratorio Nacional de medición; y
 - crear canales de obtención de información
- Evaluación de la efectividad de las medidas;
- Examen de los resultados de las estrategias

4.4 INFORME SOBRE PLAGUICIDAS CADUCADOS

A continuación se presenta un resumen de lo recopilado en el informe sobre plaguicidas caducados llevado a cabo en el marco del Programa.

4.4.1 Antecedentes sobre los plaguicidas caducados

Los plaguicidas caducados se definen como todas aquellas existencias de plaguicidas que ya no pueden ser usadas para su fin original o para cualquier otro, por motivos tales como: prohibición de uso, deterioro o alteración de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, vencimiento, o por cualquier otro por el cual se considere que el producto ya no es apropiado para ningún uso ni puede ser fácilmente modificado para volver a ser útil.

Los plaguicidas caducados representan riesgos para las personas, los animales y el medio ambiente que en ocasiones son mayores a los que ofrecen los productos que se encuentran vigentes. Entre los plaguicidas caducados se encuentran aquellos que han sido prohibidos o cuya circulación está limitada considerablemente debido a su alta toxicidad o a su persistencia en el medio ambiente. Los productos sin etiquetar y los plaguicidas que se han transvasado a recipientes sin nombre, pueden confundirse con otras sustancias, como productos de limpieza e incluso bebidas. Los envases con fugas y los plaguicidas que se derraman pueden liberar vapores nocivos y entrar en contacto con otro tipo de materiales, como alimentos, ropas y muebles pudiendo causar graves problemas para la salud humana o de animales.

4.4.2 Problemas a la salud humana

Cuando los plaguicidas se almacenan incorrectamente, ponen en riesgo la salud de las personas que se encuentran en las proximidades, aunque éstas no manipulen directamente los productos. Los efectos tóxicos de la exposición pueden ser graves, de corto plazo o agudos y de largo plazo o crónicos.

Al eliminar las existencias de plaguicidas caducados de una manera inocua para las personas, se elimina el riesgo de afectar la salud humana por exposición a estos productos, disminuyendo las enfermedades asociadas a estas sustancias.

4.4.3 Problemas al medio ambiente

Los envases que por almacenamiento prolongado en condiciones poco adecuadas se han deteriorado, o bien los envases abiertos almacenados, pueden sufrir pérdidas de contenido, las cuales se derraman a los suelos y pueden llegar por escorrentía a las aguas superficiales o por lixiviación a las aguas subterráneas, contaminando de paso el suelo y su microfauna.

Los plaguicidas en exceso y los no degradables, pueden provocar la contaminación de la vegetación por la absorción desde los suelos o por contaminación superficial de las plantas. La vegetación contaminada puede comprender plantas cultivadas y otras fuentes de alimentación para las personas, el ganado y la fauna silvestre, de este modo se puede provocar efectos adversos aún a grandes distancias de la fuente de emisión.

4.4.4 Situación de los plaguicidas caducados a nivel mundial

Prácticamente en todos los países en desarrollo y en todas las economías en transición, hay existencias de plaguicidas caducados. En el año 2000, se estimaba que el total de existencias mundiales de plaguicidas caducados en esos países era de aproximadamente 400.000 a 500.000 toneladas. En consecuencia, si se supone un costo de eliminación de estos productos de 3 US\$/Kg, la cantidad de dinero necesario para este fin ascendería a 1.500 millones de dólares. Se han hecho grandes esfuerzos económico-financieros y de gestión para determinar las cantidades existentes de plaguicidas caducados en diversos países y proceder a la elaboración de planes de acción para su eliminación.

No existe tipo de plaguicida ni grupo de producto químico que no figure entre las existencias de caducados. Sin embargo, más del 20% de las existencias de plaguicidas caducados están constituidas por plaguicidas COPs, seguidos en número por los insecticidas organofosforados, carbamatos, piretroides sintéticos, diversos grupos de fungicidas y herbicidas, algunos productos botánicos, microbianos e incluso organometálicos, prohibidos desde hace años. Hay productos desconocidos, sin etiquetar o mezclas de productos en envases no originales o sin envasar. El estado de los envases en algunos casos es malo, provocando fugas o derrames.

4.4.5 Situación de los plaguicidas caducados a nivel nacional

En nuestro país, las condiciones de almacenamiento de los plaguicidas va desde bodegas ampliamente equipadas hasta centros de acopio al aire libre; el transporte de los productos y su manipulación muchas veces no se realiza por personas capacitadas. Cuando las condiciones de almacenamiento y de transporte no han sido las adecuadas se han generado problemas en envases, etiquetas y productos, lo que ha derivado en envases sin etiqueta o deteriorados, sin nombre y por tanto productos desconocidos, envases dañados, lo que origina pérdidas y productos alterados químicamente.

Por diversos motivos, los agricultores adquirieron cantidades de plaguicidas mayores que las necesarias para su uso de la temporada, por ello, muchos de los productos que se

encuentran caducados en los predios, corresponden a excedentes de compras que no pudieron ser utilizadas antes de la fecha de vencimiento.

Por otra parte, en Chile fueron utilizados algunos de los plaguicidas COPs en las décadas de los años '60, '70 e inicios de los '80. Posteriormente el Servicio Agrícola y Ganadero prohibió la importación, fabricación, distribución, venta y uso de estos plaguicidas. Tras dicha prohibición, no se ha realizado ningún plan de retiro de los productos, razón por la cual es posible presumir la existencia potencial de ellos en todos los lugares donde fueron utilizados (ver Tabla 4).

4.4.6 Resultados del estudio de plaguicidas COPs

De las 6.724 encuestas recepcionadas, el 70,8 % declaró no tener y nunca haber tenido plaguicidas caducados, el 17,3 % manifestó poseer plaguicidas caducados en el momento de responder la encuesta y el 11,9 % informó no tener plaguicidas caducados en la actualidad pero que sí los tuvo en el pasado. De este porcentaje, que corresponde a 800 encuestas, un 55,6 % utilizó los plaguicidas caducados, un 18,1 % los quemó, un 15,3 % los enterró, un 0,6 % los vertió al agua y un 10,4 % utilizó otros métodos para sacarlos de su lugar de almacenamiento, siendo el más común la devolución al comercializador. La cantidad total de plaguicidas caducados detectada en las encuestas recepcionadas es de 42.220 Kg.

4.4.7 Encuestas recepcionadas con plaguicidas COPs

En las tablas siguientes se describe la distribución de las encuestas recepcionadas que declaran existencia de plaguicidas COPs. En la Tabla 9 se presenta la distribución por región, en la Tabla 10 se registra la distribución por comuna y producto y en la Tabla 11 se señala las cantidades de producto por unidad productiva o económica que responde la encuesta.

TABLA 9. Encuestas recepcionadas por Región, que declaran tenencia de plaguicidas caducados COPs.

Región	N° de encuestas			Cantidad de COPs (Kg)
	Realizadas	Con caducados	con COPs	
I	25	3	0	0,0
II	54	7	0	0,0
III	126	26	0	0,0
IV	714	44	0	0,0
V	851	107	7	321,0
VI	515	117	1	15,0
VII	1.018	355	2	39,0
VIII	958	152	2	50,5
IX	797	106	0	0,0
X	877	127	6	86,5
XI	49	17	0	0,0
XII	16	6	0	0,0
RM	724	81	2	16,5
Total	6.724	1.162	20	528,5

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

De las 6.724 encuestas recepcionadas a nivel nacional el 17,3 % tiene plaguicidas caducados y 0,3 % declaró existencias de plaguicidas COPs, lo que corresponde a 20 sitios.

Las encuestas donde se declararon plaguicidas COPs se encuentran entre la V y X Región. En la V Región el 6,5 % de las encuestas que declararon tenencia de plaguicidas caducados, corresponden a existencia de plaguicidas COPs y en la décima el 4,7 %, siendo éstas Regiones las que tienen mayor cantidad de estos productos (321 y 86,5 Kg. respectivamente). Esto se puede explicar porque en la V Región se utilizó DDT, hasta el año 1984, para el control del gusano del tomate y en la X Región fueron usados en forma intensiva el DDT y Aldrín para el control de la cuncunilla negra y el complejo de gusanos blancos de las praderas respectivamente.

Los plaguicidas COPs Endrín, Dieldrín, Toxafeno, Mirex y Clordán no fueron detectados en las encuestas. El inventario determinó la existencia de un total de 528,5 Kg. de plaguicidas caducados COPs, distribuidos en 19 comunas entre la V y la X Región, de los cuales 81,6 % corresponde a DDT, 13,7 % a Aldrín, 3,6 % a Heptacloro y 1,1 % a Hexaclorobenceno.

TABLA 10. Localización de los puntos geográficos con plaguicidas COPs y cantidad de producto por sitio.

Producto	Región	Comuna	Cantidad (Kg)
DDT	RM	Pirque	15
		La Pintana	0,5
		subtotal	15,5
	V	San Felipe	270,5
		Santa María	35
		La Ligua	5
		Panquehue	3
		San Felipe	1
		subtotal	314,5
	VII	Sagrada Familia	25
		subtotal	25
	X	Puerto Octay	60
		Paillaco	3,5
		Puerto Montt	8
		Río Negro	5
		subtotal	76,5
	Subtotal		431,5
Aldrín	V	Algarrobo	2,5
		subtotal	2,5
	VII	Curicó	14
		subtotal	14
	VIII	Quilleco	50
		Coihueco	0,5
		subtotal	50,5
	X	Valdivia	5
		subtotal	5
	Subtotal		72

...continuación

Producto	Región	Comuna	Cantidad (Kg)
Heptacloro	V	Calle Larga	4
		subtotal	4
	VI	Pichidegua	15
		subtotal	15
	Subtotal		19
HCB	RM	La Pintana	1
		subtotal	1
	X	Los Lagos	5
		subtotal	5
	Subtotal		6
Total			528,5

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

TABLA 11. Cantidad de producto por tipo de unidad productiva o económica.

Tipo de unidad productiva o económica	Plaguicidas (Kg)				Total	%
	DDT	Aldrín	Heptacloro	HCB		
Agricultores Viables	427,5	72,0	4,0	5,0	508,5	96,21
Distribuidores	-	-	15,0	-	15,0	2,83
Lugar de almacenamiento de Instituciones públicas	3,5	-	-	-	3,5	0,66
Estaciones Experimentales	0,5	-	-	1,0	1,5	0,28
Total	431,5	72,0	19,0	6,0	528,5	100

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

El 96,2 % (508,5 Kg.) de los plaguicidas caducados se encuentra almacenado en propiedades de agricultores económicamente viables, el 2,8 % está en posesión de un distribuidor de plaguicidas, el 0,7 % está en el lugar de almacenamiento de una institución pública y el 0,3 % en bodegas de estaciones experimentales.

4.4.8 Proyecciones de sitios con plaguicidas COPs

Se proyectó, con un 3 % de error estimado, que un total de 517 agricultores viables, entre la III y X regiones, con la distribución señalada anteriormente, podrían tener plaguicidas COPs en sus dependencias, alcanzado volúmenes calculados en 15.500 Kg. (15,5 ton) (ver Tabla 12)

TABLA 12. Cantidad proyectada de sitios con plaguicidas COPs en posesión de agricultores viables.

Región	N° agricultores viables (15)	N° encuestas realizadas	N° encuestas con COPs	N° estimado de sitios con COPs
I	2.506	0	-	-
II	1.142	43	0	0
III	1.417	117	0	0
IV	8.154	675	0	0
V	12.740	803	7	111
RM	11.929	642	1	19
VI	20.438	443	0	0
VII	28.110	824	2	68
VIII	38.096	785	2	97
IX	44.300	539	0	0
X	30.442	684	5	223
XI	2.180	39	0	0
XII	1.024	0	-	-
TOTAL	202.478	5.594	17	517

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

Cabe destacar que para las regiones II y XI, el porcentaje de error con que se realizó la proyección es mayor al 3 % debido a que no se recibió el mínimo de encuestas esperadas como para considerar que la muestra es representativa con dicho porcentaje de error.

En las regiones I y XII no realizó proyección ya que, no se recepcionaron encuestas de estas regiones.

4.4.9 Caracterización de las condiciones de los plaguicidas COPS

En la Tabla 13 se presenta la descripción del número, material y estado del envase, así como características de la etiqueta de los 20 sitios con plaguicidas COPs, y en la Tabla 14 se describen las condiciones de almacenamiento de los plaguicidas COPs.

TABLA 13. Cantidad, material y estado de los envases por sitio y características de las etiquetas.

N° sitio	Producto	Cantidad (kg.)	Envase	Etiqueta
1	Heptacloro	4	1 envase de metal abierto con restos, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
2	Heptacloro	15	2 envases de cartón, 1 abierto 1 sin abrir, ambos con pérdida de producto.	2 envases con etiqueta original pero dañada.
3	Aldrin	50	1 envase no original, de metal, sin abrir, sin pérdida de producto.	Sin etiqueta.
4	Aldrin	2,5	3 envases de cartón, 2 abiertos 1 cerrado, 1 con pérdida y 2 sin pérdida de producto.	3 envases con etiqueta original.
5	Aldrin	5	1 envase de metal, abierto, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original pero dañada.
6	Aldrin	14	14 envases de cartón, sin abrir, sin pérdida de producto.	14 envases con etiqueta original.
7	Aldrin	0,5	1 envase de cartón, abierto, con pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
8	DDT	5	1 envase de cartón, sin pérdidas.	1 envase con etiqueta original
9	DDT	8	1 envase no original, de arpillera, abierto, sin pérdida de producto.	Sin etiqueta.
10	DDT	5	1 envase no original de plástico	Etiqueta no original
11	DDT	15	1 envase de cartón, sin abrir, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
12	DDT	35	1 envase de cartón, sin abrir, sin pérdidas.	Sin etiqueta.
13	DDT	3	1 envase de cartón, abierto, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
14	DDT	270,5	8 envases de plástico, 1 abierto, 7 sin abrir. 8 sin pérdida de producto.	7 envases con etiqueta original, 1 sin etiqueta.
15	DDT	1	1 envase de metal, abierto, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
16	DDT	60	1 envase no original de metal, abierto, sin pérdida de producto.	Sin etiqueta.
17	DDT	25	1 envase de cartón, abierto, con pérdidas.	1 envase con etiqueta original en otro idioma.
18	DDT	3,5	1 envase no original de cartón, abierto, sin pérdida de producto.	Sin etiqueta.
19	DDT	0,5	1 envase de plástico no original, abierto, sin pérdida de producto.	Etiqueta no original.
	HCB	1	1 envase de cartón, abierto, sin pérdida de producto.	1 envase con etiqueta original.
20	HCB	5	5 envases de cartón, sin abrir, sin pérdida de producto.	5 envases con etiqueta original.

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

De un total de 48 envases de plaguicidas caducados COPs, el 12,5 % no correspondió a los envases originales del producto. Esto se debe básicamente a que los propietarios de los productos los han transvasado para evitar pérdidas cuando se han deteriorado los envases

originales o cuando la cantidad de producto era pequeña en relación al tamaño del envase original.

Del total de envases, 66,7 % son de cartón, 20,8 % de plástico, 10,4 % metálicos y 2,1 % de otro material. Los envases de cartón en general tienen el producto dentro de una bolsa plástica. Dentro de los envases de plástico se consideran las bolsas plásticas.

Respecto del estado del envase, el 10,4 % presenta pérdida de producto. Todos los productos detectados son polvos. Las pérdidas se generan tanto cuando los envases están dañados como cuando están abiertos.

En cuanto a las etiquetas, el 83,3 % de los envases tiene etiqueta original y el 12,5 % no tiene etiqueta. De los envases con etiqueta original, el 90,0 % de las etiquetas se encuentra en buen estado, 7,5 % está dañada y 2,5 % de las etiquetas está escrita en otro idioma.

TABLA 14. Características del lugar de almacenamiento de los plaguicidas caducados COPs.

Nº sitio	Producto	Cantidad (kg.)	Características del lugar de almacenamiento
1	Heptacloro	4	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas.
2	Heptacloro	15	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas, cercana a otra producción silvoagropecuaria.
3	Aldrin	50	Bodega exclusiva para plaguicidas, en buen estado
4	Aldrin	2,5	Bodega no exclusiva para plaguicidas, en buen estado, cercana a pozos de agua, animales y otra producción silvoagropecuaria.
5	Aldrin	5	Bodega en mal estado, exclusiva para plaguicidas caducados.
6	Aldrin	14	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas, cercana a su casa.
7	Aldrin	0,5	Bodega en buen estado, no exclusiva para plaguicidas, cercana a su casa.
8	DDT	5	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas.
9	DDT	8	Bodega en buen estado, no exclusiva para plaguicidas, cercana a otras casas.
10	DDT	5	Bodega en buen estado, no exclusiva para plaguicidas, cercana a la casa.
11	DDT	15	Bodega, en buen estado, exclusiva para productos caducados.
12	DDT	35	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas, cercana a otra producción silvoagropecuaria y a su casa.
13	DDT	3	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas cercana a su casa.
14	DDT	270,5	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas.
15	DDT	1	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas.
16	DDT	60	Bodega en mal estado, no exclusiva para plaguicidas.
17	DDT	25	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas.

...continuación

Nº sitio	Producto	Cantidad (kg.)	Características del lugar de almacenamiento
18	DDT	3,5	Bodega en buen estado, no exclusiva para plaguicidas, con escasa ventilación, cercana a otras casas.
19	DDT	0,5	Bodega en buen estado, exclusiva para plaguicidas cercana a otras producciones silvoagropecuarias.
	HCB	1	
20	HCB	5	Bodega en buen estado, de madera, en un segundo piso, no exclusiva para plaguicidas.

Fuente: Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

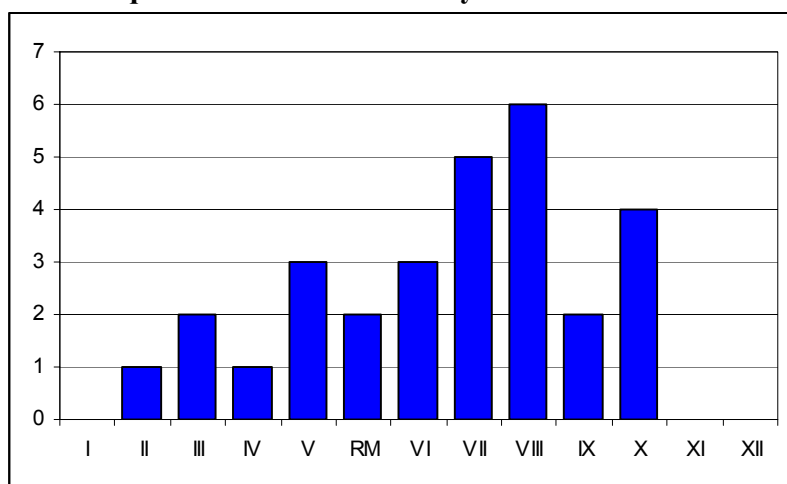
El 100 % de los productos se encontraba almacenado en bodegas. El 90 % de las bodegas está en buen estado, lo que significa que cuenta con una infraestructura suficiente para proteger a los productos de lluvia, viento y sol directo, además de tener acceso restringido.

El 50 % de las bodegas se encuentran cercanas a la casa de los propietarios, a otras casas, a pozos de agua, animales o a otras producciones silvoagropecuarias.

4.4.10 Sitios potencialmente contaminados por plaguicidas COPs

En la Figura 6 se presenta el número de encuestas por región en las cuales se declara haber tenido algún derrame que provocara una contaminación del suelo y/o sus materiales. Por su parte, la Figura 7 indica el total de encuestas por región en las cuales se declara haber enterrado productos.

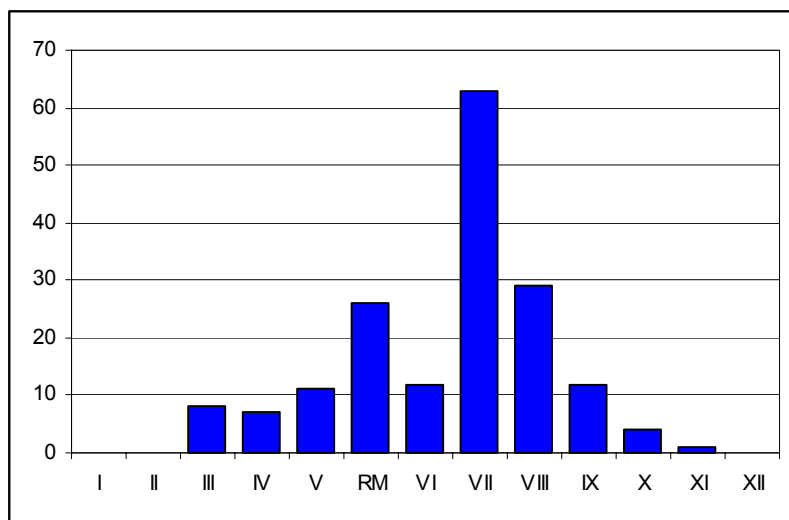
FIGURA 6. Número de encuestas por región en las cuales se declara haber tenido algún derrame que contaminara el suelo y/o materiales.



Fuente: Elaboración propia en base al Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

El 20,7 % de los derrames se ha producido en la VIII Región, 17,2 % en la VII, 13,8 % en la X, siendo estas las tres regiones en las que más derrames han sido declarados en las encuestas.

FIGURA 7. Encuestas por región en las cuales se declara haber enterrado productos caducados.



Fuente: Elaboración propia en base al Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs

En 173 encuestas se declara haber enterrado productos caducados, como una forma de eliminación de éstos. La región con mayor cantidad de encuestas en las que se declara haber enterrado productos es la VII, con un 36,4 %, le sigue la VIII con 16,8 % y la Región Metropolitana con 15,0 %.

Esta información es relevante para el levantamiento de sitios contaminados. Además es importante para la unidad ejecutora del proyecto, porque se tendrán que generar normas orientadas a normar la disposición final de los plaguicidas caducados y buscar vías de informar a los usuarios de plaguicidas acerca de la forma correcta de manejar los residuos hasta su eliminación definitiva de manera inocua.

4.3.11 Propuestas para el Plan de Acción

A continuación se presentan las actividades que se deberán desarrollar, y que componen el plan de acción:

- Realizar un Inventario de Plaguicidas Caducados COP en las regiones I, II, XI y XII, para complementar información del Inventario 2003:
- Eliminación de los plaguicidas COPs detectados en las encuestas; y
- Realizar capacitación destinada a evitar generación de nuevos plaguicidas caducados;+

4.4 ACTIVIDADES POTENCIALMENTE CONTAMINANTES

A continuación, en la Tabla 15, se estructura un excelente resumen de las actividades contaminantes, los sectores y las sustancias COPs.

TABLA 15. Actividades potencialmente contaminantes por COPs.

Sector Plaguicidas Clorados	Principales Categorías de SPC con COP's	Subcategorías	Actividad antrópica asociada	CIU	Medio impactado	Sitios Potencialmente Contaminados con COPs
<u>Aldrin</u>	Depósitos de productos con plaguicidas COPs (Stocks con productos obsoletos)	Cilindros y cajas de desechos de plaguicidas antiguos. Depósitos antiguos de semillas	Fabricación de plaguicidas y otros productos químicos de uso agropecuario.	2421	Suelo y Aire	Sitios de almacenamiento o "stockpiles" de plaguicidas COPs ubicados en:
<u>Clordano</u> <u>Dieldrin</u>		Subsuelo, donde existan cajas eléctricas subterráneas. Subsuelo de fundaciones en construcciones madereras.				Zonas de menores temperaturas Zonas de alta estabilidad atmosférica (régimen de vientos)
<u>Endrin</u> <u>Heptacloro</u> <u>Mirex</u> <u>Toxafeno</u> DDT	Medios ambientales donde se aplicaron plaguicidas COPs Vertederos antiguos y/o de disposición ilegal	Tratamiento e impregnado de la madera	Aserrado, acepilladura de madera y fabricación de productos	2010	Suelo, Agua y Aire	Suelos agrícolas y sedimentos de fondos de lagos y esteros

...continuación

	Principales Categorías de SPC con COP's	Subcategorías	Actividad antrópica asociada	CIU	Medio impactado	Sitios Potencialmente Contaminados con COPs
Sector Productos Químicos Industriales	Sub-productos manufactureros	Solventes de tintas, aceites lubricantes, plastificantes de pinturas, adhesivos y selladores.	Actividades de impresión, Fabricación de pinturas, barnices y productos de revestimiento similares, tintas de imprenta y masillas.	2221, 2422.	Aire, Suelo y Agua	Instalaciones donde se dirigen y se destruyen PCBs. Acopios de aserrín. Industrias presentes antes de la fecha de prohibición de los PCBs (1982 en Chile) que utilizaron aceites lubricantes en equipos eléctricos.
	Estaciones de generación eléctrica y compañías de transmisión	Condensadores y transformadores eléctricos actualmente en uso	Generación, captación y distribución de energía eléctrica. Fabricación de Motores eléctricos, transformadores y generadores. Fabricación de otros tipos de equipo eléctrico n.c.p.	3110, 3190.	Aire	Sitios de disposición de equipos condensadores y transformadores eléctricos. Rellenos sanitarios cercanos a zonas industriales.
	<u>Hexaclorobenceno</u> <u>Bifenilos Policlorados</u>	Reciclaje, vertederos antiguos y/o de disposición ilegal	Reciclaje de Chatarra y desechos de metal Comercio al por mayor de chatarra y productos de desecho	371 5142	Aire y Agua	Suelos vecinos a áreas con alta densidad industrial

....continuación

	Principales Categorías de SPC con COP's	Subcategorías	Actividad antrópica asociada	CIIU	Medio impactado	Sitios Potencialmente Contaminados con COPs
Sector Sub productos no intencionales <u>Dioxinas</u> <u>Furanos</u>	Incineración de desechos	Incineración de desechos sólidos municipales			Aire y Agua	Sedimentos costeros o de ríos aguas abajo de fuentes
		Incineración de desechos peligrosos				
			Hospitales, Fabricación de productos farmacéuticos, sustancias químicas medicinales y productos botánicos		Aire	
		Incineración de desechos médicos		2010	Aire, Agua y Suelo	
		Incineración de desechos de desguace, fracción ligera				
		Incineración de lodos de alcantarilla				
		Incineración de maderas de desecho y biomasa de desecho				
		Combustión de cadáveres de animales				
	Producción de metales ferrosos y no ferrosos	Sinterización de metal de hierro				

....continuación

	Principales Categorías de SPC con COP's	Subcategorías	Actividad antrópica asociada	CIU	Medio impactado	Sitios Potencialmente Contaminados con COPs
		Producción de coke	Fabricación de productos de hornos de coque, Fabricación de coque, productos de la refinación del petróleo	2320	Aire	Sitios cercanos a fuentes de dioxinas y furanos con alta intensidad de emisión =(factor de emisión * tasa de actividad) con temperaturas bajas y alta estabilidad atmosférica.
		Producción y fundición de hierro y acero	Industrias básicas de hierro y acero, Fundición de hierro y acero	2731	Aire	
		Producción de otros metales no ferrosos	Fabricación de otros productos minerales no metálicos n.c.p.	2732	Aire	
		Plantas de generación de energía por combustibles fósiles	Generación, captación y distribución de energía eléctrica	401	Aire	
		Plantas de generación de energía por biomasa			Aire, Suelo	
		fósiles)				
		Producción de cemento	Fabricación de cemento, cal y yeso.	2694		
		Producción de cal				
		Producción de ladrillos			Aire	
	Generación de energía y calefacción	Producción de vidrio	Fabricación de vidrio y productos de vidrio	2610		
		Producción de cerámica	Fabricación de otros productos minerales no metálicos n.c.p.	2699		
		Mezcla de asfalto			Aire	

...continuación

	Principales Categorías de SPC con COP's	Subcategorías	Actividad antrópica asociada	CIU	Medio impactado	Sitios Potencialmente Contaminados con COPs
		Quema de biomasa (limpia)			Aire	
		Quema de desechos e incendios accidentales			Aire, Suelo y Agua	
		Fábricas de pasta y papel	Fabricación de papel y de productos de papel	2101		
	Productos minerales	Industria química	Fabricación de sustancias químicas básicas	2411	Agua por descargas de RILES y Aire	
		Fábricas textiles	Acabado de productos textiles	1712	Suelo, Agua y Aire	
		Desecado de biomasa				
		Crematorios				
Humo de tabaco						

4.5 REPARACIÓN DE SITIOS CONTAMINADOS

A continuación se reproduce un análisis de costos de mitigación para los principales contaminantes COPs, basado en la experiencia internacional y chilena. Éstos valores claramente pueden servir de referencia para analizar los costos de mitigación y abatimiento de los COPs.

En base a las técnicas evaluadas para la remediación de suelos contaminados con COPs, se generó la Tabla 16, que permite una visión general resumida de las posibilidades existentes hoy en día a nivel internacional, con algunas de las características y limitaciones que deben ser evaluadas y contrastada con la realidad nacional, para determinar cual de las técnicas puede ser aplicada y/o adaptada de acuerdo a cada caso en particular en el país, en cuanto a Dioxinas y Furanos y a los PCB's.

Es importante tener siempre en cuenta que no existe una solución general al problema de contaminación por COPs ni una tecnología única, debido a que cada sitio es único, tanto la estrategia de evaluación de riesgo como la selección de la mejor opción de remediación debe estar basada en factores y riesgos específicos de cada sitio y de la realidad nacional del país, como así mismo de los objetivos de la remediación. Todo ello hace inapropiado realizar generalizaciones acerca de dónde y cómo una solución particular puede ser efectiva.

TABLA 16. Tecnologías Seleccionadas para tratar Compuestos Orgánicos Persistentes

Técnica	Modalidad	Recuperación suelo	Aplicabilidad/ comentarios	Costo Relativo⁴	Nivel de desarrollo	Limitaciones
Excavación y confinamiento en relleno seguridad	Ex situ	NO	Pérdida del Suelo No es posible atacar la contaminación de las Aguas Subterráneas Suelo contaminado permanece como pasivo	400.000 a 1.700.000 US\$ /Ha	Ampliamente usado	
Vitrificación	IN SITU	NO	Suelos contaminados con PCBs, y/o dioxinas Requiere gran cantidad de electricidad.	375 a 425 US\$/ ton	Ampliamente usado	Requiere presencia de material vitrificante, Contenido de humedad alto
Adsorción en carbón activado	EX SITU	SI	Compuestos orgánicos semivolátiles, pesticidas, volátiles	0.32-1.70 US\$/1000 litros tratados	Ampliamente usado	Flujos con alto contenido de sólidos suspendidos (>50ppm)

⁴ Basado en antecedentes de: Remediation Technologies Screening Matrix, Federal Remediation Technology Roundtable (www.ftrr.gov/matrix2) (FRTR)

...continuación

Técnica	Modalidad	Recuperación n suelo	Aplicabilidad d/ comentarios	Costo Relativo⁵	Nivel de desarrollo	Limitaciones
Incineración	EX SITU	NO	PCBs, Dioxinas, clorofenoles, Hidrocarburos poliaromáticos. Requiere de recolección y tratamiento de gases.	1500-6600 US\$/ ton	Ampliamente usado en mas de 150 superfund de USA	Los metales pesados no son eliminados. Alteración de características del suelo.
Pirólisis	EX SITU	NO	Enfocada hacia tratamiento de PCBs, Dioxinas HPA Compuestos Organo-Clorados.	300 US\$/ton aproximadamente	Tecnología emergente	Contenido de humedad, tamaño de las partículas.
Desorción Térmica	EX SITU	NO	PCBs, Pesticidas, Hidrocarburos poliaromáticos. Requiere de recolección y tratamiento de gases. Se pueden generar residuos concentrados.	40 a 300 US\$/ ton	Ampliamente usado	El suelo debe contener bajos porcentajes de arcilla y contenido húmico. Contenido de materiales abrasivos y metales pesados.
Extracción química mediante Solventes	EX SITU	NO	Suelos, lodos o sedimentos con PCBs, pesticidas/insecticidas, entre otros	> 100 US\$/ m ³	Ampliamente usado y bien documentado	Tipo de suelo y contenido de arcilla y humedad. Compuestos de alto peso molecular y muy hidrofílicos.
Bioremediación (ex situ)	EX SITU	SI	Hidrocarburos. Compuestos Clorados Requiere de grandes áreas y del control de emisiones fugitivas.	100 a 200 US\$/ m ³	Ampliamente usado	Aplicable principalmente a suelos de zona no saturada (hasta 95% recuperación) Requiere de grandes áreas y del control de emisiones fugitivas. Requiere de ensayos piloto para establecer cinéticas de biodegradación

⁵ Basado en antecedentes de: Remediation Technologies Screening Matrix, Federal Remediation Technology Roundtable (www.frtr.gov/matrix2) (FRTR)

...continuación

Técnica	Modalidad	Recuperación suelo	Aplicabilidad/comentarios	Costo Relativo ⁶	Nivel de desarrollo	Limitaciones
Bioremediación (in situ)	IN SITU	SI	Sólo contaminantes biodegradables. Pueden ser difíciles de iniciar y mantener. Susceptibles a los efectos de heterogeneidad del medio y los contaminantes.	30 a 100 US\$/ m ³	Ampliamente usado, éxito variable, requiere investigación	Aplicable a la zona saturada. Solo para suelos permeables. Requiere de ensayos piloto para establecer cinéticas de biodegradación

¹ incluye técnicas de aislamiento y encapsulamiento

Fuente: EPA 2001; EPA 2002

Hoy en día, a escala nacional, las tecnologías disponibles son escasas o casi nulas, por lo tanto, se recomienda que de acuerdo a los resultados obtenidos de las muestras analizadas⁷ llevadas a cabo en las diferentes comunas en cuanto a Dioxinas y Furanos y PCB's y a la problemática social económica y técnica de cada comuna, se estudie la posibilidad de desarrollar y/o adaptar una tecnología que pueda ser aplicada de acuerdo a los requerimientos específicos del problema y de los objetivos a lograr de recuperación del sitio que sea costo efectiva para el país.

4.5.1 Costos de remediación en Chile

Cabe señalar que la estimación de costos promedios es bastante arriesgada, pues la remediación de un sitio y los costos asociados dependerá de las condiciones de cada caso. Lo que sí puede ser de utilidad es conocer los aspectos que deben ser costeados. En efecto, los principales ítems a costear incluyen: personal, insumos, movimientos de tierra, preparación del área, costos de la tecnología seleccionada (arriendo o adquisición de equipos), costos de sondeos para pozos de observación y pozos de saneamiento, caracterización del contaminante y del sitio, monitoreo de las medidas puestas en práctica, entre otros.

Por otro lado, como en Chile la experiencia en este ámbito es escasa, a continuación se presentan algunos de los ítems involucrados previos al proceso de llevar a cabo una remediación:

⁶ Basado en antecedentes de: Remediation Technologies Screening Matrix, Federal Remediation Technology Roundtable (www.frtr.gov/matrix2) (FRTR)

⁷ Ver Capítulo Plan de Muestreo y análisis de resultados del Informe Final del mismo.

TABLA 17. Algunos costos referenciales e Ítems previos a tener en cuenta para llevar a cabo un trabajo de remediación.

Ítem	Costo Referencial (en Dólares Americanos)
Sondaje con muestreador	\$ 150/m
Análisis de Dioxinas y Furanos	\$ 1250/ muestra
Análisis de COPs: incluye un grupo de pesticidas	\$ 297,50/muestra
Análisis de PCB total, suelos o aguas	\$ 180/muestra
Análisis de suelo: porosidad, permeabilidad, granulometría	\$ 300/ muestra
Monitoreo	\$ 300-1.500/ punto de observación
Carbón activado para adsorción*	\$ 4/ kilo

*en caso de usar la tecnología de Absorción por medio del carbón para tratar aguas subterráneas

V. ENFOQUE TEORICO DEL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN

Dependiendo del tipo de COPs y su dispersión, estos pueden clasificarse tanto como uniforme o no uniformemente distribuidos. En el primer caso, por ejemplo, los derrames o entierros en el suelo de plaguicidas COPs implican una contaminación local del sitio. Luego, sus concentraciones en el ambiente dependen de su cantidad en el medio directamente afectado, donde no existe un transporte del contaminante a grandes distancias. Con esto estamos en presencia de la distribución uniforme del contaminante, por lo que el diseño de una política ambientalmente óptima debe tener presente esta propiedad.

El caso de la distribución no uniforme, considera que los polutos pueden emitirse en lugares muy distantes unos del otro, pero su efecto sentirse de igual forma en el sitio distante. Además, cada unidad adicional de contaminante de distintos países contribuye a la contaminación global, por lo que la reducción de una unidad de contaminante es independiente de quién la efectúe.

Esto es importante si es que existen acuerdos de reducción de emisiones entre estados o agentes. Dado que existirán empresas o países a los que les resulta muy costoso reducir sus niveles de contaminación, podrían negociar con otras firmas o estados (contrapartes), a las cuales les es más barato reducir. Dicha negociación puede implicar por parte del país o empresa al cual le es más caro disminuir su contaminación entregar a la contraparte pagos efectivos, transferencia tecnológica u otra alternativa más económica que reducir por cuenta propia.

Un ejemplo de este tipo de contaminación, es el caso de las emisiones de furanos y/o dioxinas, por parte de plantas de cemento o metalúrgicas. Las emisiones son recibidas en sitios cercanos de la fuente emisora, pero los efectos son percibidos en otros sectores alejados de las fuentes emisoras. A escala mundial, el caso de la lluvia ácida es ampliamente conocido, en donde las emisiones del Reino Unido contribuyen a generar dicho problema en países distantes como Suecia o Noruega.

Dada la gran estabilidad de estos compuestos orgánicos, su permanencia no es alterada por condiciones atmosféricas normales, por lo que en general estarán inalterados en esencia. Bajo este prisma, podemos considerar este tipo de contaminación como similar en el análisis económico a situaciones, tales como el calentamiento global, los daños en la capa de ozono o la lluvia ácida.

En esta sección se presenta una breve revisión sobre el control internacional de la contaminación y sus interacciones, la aplicación de impuestos a las emisiones y el sistema de incentivos económicos basados en cantidades posibles de contaminar o permisos transables. Previamente se describirá el concepto de externalidad, referido a los efectos causados por algunos agentes económicos sobre otros. Estos impactos no se reflejan en las transacciones de mercado, son absorbidos directamente por los receptores y pueden tener consecuencias beneficiosas o perjudiciales. Por ejemplo, los agricultores que fumigaron sus cultivos con

plaguicidas COPs o que tiene acumulados en sus bodegas estos productos ya caducados, generan a la sociedad un riesgo químico potencial, debido a alteraciones en el ecosistema por fugas o exceso de aplicaciones. También se aplica este concepto a las industrias de cemento o metalúrgicas, las cuales emiten productos secundarios del tipo COPs al medio, con los probables efectos negativos en la salud y medio ambiente.

5.1. EXTERNALIDADES

La valoración de los impactos que los diferentes COPs pueden provocar en la industria, consumidores, ambiente y salud humana puede llevarse a cabo por medio de una evaluación privada y una evaluación social de las políticas a implementar. El análisis económico de un proyecto mide los efectos económicos en toda la economía, utilizando precios de cuenta que reflejan los costos de oportunidad. Las externalidades se evalúan en todos los casos en que sea práctico. En el análisis costo-beneficio de un proyecto habitualmente se utilizan criterios bien conocidos como el valor actualizado neto, la tasa interna de retorno y la relación costo-beneficio.

Estas evaluaciones difieren sustancialmente, desde el punto de vista de la variación del nivel de satisfacción de los agentes económicos. Esto implica que, no necesariamente el beneficio para la comunidad que reporte una acción correctora de impactos, será positivo para un agente privado involucrado. Por ejemplo, en el caso concreto de que una política perteneciente al Plan de Implementación Nacional considere un impuesto a las emisiones de dioxinas y furanos, el beneficio para los productores por tener limitaciones en su producción, contrastará con el provecho que se transfiere a la comunidad por la disminución de emisiones.

Otros instrumentos económicos, que pueden usar las autoridades económicas para modificar la producción tales como subsidios, cuotas, prohibiciones y otras disposiciones, llevan también a que los precios privados difieran de los sociales, en el suministro de bienes y servicios. Esto significa que el valor que los consumidores le dan a la última unidad consumida es diferente del costo de los recursos que la comunidad empleó en su producción.

Hay que mencionar que, en economías descentralizadas, en que todos los mercados son competitivos, los precios son los ponderadores empleados en la valoración de los bienes producidos y recursos utilizados en cada uno de los periodos de la vida útil del proyecto. Ellos permiten el cálculo del flujo de beneficios netos del proyecto, estableciendo su perfil. La tasa de interés es el parámetro que permite la valoración, en una perspectiva intertemporal, de dichos flujos y se emplea en el cálculo de las medidas de rentabilidad.

En cualquier caso, una de las mayores discrepancias entre ambas evaluaciones se refiere a las externalidades, donde los beneficios que recibe un privado por el consumo de un bien o servicio son diferentes al valor que la comunidad le da a ese consumo. También pueden existir divergencias en el valor que le dan los privados al uso de los insumos y su costo para la comunidad. Existen externalidades porque los agentes económicos producen efectos en otros, los cuales no se reflejan en las transacciones de mercado. Estas pueden darse entre las empresas, en los bienes públicos y en la utilidad. Se resumen en la Tabla 18.

TABLA 18. Tipos de externalidades.

Externalidades	Característica	Ejemplo
Entre empresas	La producción de una firma afecta la producción de otra entidad. La producción depende no sólo de la cantidad de factores que se utilizan, sino también de la externalidad, la cual influye en el nivel de producción de la empresa afectada.	Empresa X emite cierto nivel de contaminante que influye en la salud de las personas, las cuales son el factor trabajo en múltiples otras firmas y organizaciones.
En la utilidad	Las actividades de un agente económico afectan a la utilidad de una persona directamente. En todos esos casos, la cantidad de actividades de esa clase entraría directamente en la función de utilidad del individuo.	Desde el punto de vista económico, da casi lo mismo que los efectos sean producidos por las empresas (por ejemplo, en forma de residuos químicos tóxicos) que por otras personas (enterrar plaguicidas caducados).
En los bienes públicos	La característica distintiva de estos bienes es la imposibilidad de excluir a nadie de su consumo; es decir, una vez que se producen (en el sector público o en una entidad privada), benefician a todo un grupo, quizá a todo el mundo.	Plantación de árboles en terrenos privados contaminados con COPs, lo que genera belleza escénica.

Fuente: Evaluación Social de Proyectos (Villena, 2002)

Cuando el beneficio social es menor que el privado, se dice que estamos en presencia de externalidades negativas en el consumo. También en la producción de bienes y servicios se puede observar externalidades, como es el caso de fábricas que arrojan emisiones de compuestos químicos hacia la atmósfera, o agricultores que entierran o derraman plaguicidas caducados, contaminando napas subterráneas y afectando el ciclo hidrológico. Esto último, dado que las aguas afectadas son posteriormente empleadas en el regadío de terrenos dedicados a la agricultura, todo lo cual reduce la productividad del suelo agrícola. En estos casos el costo privado de producir el bien o servicio que genera la externalidad es menor que el costo para la comunidad, denominándose externalidad negativa en la producción.

También eso se da cuando un agricultor mejora la calidad de su tierra, a través de un proceso de saneamiento de compuestos COPs. Su decisión permitirá mejorar la calidad de los recursos hídricos en los mantos freáticos, por lo que la disponibilidad de agua se incrementa para otros agricultores que antes no tenían acceso a ella. Con esto se consigue mejorar la rentabilidad de sus cultivos que utilizan agua. A esto se le denomina externalidad positiva en la producción. En la literatura de evaluación de proyectos, a las externalidades también se les denomina efectos secundarios de proyectos.

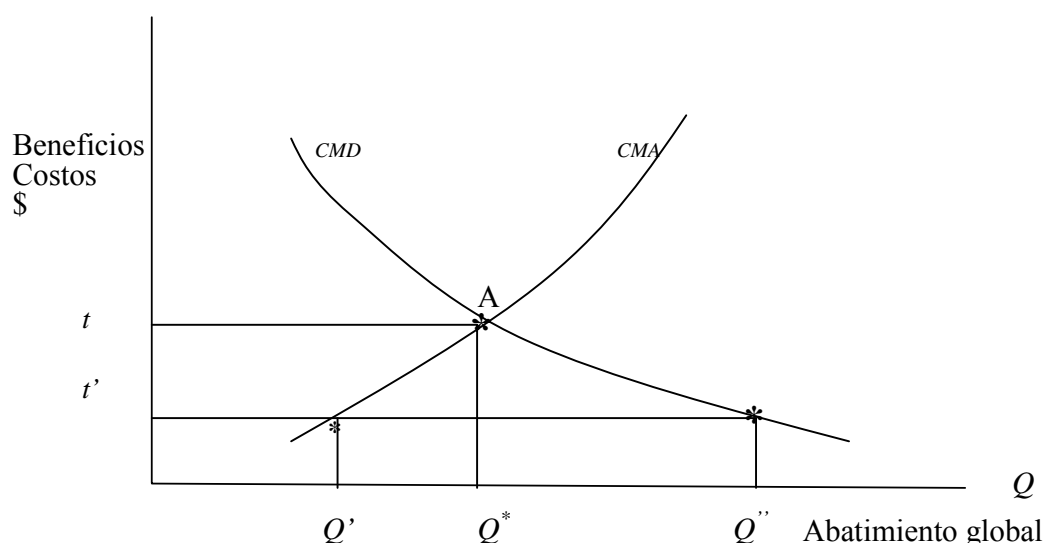
Lamentablemente, muchas externalidades no sólo son difíciles de medir en términos físicos sino aún más difíciles de convertir en equivalentes monetarios. Por eso el enfoque que se

adopta a menudo es imponer reglas y normas, expresadas únicamente en mediciones físicas, que tratan de limitar los supuestos daños externos. No obstante, este enfoque podría mejorarse comparando los costos de observar las reglas con los daños evitados. A continuación se analizan algunos ejemplos de valoración en evaluación social orientados a problemas ambientales, un sector en que la valoración intangible es clave a la hora de abordar el problema.

5.2 IMPUESTO PIGOUVIANO

Bajo el enfoque de optimalidad, conocidas las funciones de costos, el Costo Marginal de Abatimiento (CMA) puede ser relacionado con el costo para el país de reducir la contaminación de COPs en su territorio. Del mismo modo los Costos Marginales del Daño (CMD) se aplican a los beneficios generados por evitar múltiples perjuicios a la sociedad y que son prevenidos por las medidas descontaminadoras. Debe considerarse también los costos generados por la pérdida de terrenos aptos para cultivo, cursos de agua y biodiversidad. La valoración de estos últimos está dada por los métodos tradicionales de economía ambiental. Esta presentación es general, por lo que su aplicación en el caso concreto de emisiones de COPs (principalmente dioxinas y furanos), puede llevarse a cabo siguiendo el mismo análisis presentado.

Gráficamente, ver figura 8 abajo, se puede apreciar que un incentivo económico puede alterar la producción de una firma que controla sus emisiones. Por ejemplo, sea una firma que emite dioxinas, y que posee una función de costos marginales de abatimiento de estos COPs iguales a CMA. La función de beneficios marginales del control de la polución de Dioxinas o Costo Marginal del daño es CMD. La función CMA es creciente y convexa, con lo que el incremento de los costos es cada vez mayor que se reduce una unidad de dioxina emitida. La función CMD es decreciente y también convexa, con lo que los beneficios de reducir aumentan a tasa decreciente. El nivel socialmente óptimo de control de la polución es donde el costo marginal iguala al beneficio marginal del control, el punto A. Luego un incentivo t debe reflejar ese equilibrio.

FIGURA 8. Nivel socialmente óptimo del control de la polución.

Es sabido que el beneficio para las firmas viene dado por el precio de mercado al cual venden sus productos. Este generalmente no refleja la preferencia de la sociedad por la protección ambiental, con lo cual el privado no internaliza los costos sociales por impactar al ambiente. Si un precio de mercado, por ejemplo, el kilo de cemento, no considera los beneficios marginales sociales, la firma no tiene incentivos para invertir en el control de la polución, puesto que su ganancia será mayor si no gasta en abatimiento, es decir, $Q=0$. Con el impuesto a las emisiones $t = CMA = CMD$ la firma debiese alterar su comportamiento, incrementando las reducciones en emisiones nocivas.

El punto óptimo de emisión es A , donde el control de emisiones de dioxinas es Q^* , reflejado a un costo t . Esto, dado que antes de el punto óptimo A , la firma prefiere abatir la contaminación, dado que $t > CMA$. Después de A es mas económico pagar el cargo, ya que $t < CMA$. Este tipo de impuesto se llama Pigouviano.

Si no hay certeza de las funciones de abatimiento, la autoridad puede equivocarse al fijar la tasa gravada, por lo que otro tipo de incentivo debiese ser considerado. Por ejemplo, si se aplica una tasa t' a las emisiones, entonces el control no es el socialmente óptimo, ya que la firma iguala su CMA a esta tasa, reduciendo Q' en vez de lo que la sociedad demanda Q'' . En el otro caso, con una tasa de impuesto mayor a t' , el costo de abatir es demasiado alto para la firma, aunque la reducción del daño para la sociedad es mayor. Ello puede ser relevante financieramente, pudiendo incluso salir del mercado, con las consiguientes pérdidas de empleos y perjuicios sociales. Aparte de que en la práctica la mayoría de los estados que cobran impuestos a las emisiones, solo recaudan el dinero mas que cambiar el comportamiento de las firmas.

Esta incertidumbre puede deberse a la poca capacidad de tener datos confiables de modo de estimar las funciones de abatimiento y del alto costo que ello implica. Además los costos de las firmas pueden no estar disponibles para la autoridad existiendo asimetría de información,

pudiendo la firma sacar ventaja de la ignorancia de la autoridad respecto a sus emisiones. Conjuntamente, la imposibilidad de identificar a todas las fuentes emisoras y el tipo de emisiones solo agrega mayor vacilación al proceso de construir política ambiental.

5.3 ABATIMIENTO DE LA CONTAMINACIÓN INTERNACIONAL

El problema de reducir o abatir la polución, ponderando los costos de realizarla con los beneficios derivados de ella, puede entenderse en términos de teoría de juegos, dado que es útil para casos de cooperación internacional relativo a estos casos. También puede ser replicado en negociaciones entre agentes locales. En el juego existen estrategias de cooperación entre los distintos estados (jugadores) o bien cada uno actúa por incitativa propia. Las soluciones al problema de reducir los niveles de contaminación podrían ser desde aplicar el mayor esfuerzo para reducir la mayor cantidad posible de polutos a nivel global, hasta no reducir nada.

En el primer caso implicaría una completa cooperación entre los estados o agentes. La viabilidad de los acuerdos alcanzados es relativa, ya que pueden existir incentivos para desviarse de los acuerdos, si es que estos no son lo suficientemente vinculantes o coercitivos para hacerse cumplir y dado que la firma podrá obtener mayores beneficios haciéndolo. Ello condicionado a que algunas medidas para lograrlo son reducir la producción, cambiar el proceso productivo o invertir en tecnología, con los consiguientes perjuicios para las firmas. Por ejemplo, si existen en un determinado sector físico, industrias de cemento y de metalúrgica, acuerdos entre las firmas de cada industria podrían tender a tener corta duración, en el caso de producirse variaciones en las demandas respectivas de productos. En efecto, dadas las modificaciones en los niveles de demanda, esto puede incentivar a las firmas a romper el acuerdo de limitaciones de la producción, por lo que los niveles agregados de emisiones de dioxinas se elevarían. Esto mismo podría replicarse a nivel de estados.

Los perjuicios por tener que adoptar dichas medidas de control son claros. El hecho de no vender la diferencia disminuida por reducción de producción, genera disminución en sus beneficios, además de los costos de adaptación y costos de inversión, respectivamente. El caso de no producir nada, claramente es una solución extrema y no compatible con el desarrollo sustentable, además de generar altos costos políticos a las autoridades respectivas.

En el caso de reducir los niveles de contaminación, si existe un acuerdo que implique que varios estados se coordinen para ese objetivo, podemos ver que la suma agregada de todos los miembros participantes será igual al costo marginal de abatimiento de cada uno de ellos. Es decir,

$$(1) \sum_{j=1}^J CMD_j = CMA_j \quad \forall j = \overline{1, J}$$

donde j es un estado miembro. La evidencia empírica (Bergman, 1991) y teórica muestra que la función CMA es creciente en las emisiones reducidas (cada incremento en unidad de contaminación disminuida es mas caro realizarla), por lo que cuando la firma no reduce nada,

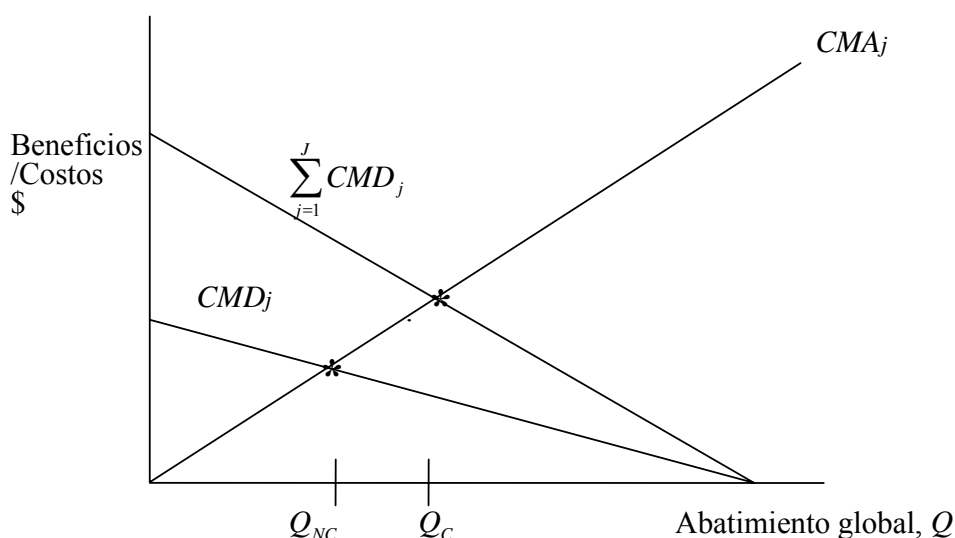
el costo de abatimiento es cero⁸ y al comenzar las reducciones el costo incrementa a tasa creciente. Mientras que CMD es decreciente en el mismo argumento (el incremento en una unidad adicional en la reducción del poluto disminuye los daños por el provocado). Es claro que existirán diversas formas funcionales para cada tipo de industria y contaminante emitido que deba ser reducido.

Si suponemos funciones de costo y abatimiento, lineales y continuos podemos encontrar la solución cooperativa Q_C en el lugar donde se cruzan las curvas. Pero por otro lado, esta situación implicará que algunos países se encuentren en un estado inferior en términos de bienestar al que se encontraban antes del acuerdo. Ello porque el nivel de emisiones que deben reducir es de una magnitud tal que no compense los beneficios locales de costos evitados, por cumplir el acuerdo.

Es decir, dado que no existen pagos compensatorios (o transferencias de pagos, side payment) existen incentivos para no cumplir el acuerdo. Por esto, es que la solución de reducir por cuenta propia se hace factible, ya que el beneficio al no cooperar es mayor. Esta última estrategia es dominante respecto a la anterior, en el sentido de que no importa la acción que tomen los otros estados, la estrategia de no cooperar será la elegida. En este caso, cada país encuentra la solución igualando sus propios costos marginales de abatimiento con sus beneficios marginales por reducir contaminación.

Los costos marginales del daño son menores que los globales, por lo que la solución no cooperativa Q_{NC} se refleja en un menor abatimiento por parte del país, que el que se lograría con un acuerdo entre todos los miembros. Gráficamente se puede ver lo anterior en la Figura 9.

FIGURA 9. Soluciones cooperativas y no cooperativas.



⁸ Esto puede darse en un sistema en que no existe ningún control por parte de la autoridad a las emisiones ni tampoco existe interés por parte de la firma por la contaminación del entorno

Lo anterior muestra que $Q_C < Q_{NC}$ tal como se había planteado. La teoría y algunos ejemplos concretos (Barrett, 1992) indican que la solución global a la descontaminación de polutos uniformemente distribuidos lleva a un óptimo Pareto inferior, en donde ningún individuo, en este caso la sociedad, está peor o a lo menos permanece igual, si es que adopta medidas unilaterales de descontaminar (o solución no cooperativa), siendo la cantidad reducida de contaminante un equilibrio de Nash⁹.

Esto no significa que sea la mejor solución encontrada, ya que existen otros mecanismos que podrían llevar a una solución que reduzca más poluto, siendo mas atractiva desde el punto de vista de ambientalistas y de la opinión pública local e internacional.

Entre las alternativas están ofrecer los (side - payment), donde existe redistribución de las ganancias generadas por la total o parcial cooperación entre los países, desde aquellos que mas ganan hacia los perdedores. Lo anterior dependerá del tamaño de la población de cada país o de la ponderación de esfuerzo cooperativo. Cuando existen incentivos para cumplir acuerdos, las soluciones de abatimiento pueden otorgar un mayor bienestar a los jugadores.

En el caso de no conocer la función de daño marginal, las soluciones serán del tipo costo efectivo, donde la regla óptima en este caso será contaminar hasta un límite establecido. Cada país por lo tanto adopta su propio nivel permitido. Bajo este enfoque, en cada país los costos son contrapuestos versus el límite absoluto de contaminación, mas que comparar la reducción en el daño por abatimiento. Es decir:

$$(2) \sum_{j=1}^J CMA_j = 0 \quad \forall j = \overline{1, J}$$

sujeto a $P \leq P^$*

Donde P^* corresponde al límite de contaminación establecido y P es la cantidad actual de polución. El problema se reduce a minimizar los costos de abatimiento globales sometido a las restricciones propuestas.

Si algunos países tienen bajos Costos Marginales de Abatimiento o altos Coeficientes de Transferencia¹⁰, entonces al cooperar pueden incurrir en pérdidas netas respecto a la estrategia de no cooperar. Ello dado por las inversiones requeridas para mitigar las emisiones propias, las que pueden ser mucho mayores que los beneficios recibidas por ellas. Esto es claramente un incentivo para actuar como free-rider, donde no se abate, lo que se traduce en un equilibrio de Nash. Luego se tiene:

⁹ Es decir, es la mejor estrategia adoptada por el jugador, dadas el resto de las estrategias de los otros jugadores y que también son las mejores para cada uno de ellos.

¹⁰ Referido a parámetros físicos que permitan el desplazamiento del contaminante a sitios muy lejanos desde donde son emitidos. Puede ser determinado por medio de diferentes estaciones de monitoreo

$$(3) \quad CMA_j = 0 \quad \forall j = \overline{1, J}$$

sujeto a $P_j \leq P_j^*$

Esta solución de estrategia no cooperativa también puede darse cuando cada país minimiza sus propios costos de abatimiento de acuerdo a sus propios niveles elegidos y a las emisiones de otros países, dado que no existe acuerdo respecto al porcentaje de disminución de contaminantes acordado.

Simulaciones hechas por Tahvonen *et al.* (1993) muestran esta situación en negociaciones bilaterales entre Finlandia y la antigua Unión Soviética, en donde dependiendo de la ponderación de la reducción, se alcanzaba o bien la solución cooperativa o la solución opuesta.

Bajo acuerdos internacionales es posible reducir el incentivo de un país a comportarse como free-ride. Este incentivo a contaminar se refuerza dada la naturaleza pública de los bienes ambientales (atmósfera, océanos, cursos de agua, etc.). Se dice que estos bienes son no excluyentes, lo que implica que es muy costoso o casi imposible negar el acceso a disponer del bien ambiental a terceros, por lo que cada país hace uso de él a su arbitrio. Por ello es que es una falla de mercado, en donde este no puede asignar los recursos eficientemente.

Considerando que el costo de monitoreo y vigilancia de cumplir los convenios internacionales ha disminuido sostenidamente, es posible relajar el fuerte impacto de este impedimento para encontrar otros mecanismos para hacer cumplir los acuerdos pactados.

Por ejemplo, se le propone a un país restringir las emisiones de un contaminante, con incentivos que le faciliten comercialización de sus exportaciones en mercados con alto poder adquisitivo o en condiciones más favorables. Esto lleva a la idea de juegos interconectados, en donde los países pueden condicionar sus acciones sobre el medio ambiente a resultados previamente obtenidos en otra área diferente, en concreto por ejemplo el área comercial. Esto es una alternativa a los side-payment para alcanzar acuerdos cooperativos en la reducción de emisiones.

Con respecto a las emisiones internas del país de las plantas emisoras de dioxinas o furanos, el análisis del control de la polución, con el objetivo de reducirlas, puede abordarse con la implementación de las siguientes políticas:

- Impuestos a las emisiones
- Impuestos a los productos
- Límites de calidad y cantidad en las descargas (estándares)
- Impuestos a los insumos de fabricas que emiten
- Medidas coercitivas
- Subsidios a la reducción en contaminación
- Sistema de permisos transables de emisión y de insumos
- Combinación de todas las políticas anteriores

Dependiendo del objetivo planteado por la autoridad, el uso de alguna de ellas será llevado a cabo. Ello implica la designación de estándares de diseño, en donde se especifica el tipo de tecnología a utilizar por parte de las industrias o estándares de ejecución, en donde se establecen niveles mínimos de calidad y máximos en cantidad en emisiones que las industrias deben satisfacer.

El criterio de eficiencia en donde se minimicen los costos de abatimiento, alcanzando el nivel deseado es uno de los preferidos por los economistas, aunque la equidad en los resultados de las políticas aplicadas se traduce en una satisfacción global de sociedad. Lo anterior está dado en términos de la repartición de cargos o gravámenes a los distintos actores económicos, los cuales internalizan el hecho que, si las sumas en dinero son las adecuadas, entonces estarán de acuerdo en contribuir al objetivo general de abatir las emisiones. Algunos ejemplos llevados a la práctica, aunque no menos discutibles, son el principio de “el que contamina paga” o el de “la víctima paga”.

Todo lo anterior no escapa a la enorme incertidumbre existente, tanto en la posibilidad de lograr el objetivo por factores tecnológicos u otros o la factibilidad de implementar las políticas expuestas, dadas las distintas correlaciones entre los agentes económicos. Ello puede llevar a que una solución encontrada y que sea costo efectiva no pueda ser llevada a cabo por dificultades de implementación y por lo tanto inaplicable.

5.4 IMPUESTO A LAS EMISIONES

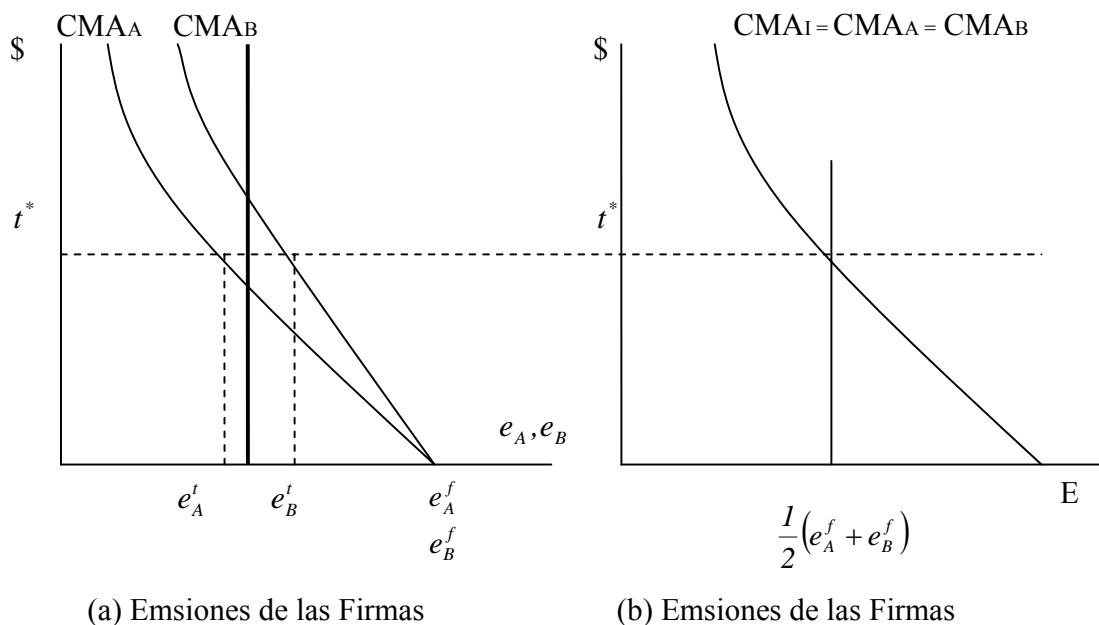
En el caso de la aplicación de un impuesto a las emisiones de contaminantes orgánicos persistentes, suponiendo que existen dos empresas con diferentes costos marginales de abatimiento, si la autoridad fija un estándar para la emisiones de cada una de ellas, la elección de cada empresa debe ser bien determinada, dado que una decisión incorrecta puede traer perjuicios significativos para alguna de ellas, en especial la que le es mas costoso reducir. Por ejemplo sean los costos marginales de abatimiento de las empresas A y B, CMA_A y CMA_B respectivamente donde $CMA_A < CMA_B$.

El costo marginal de abatimiento de la industria es CMA_I y corresponde a la suma de los respectivos costos marginales de ambas firmas, es decir $CMA_I = CMA_A + CMA_B$. Si las firmas no controlan sus emisiones y no reducen, entonces los costos de abatimiento son cero y las emisiones iguales a e_A^f y e_B^f respectivamente.

Un resultado eficiente es alcanzado cuando la autoridad fija un impuesto a las emisiones igual a t^* , para cumplir con un estándar \bar{e} , el cual puede tener como cota máxima:

$$(4) \quad \bar{e} \leq \frac{e_A^f + e_B^f}{2}$$

El impuesto se obtiene en la intersección de CMA_I con el estándar deseado. Esto puede apreciarse gráficamente en la Figura 10.

FIGURA 10. Impuesto eficiente a las emisiones.

Enfrentadas al impuesto, cada una de las empresas emitirá e_A^t y e_B^t respectivamente. Con ello han adaptado el nivel de sus emisiones e igualan sus costos marginales con el impuesto en el punto de emisión respectivo. Es decir, $CMA_A = t^* = CMA_B$. La firma A emite menos que la norma \bar{e} , dado su bajo costo marginal de abatimiento, igualándolo con el impuesto, por lo que emite e_A^t .

Notamos que si reduce mas que e_A^t los beneficios adicionales a ello son inferiores a los costos incurridos; si es que reduce menos a e_A^t no estará en un óptimo dado que los beneficios marginales de reducir emisiones (evitar en este caso el pago del impuesto por emitir) son mayores a los costos marginales de abatir, hasta el punto en que se hacen cero el cual corresponde a e_A^t . Esa es una reacción costo minimizadora.

Por otra parte puede observarse que la empresa B, la de mayor costo marginal de abatimiento, aunque reduce las emisiones en menor cantidad, contribuye a lograr el estándar \bar{e} . Este nivel agregado de emisiones es menor al que emitirían en promedio las empresas sin ninguna reducción, por lo que hay un beneficio global para la sociedad producto de la reducción de las emisiones de la industria. Puede decirse entonces que “una tasa de impuesto gravada aun nivel tal que se alcance la reducción deseada en el total de emisiones de un contaminante cumplirá con las condiciones necesarias para la minimización del programa de costos de la sociedad” (teorema de Baumol y Oates 1988).

El problema social de la agencia ambiental es minimizar los costos de la producción, como de abatir la contaminación por parte de las firmas.

Es decir, la función objetivo sería en este caso:

$$(5) \text{ Min } \sum \text{costos abatimiento} + \sum \text{costos de producción}$$

sujeto a las restricciones físicas de los factores productivos y de emisiones, al estándar fijado por la autoridad y a la funciones de producción respectivas. La resolución del problema señala que los precios óptimos tanto de producción como de precio de abatimiento, deben igualar a sus respectivas productividades marginales. Además el precio sombra de la reducción en polución, usado como multiplicador de Lagrange, entrega el valor del impuesto óptimo que debiese ser aplicado.

En el caso de contaminación no uniformemente distribuida, como por ejemplo, el caso de las emisiones de Dioxinas y Furanos por parte de la industria del cemento o ciertas mineras, su efecto será percibido en las diferentes localidades donde sean transportados, principalmente por agentes eólicos. No solo existirán lugares contaminados en las vecindades de las plantas emisoras, sino que también en lugares bastante más alejados. Esto puede medirse por medio de distintas estaciones de monitoreo ubicadas en diferentes posiciones espaciales.

Esto implicará que un impuesto a las emisiones debe ser diferenciado, de acuerdo al nivel de contaminación o impacto marginal en el medio observado en la estación de monitoreo respectiva, lo que no es eficiente. Esto se puede entender de acuerdo lo siguiente. Supongamos que una estación de monitoreo j registra el nivel de concentración ponderado de cierto contaminante de acuerdo a la expresión:

$$(6) a_j = \sum_{k=1}^K d_{jk} e_k$$

donde d_{jk} , son los coeficientes de transferencia calculados en el punto de monitoreo j , para la fuente de emisión k . Existen K fuentes y J estaciones de monitoreo, por lo que existirá una matriz $(K \times J)$ de coeficientes de transferencia. Por ejemplo, el coeficiente d_{74} entrega información del nivel de contaminante en el medio, en la estación de monitoreo 7 para la fuente de emisión 4. Existen variaciones de los coeficientes en el tiempo, dependiendo de la estación del año, factores meteorológicos u otros. Estos se pueden determinar para los distintos medios, por lo que la autoridad puede fijar estándares de emisión a_j^* de acuerdo a su criterio, es decir:

$$(7) \sum_{k=1}^K d_{jk} e_k \leq a_j^*$$

Si se supone que el estándar es el mismo en todos los puntos, entonces $a_j^* = a^*$ la solución eficiente al problema es que cada firma debe enfrentar un impuesto diferenciado t_k^* de

acuerdo a la contribución de cada fuente a la contaminación y del objetivo ambiental en sí mismo.

El hecho de que las firmas tengan diferentes coeficientes de transferencia, hace deseable obtener la carga tributaria para aquellas estaciones de monitoreo que están más contaminadas o donde el daño económico por la contaminación es mayor. Una alternativa planteada por Tietenberg (1973) es tener tasas de impuestos diferenciadas para cada estación de monitoreo, las cuales son posteriormente ajustadas para cada firma, de acuerdo a sus coeficientes de transferencia relacionados a ese punto.

5.5 PERMISOS TRANSABLES

En el caso de desear una disminución de los niveles de contaminación en cierto bien público, independientemente de las fuentes contaminantes, la autoridad podría establecer un sistema de permisos transables de emisiones. Dado que existe una falla de mercado, por la carencia de derechos de propiedad bien especificados, el asignar la propiedad de cierta porción del bien común ¹¹ a privados, los empujaría a proteger con un mayor esfuerzo el recurso. De la misma forma, los propietarios de tales derechos podrían negociar libremente con ellos frente a otros demandantes de permisos. Esto considera la venta, cesión o cualquier otro procedimiento que consiga llegar a un acuerdo entre distintos agentes y que se alcance una solución eficiente en términos de reducir la contaminación o alcanzar un nivel aceptable desde el punto de vista de la normativa ambiental.

5.5.1 Asignación de los permisos

Existen dos alternativas de la autoridad para repartir los permisos inicialmente. La primera forma es de acuerdo a evidencia histórica, basado en las emisiones en el tiempo que ha tenido una firma, mecanismo de asignación que se la denomina ‘grandfathering’. La otra manera es mediante una subasta de permisos.

Cualquiera sea la forma, en un mercado que ya esta funcionando, las firmas igualan sus costos marginales de abatimiento CMA con el precio del permiso p^* en el mercado. Esta es una condición necesaria para la minimización de los costos de todas las fuentes contaminantes, siendo el poluto uniformemente distribuido. Es decir, para n empresas que participan en el mercado de permisos para un contaminante uniformemente distribuido tenemos la siguiente condición:

$$(8) CMA_1 = CMA_2 = \dots = CMA_n = p^*$$

Bajo esa condición, cada empresa elegirá un nivel de emisiones de e^* , que corresponde a la intersección de la curva de costo marginal de abatimiento respectiva con el precio dado en el mercado. La firma emana e^f cuando no controla emisiones y antes de cualquier intervención

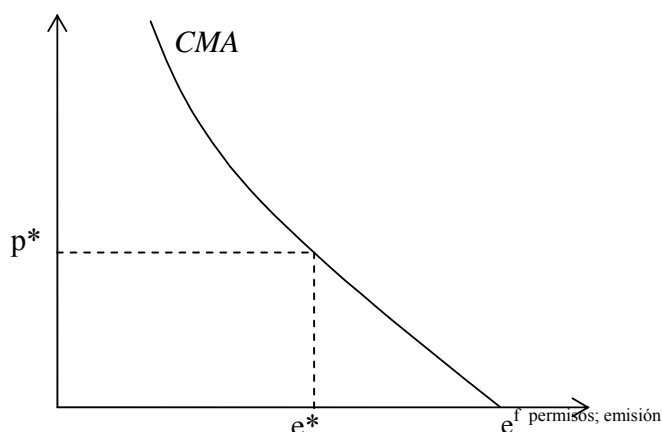
¹¹ Esto referido a que una determinada área o volumen del bien público en cuestión sea dividida en cierta cantidad de permisos que son asignados de acuerdo a criterios que se observaran mas adelante.

de la autoridad. ¿Pero como es determinado el precio del permiso? Ese precio de equilibrio en el mercado puede deberse a una asignación inicial de la autoridad, que reparte un numero fijo E , entre todos los agentes involucrados.

Luego se produce la elección ya descrita para cada firma, en la cual determina que cantidad de permisos debe comprar, al comparar su CMA con el precio. Si este precio cae, por factores de mercado, entonces la firma se incentiva a comprar mas permisos y de este modo controlar menos polución. Por lo tanto, la función de demande de permisos equivale a la curva de CMA y la agregación de todas las n curvas de la industria producirá la función de demanda de permisos del sistema, $\sum_{i=1}^n CMA_i$. Luego el precio de equilibrio del mercado será sensible a cualquier intervención de la autoridad en la oferta de permisos, para una curva de demanda en particular.

Gráficamente podemos ver lo anterior en la Figura 11.

FIGURA 11. Respuesta óptima de la empresa frente a un sistema de permisos transables.



Si una firma tiene en inicio asignados más permisos que e^* , entonces tendrá un incentivo para vender el excedente, ya que sus costos marginales son menores que el precio. Del mismo modo, si posee menos permisos que e^* , deberá comprar la diferencia, dado que le es mas barato que controlar la polución propia. Con esto y en el caso de que la asignación inicial de permisos no haya sido de costo mínimo, aquellas firmas con los costos marginales de abatimiento más altos estarán motivadas a comprar permisos, mientras que los vendedores serán aquellas empresas con bajos costos marginales de abatimiento.

Podemos decir entonces, que en este tipo de contaminante, un sistema de permisos transables garantiza que un cierto estándar diseñado por la autoridad ambiental se cumpla. Por ejemplo, si una firma W necesita 10 permisos para cumplir con la norma de emisiones, puede comprar a la firma Z , la cual emite menos que los permisos que posee, 5 permisos, y a Y , la

cual tiene la misma ventaja, otros 5. En cualquiera de los casos, la suma total de las emisiones deberá ser igual al estándar diseñado.

5.6 ANÁLISIS COSTO BENEFICIO

La aplicación de este método es posible de llevar a cabo en el estudio de los recursos naturales y el ambiente. Por ejemplo, un programa que este orientado a recuperar suelos contaminados por COPs puede ser valorado en sus beneficios, aunque en forma parcial y previa, por medio del incremento en la productividad de los que se está cultivando, en un horizonte de tiempo dado. Por supuesto que mediciones complementarias son requeridas para sostener resultados más robustos.

La estructura básica y secuencial propuesta por Hanley y Spash (1993) considera los siguientes puntos, referidos a los impactos que un determinado proyecto provocará en el medio físico y social. Una adaptación de ella se presenta en la Tabla 19.

TABLA 19. Principales consideraciones del análisis Costo Beneficio

Estado	Consideraciones
Descripción del proyecto	Identificar agentes ganadores y perdedores. Determinación de los recursos reasignados.
Identificación del impactos	Cuales se cree o se sabe causan mayor beneficio y costo a la sociedad.
Relevancia	Maximizar el beneficio social por medio del incremento del valor de la función de utilidad. Aproximación teórica.
Cuantificación física	Metodología de valoración en salud. Métodos de valoración tradicional. . Indicadores.
Valoración monetaria	Generar medidas comunes (en pesos) para predecir precios.
Descontar flujos de beneficios y costos	Actualizar los valores futuros. Test del valor presente neto
Análisis de sensibilidad	Simulación de escenarios alternativos

Fuente: Elaboración propia basada en Hanley y Spash (1993)

En el primer estado se desea tener un conocimiento de lo que se está evaluando, de manera de acotar el análisis y sus repercusiones posteriores, además de tener una perspectiva de los grupos afectados positiva y negativamente por el proyecto.

En el segundo estado se plantea de manera subjetiva¹², realizar un ranking de los distintos efectos que tendrá el proyecto en el medio físico y socioeconómico. Dependiendo del grado del impacto se evalúa por los expertos su repercusión de acuerdo a una escala de valores definida. Posteriormente los valores generados son ponderados y se estima el impacto final

¹² Pero con un conocimiento anterior de otras evaluaciones y por profesionales entrenados en el tema

que el panel determinó. Es importante señalar que deben determinarse los impactos netos sin considerar efectos paralelos de otros proyectos que puedan derivar en mejoras o empeoramientos de la situación base. La subjetividad es una crítica frecuente al método, pero su uso es masificado en la determinación de la relevancia de los impactos.

Respecto a esto último, se supone que un beneficio es causado por un mayor consumo por parte de los individuos de los bienes y servicios que están disponibles en el mercado y en el ambiente. Esto último indica que existen bienes que no son valorados en un mercado tradicional, pero que igualmente satisfacen los requerimientos de los consumidores. Del mismo modo un impacto negativo repercute en una disminución de la utilidad, dado por un menor consumo de algún bien o servicio. También se aplica la lógica anterior en el caso de variaciones en los precios de los productos ofrecidos, donde un alza es percibida como un costo y una baja del nivel de precios es un beneficio.

El enfoque teórico de la función de utilidad puede verificarse a través de los métodos de valoración existentes, tales como valoración contingente, precios hedónicos, costo de viaje o función de producción. Estas mediciones tienen un carácter experimental, por lo que es posible referirse a la calidad de los resultados y sus estimaciones.

Posteriormente, el test del Valor Actual Neto (VAN) es factible de utilizar solo en la medida de que el proyecto es factible socialmente, es decir $VAN > 0$. No parece recomendable comparar distintos VAN de proyectos diferentes, dado que por ejemplo podría darse el caso de tener que elegir entre recuperar un suelo contaminado versus limpiar un curso de agua de algún poluto. Solamente es una medida de eficiencia relativa del proyecto.

Finalmente el análisis de sensibilidad permite recrear múltiples escenarios, en donde varíen parámetros tales como la tasa de inflación, costos de insumos, cantidades físicas del medio, vida útil del proyecto, etc. Ello permite percibir un amplio escenario de posibilidades del resultado del proyecto, generados por el entorno incierto en que este se desenvuelve.

5.6.1 Criterios de evaluación de los incentivos

Los incentivos económicos diseñados deben poseer ciertas características deseables, que permitirán su viabilidad en términos políticos. Entre estos están la eficiencia, en la cual el objetivo planteado por la autoridad de reducir los niveles de un contaminante es alcanzado con el menor costo posible. Otro criterio es la efectividad en que el objetivo es alcanzar la meta propuesta en la reducción de la contaminación. La equidad implica la ponderación de los beneficios y costos entre las distintas capas de la sociedad. El criterio de flexibilidad corresponde a la capacidad del incentivo de adaptarse a los cambios en tecnología, condiciones políticas, sociales o ambientales que ocurren en el transcurso del tiempo. Lo anteriormente expuesto se resume en la Tabla 20.

TABLA 20. Atributos de los criterios de evaluación

Criterio	Característica
Eficiencia	Lograr objetivo al mínimo costo
Efectividad	Lograr objetivo
Equidad	Repartición justa de beneficios y costos
Flexibilidad	Posibilidad de ajuste dinámico

Fuente: Elaboración propia basado en Hanley y Spash (1993)

En principio la eficiencia entre ambos tipos de incentivos son equivalentes, pero su resultado varía entre ellos, dependiendo de las condiciones y fuentes de emisión. El factor determinante es el costo del monitoreo y hacer cumplir los acuerdos establecidos. Por ejemplo, en el caso de los incentivos basados en precio, dado que se necesitan muchos datos de buena calidad sobre las cantidades emitidas por las fuentes, se requiere de una buena logística que permita llevar a cabo dichas mediciones y que sea posible manejarlos y determinar el cargo apropiado.

En el caso de los permisos transables, se requiere establecer las reglas del juego entre los agentes y el sistema falla si existen pocas firmas contaminantes, dado que no existirá competencia por los permisos. En el caso opuesto, la inversión en monitoreo continuo y en hacer cumplir las normas o *enforcement*, puede ser relevante financieramente. La evidencia empírica señala que en EE.UU. el sistema de incentivos basado en cantidad genera un ahorro de costos mayor que el incentivo basado en precios. Sin embargo, en países en vías de desarrollo, el resultado ha sido el opuesto, dado las limitaciones en tecnología, capacidad administrativa y restricciones presupuestarias entre otras causas, hacen prevalecer al sistema basado en precios. Ello debido a que es más fácil cargar un impuesto a las firmas, por la existencia en la mayoría de los países de estructuras que se dedican a ello.

El criterio de efectividad se refiere a cumplir la meta de reducción de la meta por parte de implementar algún incentivo. En el caso de los basados en cantidad, al determinar un nivel fijo de emisiones dentro de una región específica, existirá un mayor control y predicción sobre el abatimiento efectuado ya que los mismos agentes involucrados cooperarán en ello.

Esto no es efectivo si la autoridad desea tener un mayor control de los costos de polución, por lo que el sistema basado en precios será preferido. Pero en este caso, el control de los niveles de polución se hace incierto. Puede darse el caso de que a la firma le convenga pagar el cargo y no disminuir sus emisiones, con lo que el nivel agregado del contaminante puede incrementarse peligrosamente. Por ello, la aplicación de un incentivo debe considerar adecuadamente las expectativas de los agentes sobre el control de la polución y aplicar un sistema mixto, si fuese necesario.

La equidad se asocia a la justicia en la repartición de costos y beneficios entre los miembros de la sociedad. Ello se relaciona a la identificación de los ganadores y perdedores en la implementación de un proyecto. Su consideración en la asignación de derechos a contaminar a los agentes involucra los principios de “el que contamina paga”, llevado a cabo

principalmente en Europa Occidental, permite a las firmas ajustar su control de emisiones vía precio. En casos en que la firma tiene el derecho a contaminar, “la víctima o sociedad paga” por que no lo haga.

La flexibilidad recoge las variaciones en el desarrollo de la sociedad, permitiendo adaptarse a los nuevos requerimientos. Esto se condiciona a que las estructuras que gobiernan a la autoridad ambiental le permitan tener capacidad ejecutiva para responder a tales cambios.

Por ejemplo, si existe un sistema de impuestos a las emisiones y dada una mejora tecnológica que permite a una firma reducir las emisiones, la modificación del cargo debe ser lo suficientemente rápida para evitar que la firma sea perjudicada al pagar por cantidades que no esta emitiendo. Del mismo modo debe considerar la tasa de inflación en la implementación de un cargo a las firmas.

5.6.2 Priorización De Políticas

En la toma de decisiones referidas al plan de implementación referido a los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), es deseable y necesario considerar los beneficios y costos netos que afectan a los distintos actores de la sociedad. Ello referido principalmente, a la aplicación de las diferentes estrategias de la política de implementación y su efecto en la distribución y equidad de sus resultados.

Tales resultados pueden ser vistos, por ejemplo, en alteraciones en la producción de cierta industria a la cual se le impongan restricciones de emisión de contaminantes. Otro caso es que existan tierras agrícolas que no puedan ser explotadas, por encontrarse en proceso de descontaminación o por ser irreversible su proceso de contaminación. Lo anterior genera una disminución en la oferta de productos de la industria afectada en el mercado, con los consecuentes efectos directos e indirectos en las utilidades de las firmas y en los empleos de los trabajadores. En el caso de la contracción de terrenos cultivables, esto conllevaría a la pérdida de labores y baja en los retornos de los agricultores.

Esto enfatiza la idea de establecer jerarquías en el diagnóstico y aplicación de políticas para los sectores afectados, tanto en términos geográficos como de variables socioeconómicas más específicas como nivel erario, sexo, filiación étnica, entre otras.

La información disponible, recolectada a través de los diferentes inventarios, entrega la pauta para la construcción de los diferentes indicadores definidos y con ello del plan de implementación en el tratamiento y manejo de los COPs. En el caso concreto de los sitios potencialmente contaminados (SPC), se detectaron físicamente por medio del uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), los cuales permitieron evaluar una alta cantidad de SPC existentes dentro de una comuna. Se consideró la vulnerabilidad del medio a sufrir daño como consecuencia de la presencia de COPs, lo que permite obtener una primera estimación del riesgo preliminar. No obstante, dicho mecanismo es limitado por la disponibilidad de información cartográfica existente en la comuna de estudio.

Los criterios que se utilizaron en este inventario y que pueden servir también para priorizar políticas, son la distancia a los centros poblados y el uso del suelo. Existe un mayor riesgo potencial cuando una fuente de emisión de COPs se encuentra cercano a la población o a un uso agrícola del suelo, factores a los que se les asigna un mayor peso o importancia relativa. También debe considerarse como criterio selector, la cantidad de receptores de los efectos de los COPs (relacionado con la distancia a los centros poblados) y la distribución regional. El análisis socioeconómico revela que pueden presentarse las siguientes consecuencias que exponemos en la Tabla 21.

TABLA 21. Efectos probables de la aplicación de medidas de un plan de acción

Resultados de interés	Ejemplo
Impactos sobre los grupos vulnerables dentro de la sociedad	Pequeños agricultores imposibilitados de cultivar sus tierras, trabajadores expuestos a contaminación por COPs, niños y ancianos.
Impactos sobre la distribución del ingreso de la población	Baja en los salarios por restricciones a la producción.
Impactos sobre la industria considerando su tamaño, vida útil, etc.	Emigración o reacondicionamiento, cierre anticipado de plantas.
Creación de barreras de entrada en el mercado	Imposibilidad de desarrollar proyectos por prohibiciones o limitaciones legales.
Efectos sobre el empleo regional	Cesantía por cierre de fábricas o restricciones a la producción.
Incidencia en variables macroeconómicas tales como la inflación	Aumento en el nivel de precios agrícolas por incremento en costos de remediación.

Fuente: Elaboración propia, basado en *Evaluación Social de Proyectos (Villena, 2002)*

Básicamente, el análisis de equidad contempla dos aspectos relacionados con un componente descriptivo y otro normativo. El primero detalla los efectos de las políticas, los cuales señalan la distribución de los impactos sobre los grupos vulnerables seleccionados. Por otra parte, el componente normativo indica como la distribución de los impactos podría alterar las decisiones de las estrategias, dependiendo si estos son positivos o negativos.

Para el análisis de la distribución de los efectos, es necesaria la descripción certera de los grupos afectados por impactos significativos de las decisiones políticas. Paralelamente, la variación de los costos y beneficios entre los grupos debe tomarse en consideración, dada la naturaleza dinámica de estos. Es decir, inicialmente el impacto puede ser muy diferente en un período de tiempo posterior, como por ejemplo, los cambios de tipo vertical, lo que se resume a continuación:

- La distribución de los excedentes entre los productores y consumidores, lo cual depende de los cambios en los precios.
- Los pagos de transferencias, los que influyen en la distribución de los beneficios y costos, aunque no afectan los beneficios netos de una alternativa en particular.

- Los beneficios secundarios, los cuales tienen un efecto notable entre las distintas áreas geográficas y sectores involucrados.

Los aspectos relacionados a modificaciones en los impactos, debido a variables tales como género, raza, edad, localización geográfica, etc., son variaciones del tipo horizontal.

Junto con ello, es útil contar con la cuantificación de los costos de un plan de mitigación de los efectos negativos de los distintos COPs. Para la elaboración de una memoria de cálculo que cuantifique efectos de las políticas, es necesario disponer de las variables relevantes en la formulación de los respectivos indicadores. Es decir, las variables a evaluar en la caracterización de sitios contaminados que permita determinar el nivel de afectación de un suelo y la concentración del contaminante en el mismo.

Como se señala en el informe “Desarrollo de una metodología para la implementación de un catastro priorizado de sitios contaminados con COPs”, los rubros que requieren una mayor atención, son los sitios con potencial presencia de dioxinas y furanos. Se indica además, que el análisis de estos dos compuestos es el más oneroso dentro de las 12 sustancias COPs, dado que aún no existe en el país la capacidad instalada para realizar este tipo de análisis.

Paralelamente, y tal como se expresa en el Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados, se estimaba el año 2000, que se requerían aproximadamente 1.500 millones de dólares para eliminar cerca de 400.000 a 500.000 toneladas de plaguicidas caducados en el mundo, a un costo promedio de US\$ 3 por kilogramo. Dicha magnitud implica necesariamente usar eficientemente los recursos, dada su limitación en la disponibilidad y existencia. La identificación de los lugares donde se presentan los depósitos de plaguicidas y la aplicación de políticas de eliminación y remediación respectivas, ayuda a que puedan incrementar el número de objetivos que se pueden lograr al mismo tiempo.

5.6.3 Métodos de valoración de Costo-Beneficios ambientales

Las estimaciones empíricas de los beneficios obtenidos por el mejoramiento o empeoramiento en la calidad de bienes o servicios ambientales, pueden ser determinadas con el uso de métodos de valoración directa, tales como el Método de Valoración Contingente (MVC) o mediciones indirectas de valoración, como el método de los Precios Hedónicos (PH), el método del Costo de Viaje (CV) o mediante aproximación de la función de producción.

Los métodos directos buscan identificar las preferencias de los individuos por la calidad ambiental de algún sitio, preguntando directamente al sujeto por un ranking de preferencias. Los estudios que utilizan el MVC, por lo general se realizan a través de un proceso de encuestas a una muestra de personas. Como resultado final, se pueden desprender valores monetarios de disposición a pagar por algún mejoramiento en la calidad ambiental, o disposición a recibir compensaciones por alguna disminución en la calidad producto de algún impacto. Estos valores son obtenidos de primera fuente, aunque pueden estar bastante influenciados dependiendo del diseño de la encuesta.

Otra forma directa de valorar los bienes y servicios no transados en el mercado¹³ es por medio de las Preferencias Reveladas. Aparte de obtener la información de los individuos respecto a establecer prioridades entre distintas externalidades positivas, en este método los individuos pueden elegir entre diferentes pares de alternativas. Estas elecciones incluyen tanto atributos del bien en cuestión, como su costo de suministrarlo. Luego se generan diferentes canastas de combinación entre bienes ambientales, cuya disposición a pagar por las personas indicará, cual es más preferido a otro. Es decir, se encuentra un ranking de preferencias, al igual que en VC, por lo que este es una generalidad del método de Preferencias Reveladas.

Los métodos indirectos capturan las disposiciones a pagar de las personas respecto a la calidad ambiental de algún bien, mediante la observación del comportamiento que ellas tienen como consumidores, en un mercado relacionado. Por ejemplo, en el método de los PH, se observa el precio que las personas pagan por una vivienda, la cual tiene atributos particulares, no relacionados con el producto en sí, sino más bien con el entorno en donde se encuentra ubicada. Es decir, tanto la presencia por ejemplo de un bosque cercano, como la tranquilidad del vecindario, pueden ser indicadores de la disposición a pagar de las personas por la calidad ambiental. Del mismo modo que antes, el método del CV contabiliza el gasto que las personas efectúan al desplazarse en búsqueda de actividades recreacionales.

La valoración por medio de la aproximación de la función de producción contempla relaciones, tanto desde el punto de vista de las empresas productoras de bienes y servicios, como desde los consumidores, los cuales producen otros servicios para incrementar su utilidad. Por ejemplo, si existe una contaminación de una napa subterránea por parte de algún pesticida, las familias del entorno tendrán que invertir en técnicas para poder consumir agua, o deberán comprar agua para el consumo domestico y de sus animales.

Este último enfoque contempla dos métodos diferentes: el método de los costos evitados y la función de dosis respuesta. La relación entre ambos genera las estimaciones de morbilidad y mortalidad en humanos, lo que implica que sus resultados pueden determinar la factibilidad de un proyecto o permiten la creación de estándares de calidad. Estos métodos serán descritos con mayor detalle en los siguientes capítulos.

Podemos presentar en forma esquemática los principales métodos de valoración en la Tabla 22.

¹³ O externalidades positivas desprendidas del ambiente

TABLA 22. Principales metodologías de valoración de bienes ambientales.

Método	Medida de valoración
Valoración Contingente	Directa
Preferencias reveladas	
Costo de viaje	Indirecta
Precios hedónicos	
Función dosis respuesta	
Costos evitados	

Fuente: Elaboración propia basado en Hanley y Spash (1993)

VI. EFECTOS EN LA SALUD A SER CUANTIFICADOS Y VALORADOS

En general, si el impacto en el medio físico o socioeconómico es más intenso y directo, más sencilla será su cuantificación monetaria. Dado lo anterior, en la valoración económica de la salud, los efectos preferentemente medidos son la mortalidad y la morbilidad. Uno de los principales problemas analíticos es determinar si los beneficios obtenidos por mejoras en los factores incidentes en los daños a la salud son mayores a los costos incurridos en dicha superación.

La consecuencia en la salud de las personas tendrá un impacto a su vez en las actividades productivas que ejercía cada uno de los individuos afectados. En la situación de alteraciones medibles en la producción es posible usar las formas clásicas de economía para determinar el efecto en los agentes, ya sea por cambios en precios o en cantidad. En el caso de las externalidades, actualmente existen muchas técnicas de valoración, que en el caso de ser negativas se asocian principalmente a la contaminación del medio físico.

En el pasado reciente existió dificultad en valorar los beneficios y costos económicos sociales producto de las externalidades generadas de las actividades antrópicas. Incluso, en fechas más recientes, el plan de descontaminación de Caletones de 1996 no se consideró demasiado relevante presentar un VAN social para la regulación cuándo no ha sido posible cuantificar adecuadamente todos los ítems de costos y beneficios ya que cualquier cálculo estaba sesgado por las cuantificaciones realizadas, en desmedro de los ítemes intangibles. Para la elaboración de normas ambientales en Chile respecto a vehículos motorizados, la evaluación de los impactos socioeconómicos de la norma se hizo comparando los costos y beneficios sociales asociados en la situación sin norma o situación base versus la situación con norma o proyecto regulatorio, definiendo los impactos para finalmente evaluar los costos.

La valoración económica de los efectos en la salud derivados de la contaminación es posible de abordar a través de estimaciones de la pérdida de productividad tales como incapacidad y dependencia dadas por el ausentismo escolar, morbilidad o muerte. También es posible realizar acercamientos enfocados al análisis de costo-beneficio. Se han aplicado también conceptos relativos a la dosis – respuesta ya señalada, para referirse al resultado de enfermedades y muertes atribuibles o prevenibles. La dificultad implícita en este tipo de acercamientos radica en que se basan, generalmente, en información secundaria, parcial y notablemente imperfecta.

Disponer de una base de datos de buena calidad demanda estudios de al menos 10 años que cuantifiquen el nivel de contaminación al cual está expuesta la población, además de otros factores¹⁴ que no encubran el efecto relevante a ser medido (Sánchez *et al.* 1997). Lo anterior cobra relevancia en el caso de los COPs, dado que los efectos en la salud pueden ser a muy

¹⁴ Tales como hábito de fumar, antecedente familiares, sedentarismo, etc.

largo plazo, alcanzando generaciones posteriores a las que recibieron el impacto, por lo que se dificulta el objetivo de valoración.

Los estudios más abundantes son los referidos a los impactos de gases polutos en el medio aire tales como los de Ostro (1998) y Sánchez *et al.* (1997). Es sabido que la exposición permanente o crónica a la contaminación atmosférica puede llevar a la muerte prematura, debido a obstrucciones del pulmón y por incrementos en las enfermedades cardiovasculares. La exposición aguda, por otro lado, puede provocar muerte prematura o vulnerabilidad a ella en las personas que tengan antecedentes de enfermedades cardiopulmonares.

En el caso de los COPs, como se mencionó previamente y enfatizado por Ship (1997), el diagnóstico y estudio en las poblaciones expuestas (tanto por una presencia sostenida en el tiempo o víctimas de accidentes como derrames o emisiones no controladas) encontrará obstáculos difíciles de salvar. Existe también una enorme controversia entre los investigadores sobre la verdadera repercusión en humanos, debido principalmente a que según algunos los estudios en animales no son extrapolables a las personas (Camemark, 1999). Sin embargo existe evidencia empírica que sugiere el efecto de pesticidas en humanos con la disminución de la proporción de la tasa de nacimientos de varones entre 1950 y 1990 en Holanda y en Dinamarca entre los años 1951 a 1995 (Van der Pal-de-Bruin, *et al.* 1997; Moller 1996).

En el caso de exposiciones de personas y animales a los COPs, el informe presentado por el Proyecto GEF/UNEP (2004), se indica que existen diferentes formas de enfrentar los efectos nocivos provocados. Por ejemplo, las intoxicaciones pueden ser de carácter agudo, subagudo y crónico, dependiendo de la interacción entre la cantidad de la sustancia que ingresa al cuerpo por unidad de tiempo en función del peso corporal (dosis) y la duración y/o frecuencia con que ocurre el ingreso del tóxico al interior del cuerpo.

Los principales efectos adversos para la salud, informados como efectos asociados con la exposición a los COPs, se presentan en la Tabla 23.

TABLA 23. Principales efectos adversos para la salud asociados a la exposición a los COPs.

Tipo de exposición	Efectos agudos	Efectos crónicos
Ocupacional (vías respiratoria y dérmica)	Aparato respiratorio (irritación de vías aéreas) Sistema nervioso central (SNC)	Sistema inmunitario Sistema endocrino Hígado Riñón Reproducción* Genotoxicidad Cáncer
No ocupacional en población general (vía digestiva)	Tracto digestivo (irritación de tubo digestivo) Sistema nervioso central (SNC)	Sistema inmunitario Sistema endocrino Sistema nervioso Alteraciones conductuales Hígado Reproducción* Desarrollo** Genotoxicidad Cáncer***

* En efectos reproductivos lo más frecuentemente buscado y/o detectado ha sido aborto y parto prematuro.

** Efectos en el desarrollo más frecuentemente informados fueron malformaciones congénitas (en una variada gama de lesiones) y mortalidad post natal precoz, les sigue en frecuencia muerte fetal.

*** Cáncer de hígado es el cáncer más frecuentemente informado por las investigaciones como asociado con la exposición crónica a COPs.

Fuente: Proyecto GEF/UNEP “Análisis de la información disponible sobre posibles efectos en la salud por contaminantes orgánicos persistentes en el medio ambiente” (2004)

Además, dada la potencialidad mutagénica de los COPs (dada su capacidad de atravesar las membranas celulares al ser solubles en grasas), debemos considerar los efectos en los neonatos, infantes y en las generaciones posteriores que, actualmente crecen y que a futuro crecerán bajo el entorno de estos contaminantes.

Estos impactos traen como consecuencia perjuicios en la sociedad, dada la magnitud del daño en la salud de los individuos. La Tabla 24 resume lo anterior.

TABLA 24. Relación de pérdida social por daño en la salud de las personas.

Efectos	Perdida
Mortalidad prematura	Fin definitivo de la productividad del sujeto
Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias y cardiovasculares	Disminución en la productividad por ausentismo laboral
Visitas a sala de emergencia por enfermedades respiratorias	
Síntomas respiratorios agudos	
Días con actividad restringida en adultos	
Bronquitis crónica	
Ataques de asma	Costos privados y sociales de tratamiento
Enfermedades respiratorias bajas en los niños	Disminución en la productividad por ausentismo laboral Costos privados y sociales de tratamiento
Abortos no deseados	Costos privados y sociales de tratamiento
Complicaciones durante el embarazo	
Bajo peso al nacer	

Fuente: Ostro (1998), Centro Europeo para la Salud y el Ambiente (2000)

Hay que señalar que existen otros tipos de enfermedades asociadas a contaminación por los COPs en otros medios (agua, suelo) que pueden ser consideradas incrustadas en alguno de los ítems anteriores, principalmente en los señalados a la gestación humana, aunque esto es insuficiente.

VII. APLICACIONES PARA CUANTIFICAR LOS EFECTOS EN LA SALUD

Una forma muy común y que posee subdivisiones es la aproximación de la función de producción, la cual hace uso del conocimiento científico sobre las causas efecto o las relaciones dosis respuesta. Necesita una definición contable del cambio en la variable ambiental en cuestión, relacionando dicha variación con algún agente que lo provoca. Ello genera una función de respuesta que puede concatenarse con modelos económicos para algún bien transado en el mercado.

La interacción entre los agentes que intervienen en los cambios en la calidad del ambiente (firmas productoras de bienes y servicios, factores biológicos o meteorológicos del sitio) produce efectos finales en el bienestar del consumidor. Las respuestas biológicas o en la producción generan una relación entre las variables ambientales y el funcionamiento de un ecosistema.

Dicha relación de respuesta puede ser cuantificada directamente por experimentos biológicos o de forma indirecta por medio del comportamiento de las firmas o consumidores¹⁵. Por supuesto que una combinación de ambas cuantificaciones puede ser usada.

El tipo de metodología varía según el efecto del contaminante, siendo por ejemplo, en la contaminación de las aguas, necesarios estudios epidemiológicos que relacionen causa-efecto entre la contaminación y las enfermedades asociadas. En el estudio de alteraciones en la atmósfera por parte del contaminante PM10, el cual está afectando a la mayor parte de la población de grandes ciudades, se utiliza el método de dosis-respuesta, que asocia cambios en los niveles de contaminación con cambios en los índices de la salud de las personas para diversas enfermedades.

7.1 FUNCIÓN DOSIS RESPUESTA

Ostro (1998), establece una fuerte relación entre la exposición a PM10 y la mortalidad, principalmente, aparte de otras consecuencias adversas en la salud. La estimación cuantitativa permite tener conocimientos más precisos acerca de los reales problemas asociados a la contaminación y permite optimizar los recursos de salud pública y privada. Señala el mismo investigador que el impacto total en salud puede ser determinado a través de tres factores:

La relación DOSIS-RESPUESTA, que implica un cambio marginal en la probabilidad de un efecto específico en salud respecto a un cambio en los niveles de contaminación, manteniendo otros factores constantes. Lo que subyace a esta relación es que dichos cambios son estadísticamente observables, por lo que las estimaciones pueden ser expandidas al total de la población expuesta.

¹⁵ Las firmas por medio de funciones de costo o producción; los consumidores a través defunciones de demanda.

El estudio puede ser llevado a cabo a través de series cronológicas tomando una muestra amplia de personas a través del tiempo, expuestas a los efectos de la contaminación o mediante corte transversal, estudiando lugares en donde existen distintos niveles de contaminación, en un momento dado. Esto posibilita la estimación de los efectos en la salud humana atribuibles a la contaminación atmosférica, manteniendo otros factores que tienen influencia en la salud constante. Para la determinación de estas relaciones es fundamental el seguimiento continuo de los efectos en las personas

Identificar las poblaciones susceptibles, lo que implica la selección de una muestra representativa de las personas afectadas por un contaminante dado o de subgrupos específicos (ancianos, niños). Se utilizan modelos de dispersión para desarrollar la exposición de las poblaciones afectadas. Las muestras deben estratificarse y analizar los datos por diversas fuentes de monitoreo para controlar las diferencias en variables no controladas (climatología, estacionalidad). Un problema es la dinámica diaria de las personas, ya que la mayoría se desplaza entre comunas hacia lugares de trabajo y estudio principalmente.

Cambio en los niveles de la contaminación, representado por la comparación entre una línea base dada por la contaminación actual y la existente idealmente exigida por una norma o un plan de reducción de emisiones. Todos los estudios realizados con el PM10 señalan que no existe un umbral, es decir el nivel bajo el cual la contaminación no es nociva. Ello permite utilizar el supuesto de la linealidad de las funciones dosis respuesta.

Las funciones dosis respuesta provienen principalmente de estudios epidemiológicos, principalmente de Reino Unido, USA y Canadá, permitiendo que la metodología sea replicada en otros contextos y adaptada según las condiciones de otros países, siendo mejorada por lo tanto con estudios mas recientes. Es flexible a posibilitar la modificación de los resultados y observar la variación en las respuestas. Es notable que en el caso del PM10 se cuente con estimaciones provenientes de datos de Santiago (Ostro *et al* 1996, citado por Sánchez *et al* 1997) lo que ayuda a reducir la incertidumbre que plantea el hecho de utilizar funciones dosis respuesta de otros países con otro tipo de desarrollo industrial, aun cuando ellas hayan dado resultados coherentes al ser empleadas.

Un supuesto que debe existir es que la similitud espacial entre la fuente de monitoreo y la población expuesta a la contaminación. Es deseable que surjan nuevas investigaciones que retroalimenten los modelos existentes de forma de mejorar su eficiencia en la predicción, así como el estudio de material particulado de menor diámetro, el cual podría tener mayor incidencia en la sanidad poblacional.

Del mismo modo, con el fin de usar datos locales, Ostro (1998) sugiere que se valore económicamente la percepción que las personas tienen sobre las disminuciones de riesgos y determinadas consecuencias en la salud. Podemos resumir las funciones dosis respuestas según la Tabla 25.

TABLA 25. Fortalezas y Debilidades del uso de funciones dosis respuesta por medio de series de tiempo

Ventajas	Desventajas
Minimiza los efectos confundidos	No hay confiabilidad para evaluar efectos crónicos
Errores de estimación más bajos	Subestimación de los verdaderos efectos al suponer linealidad de las funciones
Buena transferencia espacial en general y posibilidad de retroalimentación de los modelos	Uso de condiciones ajenas a la realidad local y dificultad en seguimiento de la muestra

Fuente: Ostro (1998)

En el caso del uso de método de corte transversal, no es claro que exista transferencia de la función desde otras zonas de estudio. La mayor parte de las estimaciones en este caso se realizan en los indicadores número de muertes atribuibles a un factor y en la reducción en la vida promedio.

Un método concreto es el de los Costos de Tratamiento, el cual busca una vez calculada la función dosis-respuesta, valorar económicamente la pérdida de bienestar a través de los siguientes componentes, tales como gastos incurridos y externalidades negativas:

TABLA 26. Componentes para la valorización de los costos de tratamiento

Componentes	Ejemplo
Hospitalización y tratamiento	Medicamentos, días cama, otros insumos
Los días de trabajo perdido o de actividad limitada	Perjuicio económico por no recibir sueldo
Costo que para el entorno representa el malestar del individuo.	Perjuicio económico por no recibir sueldo algunos días por cuidar del enfermo
Costo que el propio malestar supone para el enfermo	Incapacidad para disfrutar del ocio

Fuente: Sánchez *et al.* (1997)

Este método ha sido ampliamente utilizado y sus resultados pueden complementarse y validarse con otros métodos. El método de costos corrige las deficiencias de otros métodos, pero subestima el costo real, ya que el costo de tratamiento no es el costo total de la enfermedad. Además, se basa en la aplicación de la función dosis-respuesta (con su fuente de incertidumbre) y no tiene en cuenta el hecho de que las personas pueden reaccionar frente a los acontecimientos tomando una serie de medidas defensivas (videsupra).

7.2 MÉTODO DE LOS COSTOS EVITADOS

Este método se basa, en la información relacionada con las medidas defensivas o preventivas, adoptadas por la población para contrarrestar los efectos nocivos de la contaminación. En el caso de medidas preventivas, algunos ejemplos incluyen la compra directa de cultivos orgánicos (libres de plaguicidas), filtros de agua, ebullición del líquido, desinfección de verduras o lisa y llanamente cambiarse de una ciudad contaminada a otra más prístina.

Como señaló en el capítulo 4, es un método indirecto de valoración. Si existe sustitución perfecta entre las medidas defensivas o preventivas y la calidad ambiental, el método entregará una mejor aproximación de los efectos del cambio en los niveles de contaminación en el bienestar de las personas (Hanley y Spash, 1993).

En un estudio empírico realizado en Chile, Sánchez *et al.* (1997) utilizaron este método para estimar mortalidad y morbilidad, con distintos enfoques para valorarlos en términos de dinero. Estos son para la mortalidad el enfoque de valoración contingente, el enfoque del capital humano y el enfoque de diferencias salariales.

7.2.1 Valoración Contingente

El primero de estos enfoques, de valoración contingente, ya mencionado en el capítulo 4, será detallado en la siguiente sección, dada su importancia. Es muy preciso en estimar el verdadero valor que las personas asignan a la reducción en la posibilidad de una muerte prematura, pero es demasiado costoso en términos de llevar a cabo, dado que hay que diseñar una encuesta y un tamaño de muestra representativo. Este método tiene la ventaja además de estimar un amplio rango de valores de bienes no transados en el mercado, además de los valores de no uso de bienes y servicios.

Su aplicación requiere la definición del mercado hipotético para el bien ambiental en cuestión (calidad del aire, suelo, agua, etc.). Luego se lleva a cabo una encuesta a las personas, las cuales entregar su disposición a pagar por una mejora en la calidad del bien (o aceptar una compensación si es que hay un detrimento en la calidad). Esta información es procesada y usada en estimaciones de funciones de disposición de pagos, extrapolando los resultados a la población. Por supuesto que debe existir el chequeo continuo del ejercicio, para garantizar su validez.

7.2.2 Enfoque del capital humano y de diferencias salariales

El segundo enfoque es el más simple ya que necesita de poca información pero el menos exacto, debido a que subestima los verdaderos valores a pagar por la vida de los individuos. Supone que el valor de cada unidad de capital humano equivale al valor presente de los ingresos que la persona hubiese generado de no haber muerto prematuramente. Por ello solo estima una cota inferior del verdadero costo de la mortalidad.

Finalmente el enfoque de las diferencias salariales está relacionado con la disposición a pagar por una mejora en la calidad ambiental y los distintos niveles de sueldo de las personas reflejan sus percepciones del riesgo de morir en el trabajo. Pero puede capturar la aversión al riesgo de los empleados u otras particularidades del trabajo, necesitando además mucha información de los salarios y de otras peculiaridades de las labores. Sánchez *et al.* 1997 usaron el enfoque del capital humano por su sencillez.

Los enfoques para la valorización de la morbilidad corresponden a los costos directos asociados a la enfermedad, los gastos preventivos (defensivos) y la valoración contingente (ya

mencionada). En el primer enfoque se entrega un límite inferior de la verdadera disposición a pagar por reducciones en las enfermedades, dado que no contabiliza costos como el dolor, malestar, etc. Sólo incluye los costos de tratamiento directos y salarios perdidos (medidos en términos del valor de la productividad) durante la enfermedad.

Para los gastos defensivos existe el supuesto de que las personas que viven en zonas contaminadas previenen y se cuidan de forma de minimizar el riesgo de enfermarse. A través de los gastos incurridos en estas medidas precautorias es posible inferir cual es la cantidad mínima que se está dispuesto a pagar por bajar ese riesgo. Por experiencia se sabe que la gente no esta bien informada respecto a la contaminación y estrategias de prevención, por lo que el enfoque no es muy utilizado.

El estudio señalado hizo empleo del primer enfoque, considerando los costos de tratamiento en términos de los gastos incurridos tanto para las personas como para los servicios de salud por los mecanismos de diagnósticos, tratamiento, días cama, ausentismo laboral, etc.

También consideró los costos por pérdida de días de trabajo, tanto por la ausencia como por la actividad restringida que las enfermedades provocan. Se usó para el cálculo el enfoque de capital humano contabilizando el salario de las personas afectadas como la perdida marginal en producción, dado que dejarán de ganar por no poder trabajar y habrá una pérdida social por tener que reemplazar al operario.

Podemos resumir en la Tabla 27, para los diferentes enfoques del método, sus principales características.

TABLA 27. Algunos enfoques del método de valoración de salud (Costos Evitados)

Métodos de valoración	Usado en estudios de	Característica
Gastos preventivos o defensivos	Morbilidad	Gastos de las personas por evitar la enfermedad
Costo de tratamiento	Morbilidad	Gastos de las personas por sobrellevar la enfermedad
Valoración contingente	Morbilidad, Mortalidad	Disposición de las personas a pagar por minimizar el riesgo de contraer una enfermedad o muerte prematura
Enfoque del capital humano	Mortalidad	Valor presente en los ingresos que la persona hubiese generado de no morir tempranamente
Enfoque de diferencias salariales	Mortalidad	Diferencias en el sueldo reflejan aversión de los agentes a morir en el trabajo

Fuente: Sánchez *et al.* (1997)

Las fortalezas y debilidades de los métodos también los resumimos en la Tabla 28.

TABLA 28. Fortalezas y debilidades de los enfoques de los métodos de valoración

Métodos de valoración	Ventajas	Desventajas
Gastos preventivos o defensivos	Aproximación a cota mínima de los gastos por reducir el riesgo de una enfermedad	Los agentes no están informados sobre riesgos de la contaminación y no toman medidas por evitarla
Costo de tratamiento	Simple de aplicar	Subestimación de costos y no considera las medidas defensivas de la personas
Valoración contingente	Es el más exacto	Costos de llevar a cabo son altos dado que necesita demasiada información
Enfoque del capital humano	Poca información para las estimaciones por lo que es el mas simple	Subestima los verdaderos valores a pagar y el menos exacto posiblemente
Enfoque de diferencias salariales	Puede ser alternativa a valoración contingente	Puede no reflejar verdadera percepción del riesgo de los agentes. Además necesita información detallada

Fuente: Sánchez *et al.* (1997)

7.3 MÉTODO DE VALORACIÓN CONTINGENTE (MVC)

7.3.1 Fundamentos del método

El Método de Valoración Contingente (MVC), originalmente propuesto por Davis (1963), se ha convertido en la principal herramienta de valoración económica de externalidades, ante las limitaciones presentadas por aquellas otras técnicas basadas en la conducta de los agentes en el mercado (preferencias reveladas). El método ha sido aplicado para valorar numerosos y diversos bienes públicos, en particular ambientales.

El MVC utiliza como dato principal la valorización privada que dan las personas a los beneficios de un proyecto o programa, la que, en general, debiera capturar la valorización social de los beneficios.

Lo que persigue esta técnica es la creación de un mercado hipotético-contingente, en que el público juega como en uno real y puede proporcionar, entonces, su máxima disposición a pagar en valor monetario. En este caso, un cuestionario realiza el papel de mercado contingente del medio ambiente, donde la oferta viene representada por la persona que entrevista y la demanda por la entrevistada. A continuación se realizan una serie de ofertas (máximas, mínimas o escalonadas) hasta conseguir la verdadera disposición a pagar del público. La ventaja de este procedimiento es que no tiene por qué limitarse a estimar la voluntad de pago de los usuarios directos del bien, puesto que, como es un juego hipotético pero creíble de valoración, se puede extender la muestra al resto de la población, y de este modo estimar los valores de uso pasivo, correspondientes con el valor de opción, valor de legado y valor de existencia característicos de los bienes ambientales.

7.3.2 Aspectos teóricos

En el ámbito científico, las técnicas tradicionalmente empleadas para descubrir relaciones matemáticas entre variables empíricas observadas se pueden agrupar en 3 aproximaciones alternativas: los métodos paramétricos, no-paramétricos y semiparamétricos (Bishop, 1995). Las estimaciones realizadas en los ejercicios de valoración contingente emplean una perspectiva paramétrica. Por tanto, se determina una forma funcional a priori con una serie de parámetros que son posteriormente estimados. Para el caso de aplicaciones con pregunta abierta se suele utilizar una regresión lineal y, para aquellas con pregunta cerrada o dicotómica, los modelos logit-probit. La principal crítica a estos métodos se centra en que la forma funcional preseleccionada pudiera no ser la más adecuada para representar la verdadera relación entre variables.

Por su parte, los métodos no-paramétricos no asumen ninguna forma funcional inicial permitiendo que la relación entre variables quede enteramente determinada por el conjunto de datos disponible. A pesar de esta mayor flexibilidad, las técnicas no-paramétricas se caracterizan por exigir un número elevado de observaciones y por mostrar una mayor complejidad analítica a medida que se incrementa el tamaño muestral. Kriström (1990) propuso la incorporación de una estimación no-paramétrica al MVC aunque fue utilizada en muy pocas ocasiones (Hanemann y Kanninen, 1999).

En la tercera aproximación, los denominados métodos semiparamétricos, se agrupan aquellas técnicas que no se restringen a una única forma funcional y, además, la complejidad no aumenta al incrementar el tamaño muestral. Por tanto, esta aproximación busca combinar las ventajas de los métodos paramétricos y no-paramétricos.

Recientemente ha surgido en el ámbito semiparamétrico una serie de procedimientos de búsqueda funcional no-lineal inspirados en la Genética y en las Teorías Darwinianas de Selección Natural y Supervivencia (Holland, 1992). Estos métodos, conocidos como algoritmos genéticos o evolutivos, ya han sido empleados satisfactoriamente en ingeniería (Goldberg, 1989), química (Brodmeier et al., 1994), acústica (Gerstoft, 1995) y economía (Szpiro 1997). Esta difusión multidisciplinar de los AG se debe, fundamentalmente, a la multitud de ventajas que ofrecen: utilizan relativamente pocos datos, su empleo es sumamente sencillo y, sobre todo, no imponen ninguna restricción inicial de la forma funcional subyacente en los datos. Además, al contrario de otros métodos semiparamétricos (como las Redes Neuronales), el AG determina explícitamente una estructura funcional en forma analítica (ecuaciones matemáticas).

A. Estructura del Modelo de Hanemann

A partir del experimento de valoración contingente realizado por Bishop y Heberlein en 1979, Hanemann (1984) realizó formulaciones sobre cómo los modelos logit deben elaborarse para ser consistentes con la hipótesis de maximización de Utilidad, y cómo deben derivarse las medidas de cambio en el bienestar *hicksianas* para datos de respuesta discreta.

Un supuesto fundamental es que el individuo conoce con certitud su función de utilidad “U” (j, y, s). Dicha función contiene componentes que no son observables, por lo tanto deben ser tratados como estocásticos por el investigador. Esto sirve para generar la estructura estocástica del modelo estadístico de respuesta binaria, que puede ser escrito como se presenta en la ecuación (9).

$$(9) \quad u(j, y, s) = v(j, y, s) + \varepsilon_j \quad \text{con } j = (0, 1)$$

en donde “j” toma valor 1 para la situación con mejora, y 0 en la situación sin mejora, “y” es el ingreso, y “s” representa las características socioeconómicas del individuo.

Si el entrevistado está dispuesto a pagar una cantidad de dinero “A” para disfrutar de la mejora del bien, entonces debe cumplirse la siguiente ecuación:

$$(10) \quad \Delta v = v(1, y - A, s) - v(0, y, s) > \varepsilon_0 - \varepsilon_1$$

donde ε_0 y ε_1 son variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas (iid).

Para el investigador, las respuestas de cada entrevistado (SI/NO) son variables aleatorias cuya distribución de probabilidad está dada por la ecuación (11):

$$(11) \quad P(\text{Respuesta SI}) = P[\Delta v > \eta] = F_\eta[\Delta v]$$

en donde $\eta = \varepsilon_0 - \varepsilon_1$ y F_η es la función de probabilidad acumulada de η que indica la probabilidad que η sea menor o igual a Δv .

B. Formas Funcionales

La función de probabilidad acumulada de η evaluada en Δv se asume que sigue una distribución logística.

$$(12) \quad P(\text{Respuesta SI}) = F_\eta[\Delta v] = \frac{1}{1 + e^{-\Delta v}}$$

Para la formulación anterior se especifica una forma funcional (lineal, logarítmica, Bishop) para $v(j, y, s)$, $j = (0, 1)$ y luego se calcula la diferencia Δv de la siguiente forma:

a) Forma lineal, cuando v es lineal en el ingreso del entrevistado, entonces:

$$(13) \quad v(j, y, s) = \alpha_j + \beta_y + \varepsilon \quad \beta > 0, j = (0, 1)$$

$$(14) \quad \Delta v = (\alpha_0 - \alpha_1) - \beta A + \eta$$

donde β representa la utilidad marginal del ingreso y es positiva, porque se supone que el valor esperado de la utilidad (v) aumenta con el ingreso, lo que implica que mientras mayor sea A en la encuesta, menor será Δv . En esta aproximación lineal $\Delta\alpha$ representa el cambio de utilidad por la mejora en la calidad del bien. Además, α_0 , α y β son funciones de las características socioeconómicas de los individuos.

b) Forma logarítmica, cuando v es logarítmica en el ingreso.

$$(15) \quad v(j, y, s) = \alpha_j \beta \ln y \quad \beta > 0, j = (0, 1)$$

$$(16) \quad \Delta v = (\alpha_0 - \alpha_1) + \beta \ln\left(1 - \frac{A}{y}\right) + \eta$$

c) Forma semilogarítmica: Bishop propuso una forma funcional para Δv , sin hacer referencia explícita a la función de utilidad que la genera.

$$(17) \quad \Delta v = \alpha + \beta \ln A + \eta$$

Un resumen de las formas funcionales y las funciones de utilidad que las generan se presenta en la Tabla 29.

TABLA 29. Formas funcionales para V y ΔV

Función V	Forma Funcional ΔV
1) $v(j, y, s) = \alpha_j + \beta_y + \varepsilon$	$\Delta v = (\alpha_0 - \alpha_1) - \beta A + \eta$
2) $v(j, y, s) = \alpha_j \beta \ln y$	$\Delta v = (\alpha_0 - \alpha_1) + \beta \ln\left(1 - \frac{A}{y}\right) + \eta$
3) Sin formulación	$\Delta v = \alpha + \beta \ln A + \eta$

Fuente: Elaboración propia en base a Hanemann (1984) y Bishop (1979)

C. Medidas del Bienestar

Las medidas monetarias de cambio en el bienestar de las personas están asociadas con cambios en los niveles de precios o cambios en las cantidades consumidas. En el caso de bienes no transados en el mercado, el objetivo generalmente es determinar el cambio en el bienestar atribuible a un cambio en la disponibilidad de un bien q . en general se definen dos medidas denominadas variación compensada y variación equivalente.

- a) Variación Compensada (VC): cantidad máxima que un individuo está dispuesto a pagar (DAP) por un cambio favorable en el bien o cantidad mínima que está dispuesto a aceptar (DAA) por un cambio desfavorable.
- b) Variación Equivalente (VE): cantidad máxima que un individuo está dispuesto a pagar por evitar un cambio desfavorable en el bien o cantidad mínima que está dispuesto a aceptar por un cambio favorable.

Kolstad y Braden (1991) formulan la VC y VE de la siguiente forma:

$$(18) \quad VC(q_0, q_1) = m(p, q_1, u_0) - m(p, q_0, u_0)$$

$$(19) \quad VE(q_0, q_1) = m(p, q_1, u_1) - m(p, q_0, u_1)$$

donde los subíndices 1 y 0 identifican las situaciones con y sin proyecto respectivamente, y $m(p, q, u)$ es la función de gasto para un nivel de precios p , un nivel de inversión e innovación tecnológica en la empresa q y una cantidad u .

Las ecuaciones (18) y (19) sirven de base para obtener las medidas de cambio en el bienestar: media (C^+), mediana (C^*) e integral positiva (C^-), que se definen a continuación:

- a) Media (C^+) es la esperanza que posee el investigador con relación a la máxima disposición a pagar del individuo, es decir: $C^+ = E\{C\}$. En el punto de indiferencia donde $\Delta v = 0$ se despeja el valor C para obtener la media para cada forma funcional de Δv . Usando el método de integración por partes se puede demostrar que el valor esperado de una variable aleatoria se puede calcular a partir de la función de probabilidad acumulada, lo que en este caso implica:

$$(20) \quad C^+ = E\{C\} = \int_0^{\infty} (1 - G_C(A)) dA - \int_{-\infty}^0 G_C(A) dA$$

en donde $G_C(A)$ es una función de probabilidad acumulada de C evaluada en A .

- b) Mediana (C^*): consiste en establecer un Δv de tal forma que existe un 50% de probabilidad que el entrevistado responda SI y un 50% que responda NO.

$$(21) \quad P[v(1, y - C^*, s) + \varepsilon_1 \geq v(0, y, s) + \varepsilon_0] = 0.5$$

$$(22) \quad E[v(1, y - C^*, s) - v(0, y, s) \geq \varepsilon_0 - \varepsilon_1] = 0.5 = E(\Delta v)$$

en donde $v(1, y-C^*, s)$ y $v(0, y, s)$ corresponden a las situaciones con y sin proyecto respectivamente, y ε es el error estocástico.

- c) Integral positiva (C^-): cuando se está valorando una mejora en un bien, el investigador espera que la DAP sea positiva, por lo que no tiene mucho sentido calcular el valor esperado de la DAP, incluyendo los valores negativos. Por lo que Hanemann (1989) ha sugerido que se trabaje con el primer término de la ecuación (20).

En los estudios realizados por diferentes investigadores del tema del MVC, todavía no se ha determinado qué medida de bienestar se debe utilizar. Sin embargo, Duffield y Paterson (1991) establecen que las características deseables de una medida son las siguientes: consistencia con la restricción presupuestaria, eficiencia estadística y facilidad para ser agregada a toda la población.

Ardila (1993) presenta los cálculos para los distintos estimadores del cambio en el bienestar según las distintas formas funcionales de Δv . En todos los casos se supone que la probabilidad de obtener una respuesta positiva sigue la distribución logística.

TABLA 30. Estimadores de las medidas de bienestar para las diferentes formas funcionales.

Δv	Media (C^+)	Mediana (C^*)	Integración positiva (C^-)
$\alpha - \beta$	$\frac{\alpha}{\beta}$	$\frac{\alpha}{\beta}$	$\frac{\log(1 + e^{\alpha})}{\beta}$
$\alpha + \beta \log(1 - A/y)$	$y[1 - e^{\alpha/\beta} \pi/\beta \sin(\pi/\beta)]$	$y[1 - e^{-\alpha/\beta}]$	Sin sol. analítica
$\delta_0 + \delta_1 \log A$	$e^{\delta_0/\delta_1} / \delta_1 \sin(\pi/\delta_1)$	e^{δ_0/δ_1}	$e^{\delta_0/\delta_1} / \delta_1 \sin(\pi/\delta_1)$

Fuente: Ardila (1993)

D. Formas funcionales para las medidas de bienestar

La medida de bienestar se determina como la cantidad máxima que los consumidores del bien ambiental estarían dispuestos a pagar por evitar un cambio desfavorable: esta es la definición de la Variación Equivalente.

La forma funcional mas sencilla es la lineal de Hanemann (1984), $\Delta V = \alpha - \beta X + \eta$. Para tener mejor análisis de las medidas de bienestar es aceptable adaptar la forma funcional lineal de Hanemann agregándole otras variables (A) que resultan estadísticamente significativas, obteniendo así la siguiente expresión $\Delta V = \alpha - \beta_1 X + \beta_2 A + \eta$.

E. Distribución “Logit” para “ η ”

Para poder estimar los parámetros de las medidas de bienestar, primeramente hay que asumir una distribución para el término estocástico η . Las distribuciones Logit (logística) y Probit (normal), son las que comúnmente se usan en estudios de valoración contingente y producen resultados similares porque sus distribuciones son simétricas y parecidas cuando N tiende a infinito. La distribución Logit tiene las colas levemente mayores. Generalmente no importa cual distribución se aplica, siempre y cuando los datos no estén concentrados en las colas. Generalmente se utiliza Logit.

Entonces, una vez obtenidos los datos de la encuesta con formato dicotómico, donde también se obtiene la información sobre las características socioeconómicas del encuestado (McConnel y Ducci, 1989), la probabilidad de una respuesta positiva estará dada por la función de probabilidad acumulada de η evaluada en ΔV , que se asume sigue la distribución logística Logit:

$$(23) \quad \Pr(P = 1) = F(V)$$

$$(24) \quad \Pr(P = 1) = 1 - G_c(X)$$

$$(25) \quad \Pr(P = 1) = 1 - \frac{1}{1 + e^{-\Delta V}}$$

F. Método de Máxima Verosimilitud

El método que se usa para estimar el modelo Logit es el Método de Máxima Verosimilitud. Este método estima los parámetros del modelo maximizando la función de verosimilitud con respecto a los parámetros del modelo, encontrando los valores de los parámetros que maximizan la probabilidad de encontrar las respuestas obtenidas en la encuesta.

Asumiendo que F sigue la función Logit, el logaritmo de la función de verosimilitud L sobre la totalidad de la muestra, o el logaritmo de la probabilidad de obtener la muestra que se obtuvo, donde cada individuo tuvo la opción de escoger $P_i = 0, 1$, está dada por:

$$(26) \quad L = \text{Log} [\Pi F(\Delta V) \Pi (1 - F(\Delta V))]$$

$$(27) \quad L = \text{Log} \left[\Pi \left(\frac{1}{1 + e^{-\Delta V}} \right) \Pi \left(\frac{e^{-\Delta V}}{1 + e^{-\Delta V}} \right) \right]$$

$$(28) \quad L = \sum P_i \cdot \text{Log} (1 + e^{-\Delta V}) + \sum (1 - P_i) \cdot \text{Log} \left(\frac{e^{-\Delta V}}{1 + e^{-\Delta V}} \right)$$

en donde ΔV puede reemplazarse por cualesquiera de las formas funcionales vistas en la sección anterior.

G. Intervalos de confianza

Para determinar la significancia de los estimadores y hacer comparación entre ellos, se desarrollaron intervalos de confianza para las medidas de bienestar. El procedimiento consiste en estimar la distribución de probabilidad de las medidas de cambio de bienestar. Siendo que los estimadores de los cambios en el bienestar son variables aleatorias, dependen de los coeficientes de los modelos econométricos estimados. Por tanto tienen una distribución de probabilidad que depende de la distribución de los coeficientes del modelo adoptado. La estimación del modelo Logit utilizando el método de Máxima Verosimilitud proporciona estimadores asintóticamente normales y tienen propiedades asintóticamente deseables (Amemiya, 1981).

Los estimadores de las medidas de bienestar son funciones no lineales de los parámetros estimados en el modelo econométrico y por esta razón no es fácil derivar analíticamente expresiones para la varianza de estas medidas. Krinsky y Robb (1986) propusieron un método basado en simulación, que Park, Loomis y Creel (1991) utilizaron para estimar límites de confianza de medidas de bienestar basadas en modelos de valoración contingente.

El método consiste en generar una muestra de gran tamaño de los coeficientes del modelo de regresión, utilizando los estimadores de la matriz de varianza-covarianza generados al estimar el modelo vía máxima verosimilitud. Dadas las propiedades de estos estimadores, se supone entonces que los parámetros β_i siguen una distribución normal multivariada con media y varianza conocidas. Para cada una de las realizaciones de los parámetros del modelo econométrico en la muestra generada se calcula la medida de bienestar correspondiente, obteniéndose de esta manera tantas como se desee. Se obtiene un intervalo de confianza $(1-\alpha)$ al organizar el vector de valores calculados de las medidas en orden ascendente y eliminar $\alpha/2$ de los valores de cada cola del vector para que sea en forma no paramétrica.

Se pueden utilizar iteraciones para construir los intervalos de confianza simulados de las medidas de bienestar, utilizando un software adecuado (Green, 1991), para hacer las iteraciones.

Después se observa si la medida de bienestar originalmente calculada está dentro del intervalo de confianza construido. Si esto ocurre, entonces su estimador es significativo. Después se comparan los intervalos de confianza de los distintos modelos para ver si se traslapan. Y si esto ocurre, entonces las distintas medidas de bienestar no son estadísticamente diferentes. La medida con menor intervalo de confianza tiene mayor significancia, debido a la menor varianza.

7.3.3 El proceso de toma de datos

Para obtener respuestas realistas se debe presentar una situación creíble, aunque ésta sea hipotética. La encuesta se debe diseñar de manera que se pueda identificar las principales variables que influyen en la decisión de los encuestados, evitando sesgos y facilitando los cálculos econométricos posteriores.

A. Elementos de la encuesta

Siendo que se trabaja con una situación hipotética y respuestas subjetivas, deben tomarse en cuenta ciertas normas y elementos que componen la encuesta para asegurar su adecuado diseño. Para eso, la encuesta se elabora de acuerdo a las pautas generales entregadas por Mitchell y Carson (1989, 1995), pero se hace énfasis en los siguientes elementos (Duffield y Patterson, 1991, Cooper, 1993):

i) Los bloques de preguntas de la encuesta

Las preguntas de la encuesta se dividen en tres bloques:

El primer bloque está compuesto por preguntas generales sobre los gustos y preferencias del encuestado. Se debe recoger información relevante sobre el bien, o el problema objeto de estudio, de modo que el encuestado tenga suficiente información como para identificar el problema de que se trata. Se utilizan ayudas gráficas o visuales (fotografías, dibujos) que ayudan a la comprensión.

En el segundo bloque se describe el problema, la forma y medios de solución propuestos (mercado hipotético y vehículo de pago). Se podrá utilizar material de apoyo como mapas, fotos, estadísticas de otros lugares similares afectados por un problema similar, etc. El encuestado debe visualizar el problema y revelar su DAP para evitar una desmejora en la conservación del medio ambiente, a través de una pregunta dicotómica donde debe responder solamente SI está o NO dispuesto a pagar DAP una cantidad \$X previamente determinada. Para las respuestas negativas se hace una pregunta adicional para ver el motivo del rechazo. Se debe tener en cuenta que cuando se trata de encontrar la DAP, el planteamiento que se hace tiene que girar en torno a lo que supone este intercambio de mayor bienestar en términos monetarios, sin la intención de averiguar lo que piensa la persona sobre lo que la sociedad debería hacer.

En el tercer bloque se hacen preguntas para obtener las características socioeconómicas del encuestado, en función con el problema objeto de estudio, tales como el nivel de educación, edad, sexo, ocupación, nivel de ingreso, etc.

De hecho, las preguntas sirven para establecer las variables independientes que determinan la DAP (la variable dependiente en la regresión) del individuo.

ii) Elementos de diseño del cuestionario

Estructura general:

- Preguntas de contexto, para caracterizar la relación del entrevistado con el bien o proyecto que se propone.
- Preguntas de información general sobre las características propias de la empresa.
- Preguntas (o presentación) informativas sobre las características del programa y los beneficios que se esperan de él.
- Preguntas para estimar la disposición a pagar.
- Preguntas para verificar validez de las respuestas.
- Preguntas de contexto para caracterizar relación de entrevistado con los mejoramientos que propone el proyecto.

Propósitos:

- Obtener información de la relación actual de la empresa o instituto entrevistado con el programa.
- Crear tiempo y un nivel de familiaridad para que el entrevistado piense y genere un ambiente con respecto a la importancia o problemas que tiene en relación con los temas del proyecto.
- Crear un sentimiento de confianza con el entrevistador (preguntas simples, no requieren compromiso ni generan conflictos).
- Permitir un posterior análisis de consistencia y verosimilitud en las respuestas de disposición a pagar.

El método de la valoración contingente pretende obtener de la persona una respuesta informada y honesta, que permita conocer cómo valora el bienestar que le proporciona un bien determinado, y las posibles modificaciones en su oferta. El primer requisito para obtenerla, por tanto, es que la persona esté debidamente informada del alcance de las modificaciones que se le plantean. El punto relevante es conocer qué podría considerarse un nivel de información aceptable.

Algunos autores sostienen que las preguntas deben estar claramente formuladas, y conocer la información necesaria para que la persona pueda dar una respuesta consistente. En este contexto, el instrumento a ser aplicado debe tener al menos los siguientes requisitos:

- a. El cuestionario debe contener una descripción clara y precisa del objeto de estudio, del bien que se pretende valorar, así como de las modificaciones contempladas y de lo que éstas suponen.
- b. La persona encuestada debe estar familiarizada con el bien y el problema en cuestión. El cambio propuesto debe encontrarse, en la medida de lo posible, en un rango que resulte familiar para el interesado.

- c. El cuestionario debe estar planteado de forma consistente con el marco teórico utilizado para la definición de los valores de uso, no-uso, etc.

Lo que el ejercicio de valoración contingente debe buscar es un marco que permita asegurar las mismas garantías de confiabilidad que las que proporciona el mercado con relación a las preferencias de las personas, suponiendo en este caso que las decisiones de compra reales se asocian a un proceso de búsqueda, comparación, asesoramiento y selección que no es espontáneo y que señala que la persona procesa una gran cantidad de información antes de decidirse.

El problema es que es difícil simular bienes ambientales que estén próximos a las transacciones de mercado, por esta razón algunos autores afirman que el modelo de referencia para el método de la valoración contingente no debería ser el de la conducta de la persona en distintos mercados, sino su participación en procesos políticos de toma de decisiones, a través del referéndum por ejemplo, dado que en muchos casos, en lo relativo a estos bienes, la decisión no se toma en términos estrictamente individualistas, es decir como consumidor, sino tomando en consideración los intereses de un colectivo mucho más amplio o la “sociedad”.

B. El Mercado Hipotético y el Vehículo de Pago

La base del método de valoración contingente es estimar cambios en el bienestar de las personas cuando cambia la calidad de un bien ambiental. Siendo que este bien no es transable en ningún mercado específico, se debe crear un mercado hipotético lo suficientemente creíble como para obtener respuestas realistas por parte de los encuestados. Siendo que las preguntas hipotéticas están frecuentemente formuladas para cambios en la conservación de un bien que no está claramente definido, los encuestados pueden utilizar bienes complementarios para valorar.

C. Preencuesta con Formato Abierto

Antes de la encuesta final, se aplica generalmente una preencuesta con formato abierto donde se le pregunta abiertamente al encuestado sobre la cantidad que está DAP para evitar la mejora o deterioro del bien ambiental. Se debe realizar no menos de un 10% de preencuestas de la encuesta final. Esto se hace con el propósito de verificar el funcionamiento general de la encuesta, determinar los límites inferior y superior del vector de pagos y seleccionar la distribución de la DAP.

Encuesta Final con Formato Dicotómico

En la encuesta final se utilizan las mismas preguntas que en la preencuesta, con la diferencia de que la DAP se obtiene mediante una pregunta dicotómica:

“Teniendo en cuenta sus ingresos, gastos, número de visitas que realiza al año y sus preferencias hacia el bien ambiental “Y”, ¿estaría Ud. dispuesto a pagar \$ _____ X _____ adicional al valor de su factura de “Z” servicio, para conservar dicho bien ambiental “Y”?”

D. Diseño óptimo del vector de pagos bajo distintos supuestos de distribución para la DAP

Se pueden asumir distintas distribuciones de la DAP para cada diseño, ej.: A) simétrica uniforme; B) simétrica logística y; C) asimétrica lognormal. Con las distribuciones B) y C) se aplican los modelos DWEABS y DWEABS2 para optimizar el vector de pagos.

Los estimadores de los parámetros de la distribución de la DAP, necesarios para los modelos WEABS y DWEABS2, se obtienen de la preencuesta con formato abierto (FA). Debido a que la teoría económica no da ninguna orientación sobre la distribución estadística esperada, es difícil determinar la naturaleza de la distribución.

A pesar de ello, en los estudios empíricos frecuentemente se asume que la distribución de la DAP es simétrica. En el diseño A) se asume una distribución simétrica uniforme y en el diseño B) una distribución simétrica logística para la DAP. Mientras tanto, para el diseño C) se selecciona la distribución asimétrica lognormal.

Existen varias técnicas para determinar cual de estas distribuciones es apropiada. Se puede utilizar el Test Gráfico Q–Q Plot y el Test Box–Cox (Johnson, 1982) para verificar la normalidad de los datos a partir de la preencuesta.

Con el Test Q–Q Plot se grafican los cuantiles de la muestra versus una situación hipotética donde los cuantiles están distribuidos normalmente (los datos hipotéticos forman una línea recta). Si los puntos de los dos gráficos sobrepuestos están cerca se puede asumir la normalidad de los datos. Al mismo tiempo, la distribución logística puede ser utilizada cuando los datos están aproximadamente normalmente distribuidos, porque son distribuciones parecidas.

También, con el Test Gráfico Q–Q Plot aplicado en los datos de la preencuesta se puede verificar si los datos están distribuidos lognormalmente. Si es así, entonces el logaritmo de los datos debe dar aproximadamente una línea recta.

Con el test Box–Cox aplicado a los datos de la DAP con formato abierto se asume que existe un valor λ para el cual la variable aleatoria DAP es transformada de la siguiente forma: $(DAPFA^\lambda - 1)/\lambda$, si la DAP está distribuida lognormalmente $\lambda=0$, y si la DAP está distribuida normalmente $\lambda=1$. Por tanto, se probó la hipótesis nula de que DAP está distribuida lognormalmente ante la hipótesis alternativa de que tiene distribución normal.

Para formalizar lo anteriormente expuesto consideremos la formula especificada, que es un modelo probabilístico para la distribución de frecuencias de una variable aleatoria continua

representado por una curva continua que corresponde a la llamada función de densidad acumulada:

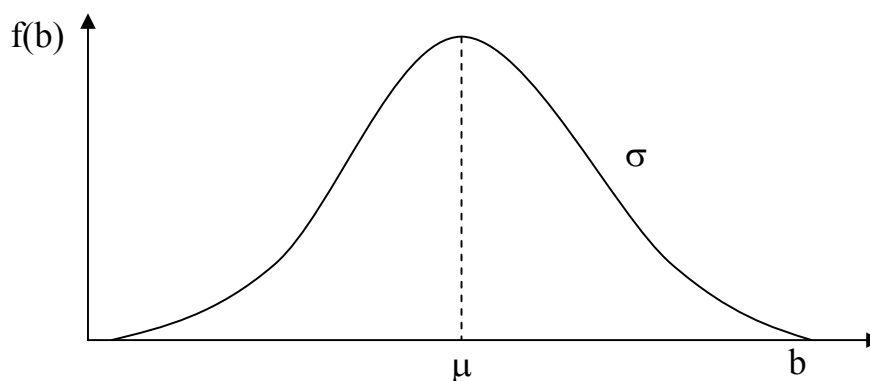
$$(29) \quad E(DAP) = \int_0^{\infty} [1 - F(b)] db$$

Esta densidad puede tomar una gran variedad de formas. Las que se analizan aquí son la distribución de probabilidad normal, la distribución de probabilidad logística y la distribución de probabilidad lognormal.

La distribución de probabilidad normal

Es una distribución continua en forma de campana, que es la más utilizada en una gran variedad de aplicaciones estadísticas. Como la ecuación de la función de densidad se construye de manera que el área bajo la curva representa probabilidad, el área total es igual a 1.

FIGURA 12. Función de densidad de probabilidad normal.

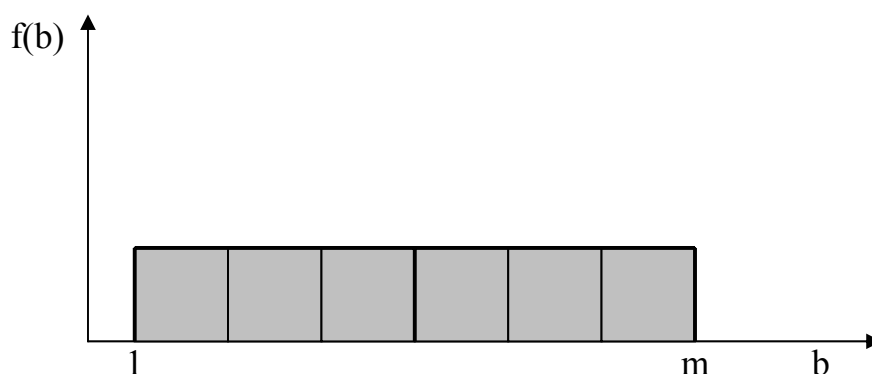


Su forma funcional de densidad viene dada por:

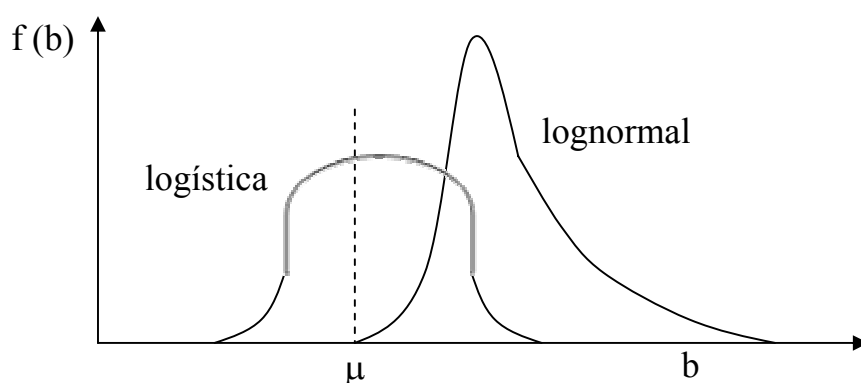
$$(30) \quad f(b) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(b-\mu)^2}{2\sigma^2}\right] \quad -\infty < b < \infty$$

en donde μ es su media y σ es su desviación estándar y σ^2 es su varianza. Entonces b sigue una distribución normal con media μ y varianza σ^2 de la siguiente forma $b \sim N(\mu, \sigma^2)$.

Esta distribución puede adoptar también una forma uniforme, donde los cuantiles están igualmente distribuidos bajo la curva de función de densidad.

FIGURA 13. Función de densidad de probabilidad uniformeLa distribución logística

Si $f(b_i)$ es logística, los estimadores de los parámetros necesarios para calcular $F(b_i)$ pueden ser expresados a través de la siguiente forma funcional logística:

FIGURA 14. Función de densidad de probabilidad logística y lognormal.

$$(31) \quad F(b_i) = [1 + \exp(-(\alpha + \beta b_i))]^{-1}, \quad \text{donde } \alpha + \beta b_i, \beta < 0$$

La Distribución Lognormal

Esta distribución de probabilidad es la que se utiliza para el diseño C) de este trabajo y es la que representa una distribución asimétrica. Una variable b se dice que tiene una distribución logarítmica normal si $\log b$ sigue una distribución normal.

Si se supone que $y = \log b$ es $N(\mu, \sigma^2)$, entonces $b = e^y$ sigue una distribución logarítmica normal $LN(\mu, \sigma^2)$. Su media y su varianza están dadas por:

$$(32) \quad E(b) = E(e^y) = e^{\mu + \left(\frac{1}{2}\right)\sigma^2}$$

y,

$$(33) \quad V(b) = V(e^y) = e^{2\mu + \sigma^2(e^{\sigma^2} - 1)}$$

La curva de frecuencia de la distribución logarítmica normal aparece también en la gráfica, donde se puede apreciar la diferencia en la forma de la curva de la función de densidad entre una distribución simétrica y una distribución asimétrica.

Hay que mencionar también que, como muchas otras variables en economía, éstas no pueden tener valores negativos.

E. Tipos de valor que presenta la DAP

El intento de averiguar el cambio en el bienestar social que supone una medida cualquiera que afecte al medio ambiente, el entorno, etc. requiere, en primer lugar, de una definición previa de quienes pueden considerarse legítimamente afectados por lo que está sucediendo.

Supongamos que ya se ha establecido la delimitación, en el espacio y en el tiempo, de este colectivo. El problema, sin embargo, no está todavía resuelto. Necesitamos saber, dentro de ese colectivo previamente identificado, quiénes y en qué medida, van a ser respetados sus intereses. La cuestión, en principio, no parece excesivamente complicada, serían las personas afectadas por lo que ocurre. Para ella el bien ambiental tiene un valor, sea por ejemplo, como un insumo productivo (si estamos hablando de productores, sea directamente como generador de bienestar). Es, sin embargo, una aparente simplicidad.

El medio ambiente puede tener distintos tipos de valor, para diferentes personas y colectivos. La primera gran distinción que puede establecerse es aquella que separa los valores de uso, de los valores de no-uso. Paralelamente podríamos distinguir entre los usuarios del bien ambiental (para los que éste tiene un valor evidente), y los no-usuarios (para los que también puede tener un valor), se tiende a preferirse la primera clasificación a la segunda.

F. Problemas asociados a la aplicación del método

i) Algunos problemas de diseño del ejercicio

La información de partida

El método de la valoración contingente pretende obtener de la persona una respuesta informada y honesta, que permita al investigador conocer cómo valora el bienestar que le proporciona un bien determinado, y posibles modificaciones en su oferta. El primer requisito para obtenerla, por tanto, es que la persona esté debidamente informada del alcance de las modificaciones que se le plantean. ¿Que podría considerarse un nivel de información

aceptable? Depende de cuál sea el comportamiento de referencia al que debería emular el método de la valoración contingente.

Por ello, algunos autores insisten en que las preguntas han de estar claramente formuladas, y contener la información necesaria para que la persona pueda dar una respuesta solvente. Apuntan, en este sentido, las principales características que debería tener el instrumento diseñado para descubrir la valoración implícita de la persona. Destacan entre ellas, las siguientes (Freeman, 1990);

- a) El cuestionario debe contener una descripción clara y precisa del bien objeto de estudio, del bien que se pretende valorar, así como de las modificaciones contempladas, Y de lo que éstas suponen. Por supuesto, es mucho más fácil cumplir bien estos requisitos en los cuestionarios enviados por correo (en los que se puede incluir la información de partida necesaria), y en las entrevistas personales, que en las realizadas por teléfono.
- b) La persona encuestada debe estar familiarizada con el bien, y el problema en cuestión. El cambio propuesto debe encontrarse, en la medida de lo posible, en un rango que resulte familiar para el interesado.
- c) Finalmente, el cuestionario debe estar planteado de forma consistente con el marco teórico utilizado para la definición de los valores de uso, no-uso, etc.

Para muchos autores, en definitiva, lo que el ejercicio de valoración contingente debe buscar es un marco que permita asegurar las mismas garantías de fiabilidad que las que proporciona el mercado con relación a las preferencias de las personas. Se argumenta, en este sentido, que las decisiones de compra reales suelen ir acompañadas de un proceso de búsqueda, comparación, asesoramiento y selección, que dista mucho de ser instantáneo, y que muestra que la persona procesa una gran cantidad de información antes de decidirse. En estas condiciones, sin embargo, y aun cuando se cumplieran las exigencias anteriores, pretender que la entrevista genere una respuesta de las mismas características tiene bastante de ilusorio y, en el mejor de los casos, restringiría el ámbito de aplicación del método de la valoración contingente a un espacio muy reducido: el de aquellos bienes que están muy próximos a las transacciones de mercado. Sería inaplicable, por ejemplo, en muchos de los campos en los que se mueve la economía ambiental: disfrute contemplativo de un monumento natural, etc.

El problema del tiempo

El tiempo juega un papel esencial en todo proceso de revelación de información a través de las técnicas de la entrevista. Además de procurar guardar un delicado equilibrio entre la necesidad de proporcionar la documentación necesaria para la comprensión del problema, y la imposibilidad de retenerla atención de la persona entrevistada durante mucho tiempo, es conveniente tener en cuenta, asimismo, los siguientes aspectos:

a) Tiempo transcurrido desde que se produjo el evento sobre el que se investiga

Hanley (1988) demostró, por ejemplo, que no sólo es importante la información con la que cuenta la persona entrevistada, sino que el tiempo transcurrido desde que se experimentó el fenómeno que se pretende analizar, en su caso, y la entrevista también tiene su importancia: no era la misma la disposición a pagar reflejada por eliminar las inconveniencias de la quema de rastrojos (que es el caso que analiza) al final del verano, cuando el fenómeno se está produciendo, que en primavera.

b) Tiempo para responder

Normalmente, cuando el entrevistador pregunta sobre la disposición a pagar, espera una respuesta inmediata. Whittington et al (1992), sin embargo, llevaron a cabo un experimento en el que la muestra de personas encuestadas se subdividía en dos grupos igualmente representativos: al primero de ellos se le aplicaba el mecanismo tradicional (el entrevistador esperaba a que se le diera la respuesta); al segundo, por el contrario, se le dejaba un día entero para meditar (el entrevistador volvía al día siguiente). El experimento trataba de encontrar la disposición a pagar por tener acceso a agua potable (mediante fuentes públicas, o mediante un suministro directo a los hogares), en algunas poblaciones de Nigeria. El resultado, invariablemente, era que la disposición a pagar resultaba ser significativamente menor en aquel grupo que había tenido tiempo para pensarlo: que había consultado con el cónyuge, con los vecinos, que había hecho cuentas, etc. No es por tanto de desdeñar este factor, en cuanto a la consistencia de las respuestas, a pesar de que puede abrir posibilidades adicionales para el tipo de conducta estratégica de la que hablaremos más adelante.

c) Consistencia en el tiempo

Algunos autores, para intentar contrastar la solidez de las respuestas obtenidas en un primer experimento, repiten el mismo, transcurrido el tiempo suficiente como para que la persona no pueda acordarse de la respuesta ofrecida en primera instancia, comparando las cantidades reveladas en cada caso. Con ello no sólo se comprueba la solidez de las respuestas, sino que se puede controlar la influencia en esta cantidad de algunas circunstancias que cambian con el paso del tiempo. Loomis (1990), por ejemplo, utilizó este test para comprobar la fiabilidad de los métodos, tanto binarios como de formato abierto, preguntando nueve meses después al mismo grupo de personas sobre la calidad (nivel de agua) de un lago determinado, con resultados satisfactorios.

Las respuestas negativas

Cuando la persona, a la pregunta de “cuánto estaría usted dispuesta a pagar por...” responde con un “nada”, o se niega a responder, existe la tentación de considerar que su valoración del cambio propuesto (una mejora en la calidad de un bien ambiental, por ejemplo) es nula, y que eso es precisamente lo que refleja en su respuesta. Puede, sin embargo, que no sea así, y que la persona lo que esté manifestando sea un rechazo al propio planteamiento que se le hace, bien porque no esté de acuerdo con la moralidad del mismo (cuando se le pregunta, por ejemplo,

sobre la compensación exigida para permitir la tala de un bosque, y considera que no se tiene el derecho a hacerlo); bien porque rechace alguno de sus extremos (cuando piensa que la Administración debería ser la que pague, o cualquier otro colectivo, y no ella). En este caso pues, no es que la persona no valore el cambio: es que no está de acuerdo con el planteamiento, y por ello emite una respuesta de protesta. Es fundamental, por tanto, tras una respuesta de esta naturaleza, intentar descubrir la causa, presentando para ello un abanico de posibilidades que permita conocer el motivo de la negativa. De esta forma se separan de aquellos para los que la modificación propuesta no tiene realmente valor, quienes sólo están expresando su disconformidad con el planteamiento (y que distorsionarían la estimación de la disposición a pagar del grupo si sus respuestas no fueran eliminadas).

Resuelto pues el problema de la información, y buscadas unas circunstancias idóneas para realizar la encuesta, se trata de procurar ahora evitar que la respuesta esté sesgada, lo cual, como veremos enseguida, no es tarea fácil.

ii) Los sesgos en la respuesta

Los sesgos potenciales son diversos. Comencemos por los más simples, aquellos que tienen un carácter puramente “operativo” o “instrumental” con los más graves y de difícil solución.

Sesgos instrumentales

Se encuentran entre ellos:

a) El sesgo originado por el punto de partida

Supongamos una mejora en la calidad de un bien ambiental. Supongamos también que las autoridades ambientales, preocupadas por el deterioro de este bien, están barajando la posibilidad de introducir una serie de medidas para su recuperación. Para ello, encargan la realización de una encuesta que ayude a computar los beneficios que va a reportar la medida. Es probable que para ganar tiempo, y evitar que la persona encuestada se quede en blanco, el cuestionario esté estructurado, de manera que el encuestador sugiera una cantidad inicial (“¿estaría dispuesto a pagar \$n... ¿más? ¿menos?”), que vaya aumentando o disminuyendo en intervalos prefijados, hasta dar con la respuesta buscada. El sesgo del punto de partida aparece, como es obvio, cuando esa cantidad, primeramente sugerida, condiciona la respuesta final; la persona ofrece una respuesta cercana a ella, para acortar el tiempo de la entrevista, por ejemplo, o porque considera que si se la sugiere quien aparentemente tiene mayor información al respecto, debe ser “razonable”.

Es difícil saber hasta qué punto es empíricamente relevante este sesgo. Ahora bien, una forma de detectar su existencia consistiría en, cuando se están llevando a cabo los ensayos previos a la elaboración de la encuesta definitiva, subdividir el grupo piloto en varios subgrupos y utilizar puntos de partida diferentes con cada uno. Si las respuestas obtenidas difieren, el peligro de sesgo existe, y lo mejor es suprimirlo: que sea el encuestado el que elija la respuesta desde el principio. En este sentido, se podría usar un formato múltiple, en el que

se pregunte por la disposición a pagar por una mejora en la calidad del bien en cuestión, sin sugerir ninguna cifra (porcentaje) al comienzo. Se podrían presentar tablas en las que aparezcan diferentes porcentajes, ordenados de distinta forma (de mayor a menor, de menor a mayor, verticalmente, horizontalmente) y distribuidos entre la muestra de forma aleatoria, y pedirle al entrevistado que seleccione uno. De esta forma se intenta evitar el sesgo del punto de partida. Es obvio, por otra parte, que el formato binario se encuentra, por definición, libre de este sesgo, si se han seleccionado correctamente las cantidades propuestas.

b) El sesgo del vehículo

Con este nombre se conoce la posibilidad de que el hipotético medio de pago que acompaña a la mejora propuesta, incida sobre la respuesta final. Cuando se pregunta por la disposición a pagar por una mejora en la calidad del agua corriente, por ejemplo, puede que se especifique que tal pago tomaría la forma de un aumento en el recibo del agua, o una cantidad de una sola vez, o un aumento de la contribución urbana. El sesgo del vehículo existe cuando la respuesta de la persona está condicionada por el mecanismo propuesto para el pago. Parece, en efecto, que las personas no son indiferentes entre los distintos medios de pago, Y que el expresado en el cuestionario, puede condicionar su valoración del cambio en el bienestar experimentado. Alternativamente, la persona puede considerar el vehículo propuesto como no razonable o poco realista (Hanley, 1988). Para detectar la existencia de este sesgo, el procedimiento seguido es paralelo al del caso anterior (Pearce Y Turner, 1990): se prueba, subdividiendo al grupo piloto en grupos homogéneos, con distintos medios de pago. Si las respuestas difieren, el sesgo existe, y se hace necesario buscar hasta encontrar un vehículo “neutral”.

Existen autores para los que éste no sería un verdadero sesgo; en el mundo real las personas han de escoger entre diferentes alternativas de provisión de bienes, incluyendo un medio de pago determinado. Se pronuncian, por tanto, teniendo en cuenta la cantidad, la calidad, el precio y el medio de pago. No es descartable que también muestren sus preferencias por uno u otro, por lo que no debería considerarse como un sesgo la expresión de las mismas.

c) El sesgo de la información

Supongamos que CONAMA está intentando averiguar los beneficios que le supondría a la población de Santiago una mejora en la calidad del aire. Partimos de la base de que la persona está informada sobre el cambio propuesto, sus características, y lo que representa para ella.

Puede ocurrir, sin embargo, que desconozca las posibilidades reales de que, con la respuesta dada, la situación se modifique: responde a la pregunta, pero no sabe si con la cantidad expresada, y las que están revelando los demás, la modificación propuesta (dado su costo), se llevará a cabo, porque desconoce estos dos extremos. ¿Cambiaría su disposición a pagar si se le informara de ello? Si la respuesta es afirmativa, su respuesta original estaba sesgada por una carencia de información. Parece, además, que se trata de un sesgo que aparece con frecuencia en la práctica. Para evitarlo, es frecuente recurrir a un procedimiento iterativo, en el que se informa al encuestado sobre si con su respuesta (y la ofrecida por los demás) la

propuesta se llevaría a cabo, permitiéndole cambiarla en caso negativo. De hecho, se considera este procedimiento iterativo como el más eficiente a la hora de extraer (o arrancar) la máxima disposición a pagar por un cambio determinado.

d) El sesgo del entrevistador

No puede descartarse tampoco, la aparición del llamado sesgo del entrevistador. En efecto, cuando el ejercicio se lleva a cabo entrevistando directamente a la persona, se ha observado que ésta tiende a exagerar su disposición a pagar por una causa que considera socialmente aceptable, por temor a aparecer frente al entrevistador como poco solidaria, o consciente del problema. El sesgo se agrava cuando el entrevistador, siguiendo con su rutina, pregunta por una cantidad mayor ante cada respuesta afirmativa, “empujando” hacia arriba al entrevistado (a quien, por otro lado, no le cuesta nada quedar bien). Aparentemente el peligro de este sesgo es menor en las encuestas realizadas por correo (siempre se puede optar por no contestar), o en las entrevistas telefónicas, donde el anonimato es mayor.

e) El sesgo del orden

Finalmente, aparece este sesgo cuando se valoran al tiempo varios bienes, y la valoración de uno determinado es función del puesto que ocupa en la secuencia de presentación; concretamente, la disposición a pagar por un determinado bien es mayor cuando éste aparece en los primeros lugares de la secuencia, y menor si aparece en los últimos (Kahneman y Knetsch, 1990). Johansson (1990) ya advirtió de la necesidad de diseñar bien las preguntas en este caso, ya que puede ocurrir que, una vez terminada la entrevista y computando las distintas respuestas ofrecidas por la persona (DAP por diferentes bienes), se llegue a comprobar que ha gastado toda su renta, o incluso más. Es necesario, por tanto, recordar a lo largo de la entrevista que son varias las necesidades objeto de consideración, y encadenar las preguntas sucesivas, a partir de la cantidad previamente revelada. Volviendo al sesgo del orden, en sentido estricto, Boyle et al. (1993) descubrieron, en un interesante trabajo, que la experiencia previa con respecto al bien objeto de valoración puede ser un elemento importante para explicar la presencia o no del sesgo: éste aparece entre quienes no tenían una experiencia previa con los distintos bienes, pero no entre quienes ya estaban familiarizados con ellos.

Con el análisis de este último sesgo, hemos dado cuenta del grupo de los que podríamos denominar sesgos instrumentales y que dependen, en gran medida, de cómo está formulada la encuesta.

Los sesgos no instrumentales

Los dos últimos sesgos que vamos a tratar tienen unas características diferentes, y requieren un tratamiento considerablemente más complejo, además de estar íntimamente relacionados.

a) El sesgo de la hipótesis

El problema que aparece con este sesgo es el siguiente: dado el carácter meramente hipotético de la situación que se le plantea a la persona (¿cuánto estaría usted dispuesto a pagar si... ?), ésta no tiene ningún incentivo para ofrecer una respuesta correcta. Respuesta que, no olvidemos, requiere un tiempo, una reflexión, un esfuerzo en definitiva, si ha de tener alguna validez. Puede que, sin embargo, la persona responda la primera cifra que se le viene a la cabeza, o la que le sugiere el entrevistador. Entre otras cosas, por ejemplo, para quitárselo cuanto antes de encima: simplemente porque no percibe ningún perjuicio por actuar de esta manera, ni ningún beneficio por tomarse la molestia de sentarse a escuchar, sopesar la información recibida, reflexionar sobre ella, y dilucidar la respuesta correcta. Al fin y al cabo, todo se mueve en el término de la hipótesis, y en él, equivocarse no tiene consecuencias aparentes.

La evidencia empírica al respecto, como ocurría en los casos anteriores, no es enteramente concluyente, aunque parece apuntar hacia la existencia de un problema.

Podría, no obstante, diseñarse el cuestionario de forma que la persona se tomara interés en descubrir su propia valoración del cambio, pero esto no garantiza que su respuesta sea aceptable: por eso no hemos considerado al sesgo de la hipótesis como un sesgo meramente instrumental. En efecto, la ausencia de incentivos para meditar la respuesta correcta puede ser un problema importante, pero su presencia también, como va a poner de relieve el próximo sesgo que analizaremos.

b) El sesgo estratégico

Llegamos, finalmente, al sesgo que ha planteado los problemas más serios con los que ha tenido que enfrentarse el MVC, sobre todo en sus primeros años de puesta en marcha, y que motivó un rechazo muy amplio de sus resultados, condenándolo durante mucho tiempo a un incómodo limbo teórico, e impidiendo su uso generalizado.

La persona puede tener un incentivo para participar en la experiencia con interés, cuidando bien su respuesta, pero se argumenta que, si éste es el caso, su respuesta no será honesta sino estratégica. El incentivo aparece, en efecto, cuando la persona cree que, con su respuesta, puede influir en la decisión final que se tome sobre la propuesta sometida a su consideración, de forma que salga favorecida.

Supongamos que se le plantea una mejora cualquiera, en la que está interesada: el alumbrado de la calle donde vive, por ejemplo. Existen, en principio, según su propia composición de lugar, dos posibilidades:

En primer lugar, la persona puede creer, por las razones que sean, que la mejora, si se lleva a cabo, sería financiada por los beneficiarios, de acuerdo a la DAP expresada en las encuestas. De ser así, es probable que la persona busque, como respuesta, la menor cantidad creíble por parte del entrevistador (para que su DAP no sea rechazada sin más), y compatible con que la mejora se lleve a cabo. Ha de calcular, pues, la probabilidad de que, con su respuesta, y lo que

cree (si no tiene otra información al respecto) que van a hacer sus compañeros, se instalen las luminarias.

En segundo lugar, la persona puede estar convencida de que, si la mejora se lleva a cabo, el pago, de existir, va a ser completamente independiente de su respuesta. En este caso el proceso será el inverso: se buscará la mayor cantidad, dentro de las creíbles (lo que considera que el entrevistador estará dispuesto a aceptar).

Desde el punto de vista psicológico, esto es lo que esperaríamos de la persona, tal y como la caracteriza la microeconomía tradicional. Como señala Paul Samuelson (1954), “interesa a la persona, desde un punto de vista egoísta, dar señales falsas, pretender tener un interés menor del que realmente se tiene en una determinada actividad colectiva”, ofrecer, en definitiva, una respuesta estratégica, no honesta.

Aceptando esta actitud de la persona como punto de partida, no es de extrañar que la existencia de un sesgo estratégico en la respuesta se convirtiera en el problema esencial del MVC, y que desde un comienzo aparecieran los intentos de solución del mismo.

En cualquier caso, el hecho es que si estos intentos de solucionar el posible sesgo estratégico de las respuestas tuvieran éxito, no por ello habríamos resuelto enteramente los problemas. En efecto, la posibilidad de influir sobre la decisión final representa un incentivo para que la persona se tome en serio la experiencia, y medite la respuesta. El problema es que, de acuerdo a los supuestos tradicionales de la teoría económica, ésta estará sesgada. Si eliminamos esta posibilidad, eliminamos también el incentivo, y, por tanto, nada garantiza que la persona no responda lo primero que se le ocurra, dado lo hipotético de la situación que se le plantea.

G. Validación de los resultados obtenidos

La validación de los resultados obtenidos con el MVC se ha convertido en una de las cuestiones más relevantes en el debate científico sobre valoración de externalidades en general. Se plantea el interrogante de si los individuos estarían realmente dispuestos a pagar las cantidades declaradas en el escenario hipotético presentado en el cuestionario. En este caso, por lo general, la valoración que tienen los usuarios respecto de los beneficios recibidos a través del programa se mide a través de su disposición a pagar. ¿Cuánto estaría dispuesto a pagar Ud. por el beneficio X? En la literatura, no obstante, se distingue entre diferentes conceptos de validez: Validez de Contenido, Validez de Criterio, Validez Convergente y Validez Teórica (Garrod y Willis, 1999).

La validez de contenido (*content validity*) es muy difícil de comprobar. Generalmente se pretende el cumplimiento de ciertas premisas en el cuestionario como pueden ser: el planteamiento de un escenario hipotético realista, la aportación de información detallada y comprensible del bien a valorar, el empleo de un instrumento de pago creíble o la incorporación de elementos que permita a los encuestados conocer la existencia de bienes sustitutivos y restricciones presupuestarias. La estrategia planteada consiste en considerar los

resultados acumulados de aplicaciones anteriores y, fundamentalmente, seguir las recomendaciones propuestas por los principales investigadores.

Por medio de la validez de criterio (*criterion validity*) se comprueba la existencia del conocido como sesgo hipotético. Se verifica si las preguntas hipotéticas de valoración originan respuestas hipotéticas. De forma genérica, para contrastar la existencia de este sesgo se ha planteado si con bienes privados los resultados obtenidos con MVC se corresponden con el comportamiento de los individuos en el mercado real (Mitchell y Carson, 1989).

Con la validez convergente (*convergent validity*) se verifica si las medidas de bienestar obtenidas por MVC son semejantes a aquellas proporcionadas por otros métodos de valoración (Johansson, 1987).

Por último, con la validez teórica (*theoretical validity*) se analiza el grado de consistencia entre los resultados de valoración contingente y las expectativas teóricas. En la actualidad, en la mayoría de las aplicaciones de valoración contingente se emplea una regresión econométrica entre la disposición al pago declarada y una serie de variables explicativas que, al menos teóricamente, se consideran determinantes. La validez se juzga en función del cumplimiento de los signos esperados, de la significatividad estadística de los coeficientes estimados y de algún criterio de bondad de ajuste (por ejemplo, R^2 o porcentaje de aciertos). Por tanto, el planteamiento econométrico y, en concreto, el definir y descubrir una estructura funcional adecuada se presenta como una cuestión de suma relevancia a la hora de contrastar la validez teórica. Además, la estimación de la disposición al pago puede ser muy sensible a la forma funcional seleccionada (Hanemann y Kaninnen, 1999).

i) Evaluación, Cognición y Percepción

Para dimensionar las valoraciones de los beneficios del proyecto es necesario considerar la temática de la percepción desde varios puntos de vista, para analizar con mayor certeza qué aspectos de la DAP se ponen en juego cuando se pretende alcanzar una valoración monetaria.

El significado general del término percepción se divide en tres aspectos diferentes:

- a. Cuando el término se usa para definir evaluaciones del medio o entorno, calidad del medio, selección de medios óptimos, etc., el término adecuado es el de *evaluación ambiental* o *preferencia ambiental*.
- b. Cuando se usa para describir cómo las personas estructuran o aprehenden su medio, el término es *cognición ambiental*.
- c. Cuando se describe la captación sensorial directamente, sí debe usarse el término *percepción ambiental* y se trata del proceso menos abstracto.

La distinción propuesta coincide con la clasificación entre percepción directa e indirecta entre personas, siendo la primera una interacción cara a cara, y la segunda una interacción

mediatizada a través, por ejemplo, del cine, la prensa, etc. El medio percibido es el resultado de elementos de ambos tipos de percepción. Otros procesos están implícitos:

- a. Procesos casi en su totalidad perceptivos, aunque poseen en alguna medida cognición y memoria.
- b. Procesos de codificación a partir de estructuras de la memoria, aprendizaje, imágenes y ciertos aspectos del sistema de valores. Estos procesos son básicamente cognitivos y por lo tanto culturalmente variables.
- c. Procesos afectivos de preferencia y evaluación, basados en el sistema de valores y en imágenes, por lo tanto culturalmente variables y guías de la acción.

La evaluación ambiental respecto a un bien ambiental, es más bien una cuestión relacionada con una respuesta global y afectiva de las personas, más que con una interpretación detallada, y se vincula más con la función latente que con funciones manifiestas.

La preferencia y la evaluación ambiental, puede analizarse de muchas maneras: a través de cuestionarios, del diferencial semántico, a través de la observación, a través de manifestaciones culturales y también influida y mediatizada por los medios de comunicación masivos.

La cognición ambiental relaciona al individuo con su medio, la corriente psicológica hace hincapié en el conocimiento del medio ambiente, mientras que la corriente antropológica afirma que los procesos cognitivos convierten al entorno en algo significativo, existiendo distintos caminos para conseguirlo. Esta visión sugiere que el esquema mental, las clasificaciones, las taxonomías son muy relevantes para actuar y estructurar el mundo. La cognición es un proceso taxonómico y el entorno obtiene significado a través de ser nombrado, clasificado y ordenado mediante determinados instrumentos conceptuales.

ii) Percepción y toma de decisiones

Información: el manejo o la disponibilidad inicial para tomar una decisión. En este caso, la decisión es la disposición a pagar, la que se tiene que ajustar a la máxima verosimilitud; una respuesta distorsionada es la que se da pero no tiene equivalencia con la conducta real. La información influye decisivamente en la decisión, en un primer momento los beneficios de la mejora pueden ser evaluados con pocos elementos o no tomando en consideración todas las implicancias o beneficios que implica tal mejora.

Motivación y desciframiento del medio. La conducta humana es más compleja que la que enuncia la función utilitaria individual, muchos casos no simplemente maximizan la conducta de la riqueza sino también del altruismo y de las limitaciones autoimpuestas, lo cual cambia radicalmente los resultados con respecto a las elecciones que de hecho hace la gente. Del mismo modo, nos encontramos que hay personas que descifran el medio procesando

información mediante los modelos racionales preexistentes por medio de lo cual entienden el medio y resuelven los problemas que enfrentan.

Como ha sido planteado, un aspecto esencial en la adecuada aplicación de la metodología de valoración contingente consiste en un cuidadoso proceso de diseño del cuestionario a ser utilizado, este proceso incluye habitualmente entrevistas a familias beneficiarias de los proyectos, sesiones de *focus groups* y entrevistas piloto. La posibilidad de distinguir aspectos cognitivos, afectivos y sensoriales en la DAP, posibilita una mayor confiabilidad en el diseño y el análisis de la DAP.

TABLA 31. Cuadro resumen del Método de Valoración Contingente.

Metodología de Valoración Contingente (MVC)				
Principio	Ventajas	Desventajas	Tipo de valor que considera	Requerimientos técnicos
El método intenta averiguar, a través de la pregunta directa, la valoración que otorgan las personas a los cambios en el bienestar que les produce la modificación en las condiciones de oferta de un bien no transado en el mercado.	<p>Es el único que puede cuantificar valores de no uso (valores de existencia, opción y legado);</p> <p>No requiere de ningún supuesto previo ni de ninguna estimación de la función de demanda de la persona, excepto en el formato binario, con lo que se evitan errores de especificación y estimación;</p> <p>Permite descubrir la compensación exigida para permitir un cambio que deteriora el bienestar, o renunciar a uno que lo mejorara, ofreciendo por tanto, información que no reproduce la que se obtendría de un hipotético mercado.</p>	<p>Los sondeos de opinión presentan a los interrogados una elección de “todo o nada” o con un bien indivisible. O se conserva el palacio o museo en su totalidad o no se conserva en absoluto;</p> <p>El sondeo no incluye un algoritmo de optimización, una fórmula para calcular posibles mejoras parciales del bien ambiental investigado. Así, el objeto de estudio se presenta a los interrogados tal como es. Se supone, implícitamente, que la oferta es ya eficaz;</p> <p>Con el MVC se examina generalmente a los habitantes de un lugar o país. Podría objetarse que los interrogados locales mostrarían alguna disposición a pagar por la valoración de la perspectiva de atraer turistas.</p> <p>Dicha valoración no tendría en cuenta, sin embargo, el valor de opción, que nada tiene que ver con las visitas reales;</p> <p>Posible sesgo debido a que el mercado es hipotético y, por lo general (hay excepciones), el entrevistado no tiene que pagar la cantidad que revela.</p>	<p>Valores de Uso Directo</p> <p>Valores de No Uso</p>	<p>Conocimiento del mercado relacionado;</p> <p>Conocimiento de características de la demanda y la oferta;</p> <p>Intensivo en datos de mercado;</p> <p>Caracterización detallada de la intervención;</p> <p>Encuestas de valoración de alta especificidad;</p> <p>Conocimiento de las características de los individuos;</p> <p>Material de apoyo;</p> <p>Pre-testeo;</p> <p>Trabajo econométrico muy intensivo.</p>

7.4 MÉTODO DE PRECIOS HEDÓNICOS (MPH)

Otro método de valoración indirecto y que permite determinar la relación entre la calidad de un bien ambiental (tal como el nivel de partículas en aire, la presencia de un bosque, riesgos de terremotos o el ruido) y el precio de mercado de ciertos bienes (como el precio de casas o terrenos en un entorno donde existe un impacto o posibilidad de su ocurrencia), es el de los Precios Hedónicos. Solo captura el efecto de los precios de mercado en bienes, por lo que no se consideran los efectos de bienes que poseen la propiedad de tener valores de no uso.

7.4.1 Fundamentos del método

El MPH es un método indirecto de valoración que permite determinar la relación entre el bienestar generado por un bien ambiental y el precio de mercado de ciertos bienes (como el precio de casas o terrenos en un entorno donde existe un impacto o posibilidad de su ocurrencia), es el de los Precios Hedónicos. Esta técnica sólo captura el efecto de los precios de mercado en bienes, por lo que no se consideran los efectos de bienes que poseen la propiedad de tener valores de no uso.

Muchos de los bienes que se comercializan habitualmente en el mercado son un agregado de características o atributos que no pueden ser vendidos o comprados por separado. Cuando compramos un bien, realmente compramos un conjunto de atributos y calidades que no pueden adquirirse por separado, ya que para ellos no existe un mercado independiente. Si un bien es en realidad un conjunto de atributos, entonces el precio del mercado debe ser un agregado de los precios individuales de los atributos que tal bien contiene (hipótesis hedónica).

Los llamados precios hedónicos intentan, precisamente, descubrir todos los atributos del bien que explican su precio, y discriminar la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. Uno de los casos más obvios y, por tanto, más utilizados en la literatura, es el del suelo (así como la propia vivienda). Por ejemplo, cuando se adquiere una vivienda, en efecto, no sólo se están comprando una serie de metros cuadrados de una determinada calidad, sino que también se está escogiendo un entorno, que tiene una serie de características, tanto con respecto al terreno circundante (barrio), como con respecto a la calidad del medio que la rodea. En términos muy sencillos, si se comparara el precio de dos viviendas iguales en todas sus características excepto en una, el acceso al agua por ejemplo (la presencia de un paisaje atractivo), la diferencia de precio entre ellas reflejaría el valor de este atributo que, en principio, carece de un precio explícito de mercado.

En otras palabras, la metodología se basa, en la estimación del valor de las características de una mercancía que, a su vez, ayuda a conformar el precio de otro bien privado y observable; es decir, lo que se pretende obtener es una estimación de precios implícitos de las características. Por ejemplo, el cálculo de la ponderación que significa vivir en un entorno ambiental protegido y bien cuidado sobre la formación del precio de las viviendas aledañas. Una vez estimadas las ponderaciones oportunas podemos calcular la función de demanda de las características que nos interesen y, por lo tanto, el excedente del consumidor y la voluntad de pago (Herrero, 2001a). La idea subyacente es que la presencia de los potenciales impactos

puede ser capturada por los precios de mercado, disminuyendo en caso de ser negativos o incrementándolos en caso contrario. También el efecto es observado si es que existe alguna posibilidad de cambio en el entorno, aunque este en realidad no ocurra.

7.4.2 Objetivos de la Técnica Hedónica

Los objetivos de la técnica hedónica son los siguientes:

- a. Sacar a la luz (hacer explícitos) los precios de los bienes o atributos para los que no existe un mercado formal;
- b. Utilizar estos precios para evaluar decisiones que afecten la oferta de tales atributos (cambios en la calidad).

Por ejemplo, si encontramos dos viviendas iguales en todas sus características excepto en el nivel de ruido, por ejemplo, la diferencia de precio entre ellas reflejaría el valor de este atributo que, en principio, carece de un precio explícito de mercado.

7.4.3 Modelo Hedónico desarrollado por Rosen (1974)

En los mercados de bienes multiatributos participan vendedores y compradores, tratando de maximizar su bienestar individual. Muchos atributos son dados: por ejemplo, el constructor decidirá el tamaño de los pisos, pero no el grado de congestión de la carretera de acceso a la ciudad, y otros son el resultado de externalidades.

El mercado alcanzará el equilibrio cuando, con los precios existentes, compradores y vendedores consideren que su mejor decisión es la que han tomado, cuando ninguno de ellos considere que podría estar en mejor situación residiendo en otro lugar o construyendo viviendas con otras especificaciones.

7.4.4 Función de Precios Hedónicos

Es una relación de equilibrio entre los precios de cada uno de los bienes y los atributos o calidades que contienen. La forma de dicha función lleva implícitas todas las preferencias y posibilidades financieras de los compradores, así como la tecnología y las posibilidades de los constructores y la oferta de atributos exógenos al mercado.

Cada vivienda = conjunto “m” de atributos ($i = 1, \dots, m$); la vivienda “j” esta representada por un vector “Z” que indica las cantidades de cada uno de los atributos considerados:

$$(34) \quad Z_j = (Z_{1j}, Z_{2j}, \dots, Z_{mj})$$

donde “Z” contiene:

$S_j = S_{1j}, \dots S_{mj}$	es el vector de características estructurales de la vivienda: metros cuadrados, materiales de construcción, zonas comunes, terraza, ascensor, número de baños, etc.;
$N_j = N_{1j}, \dots N_{mj}$	es el vector de características del vecindario: dotación de comercios, colegios, centros recreativos, composición de la población, nivel de seguridad ciudadana, proximidad del centro comercial, etc.;
$Q_j = Q_{1j}, \dots Q_{mj}$	es el vector de características ambientales del entorno: belleza del lugar, valor ambiental, características medioambientales, etc.

El Consumidor debe tomar dos tipos de decisiones:

- Qué parte de su presupuesto destinar al consumo de vivienda y qué parte destinar al consumo de otros bienes. El primer tipo de decisión determina el precio de las viviendas.
- Conciene al tipo de vivienda particular que desean y pueden adquirir. El segundo tipo de decisión determina los precios implícitos de los atributos.

Los precios finales de cada vivienda, así como los atributos que las caracterizan, son observables en el mercado. Hay que encontrar una función de precios que relacione ambas observaciones y nos permita determinar, para cada bien, el precio correspondiente al conjunto de atributos que lo caracteriza:

$$(35) \quad P_j = h(S_j, N_j, Q_j)$$

O se puede expresar así:

$$(36) \quad P_j = h(Z_j, \alpha)$$

P	es el precio de la vivienda “j”;
Z	es el vector de atributos correspondiente;
A	es un vector de parámetros que describen la forma de la función y que dependen del número de la naturaleza de compradores y vendedores.

7.4.5 Valoración de cambio en el bienestar

La función de precios puede tomar distintas formas. Es una función creciente en los atributos deseables del bien a valorar (ej.: seguridad del barrio, proximidad a un parque, pureza del aire, etc.) y decreciente con respecto a los atributos negativos (ej.: niveles de ruido, congestión de las vías de acceso, etc.). Los estudios aplicados suponen que la función de precios hedónicos puede aproximarse a la función que mejor se ajusta a los datos del tipo:

$$(37) \quad P_j = h(Z_j) + e_j$$

P_j	es el precio de venta de la vivienda “j”;
h	es la función de forma desconocida a estimar

Z_j es el vector de atributos de dicha vivienda;
 e_j es un término aleatorio.

La función de precios hedónicos nos permite resolver un problema fundamental: la inexistencia de precios explícitos de los atributos. La siguiente tarea es ver cómo interpretar tales precios y ver qué relación guardan tales precios implícitos con los cambios en el bienestar que resultan de una modificación en la oferta de los atributos.— Para ello necesitamos un modelo de decisiones de la familia que nos indique cómo se comportan los consumidores y cómo reaccionan frente a los cambios.

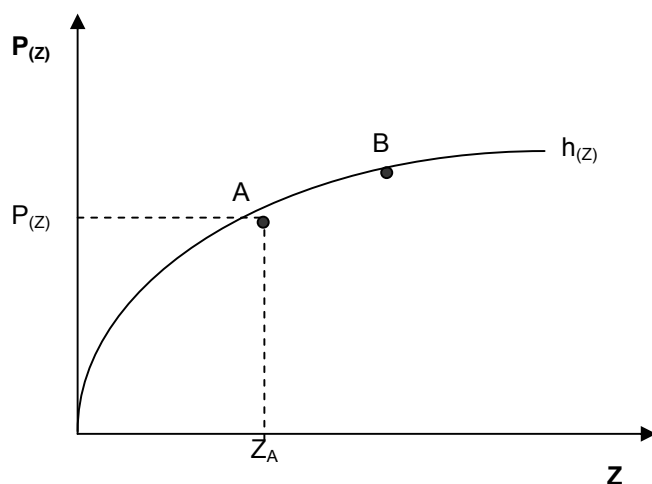
Se supone que dentro de todas las viviendas existentes se puede seleccionar un número grande cuya única diferencia es la cantidad de un atributo particular que llamaremos calidad de vida. Las diferencias de precio entre tales viviendas deben reflejar exclusivamente las diferencias respecto al atributo diferencial.

7.4.6 Función de Precios Hedónicos

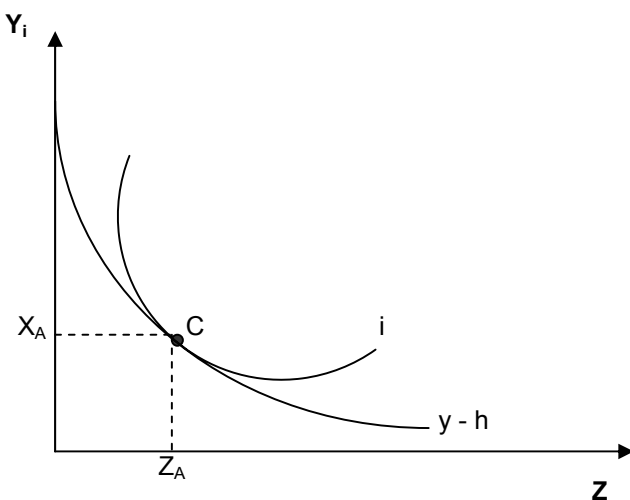
A. Generalidades

La función de precios hedónicos (a) implica que al adquirir mayor plusvalía (por aumento en la actividad económica, belleza del entorno, etc.) Z_A el precio aumenta $P_{(Z)}$. Es una función de producción del bienestar del consumidor.

FIGURA 15. Función de Precios Hedónicos.

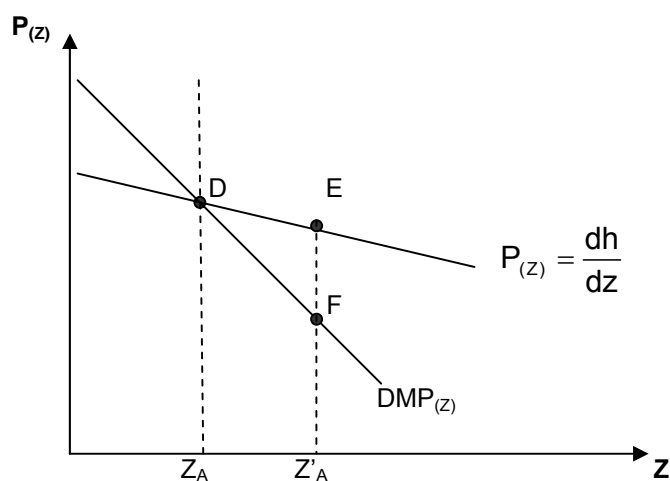


Bajo estas condiciones, el consumidor se enfrenta a la decisión de dividir su presupuesto entre el consumo de los otros bienes necesarios X_A y la calidad (tipo de vivienda que le guste) Z_A .

FIGURA 16. Decisiones del consumidor.

La curva de la demanda de la conservación ambiental esta expresada en el gráfico siguiente como $DMP_{(Z)}$. A mayor precio se demanda menor conservación ambiental.

La curva P_Z es la pendiente del precio de la propiedad, que no necesariamente coincide con la demanda del consumidor. Los cambios en la conservación ambiental D_F producen cambios en el bienestar del consumidor y se miden a través de los cambios en el excedente del consumidor bajo la curva de la demanda $DMP_{(Z)}$.

FIGURA 17. Valoración de cambios en el bienestar

B. Funciones hedónicas

La metodología hedónica supone que el precio observado de un producto es una función de sus características. Para el precio de los ordenadores se han aplicado diversas formas funcionales, si bien, la lineal, la semilogarítmica y la logarítmica doble son las utilizadas más frecuentemente¹⁶.

En una especificación logarítmica doble, la relación entre los precios y sus características es la siguiente:

$$(38) \quad \ln P_{it} = \alpha_0 + \sum_{t=1}^T \delta_t D_t + \sum_{j=1}^n \beta_j \ln X_{ijt} + u_{it}$$

donde P_{it} es el precio del modelo i en el período t ; D_t es una variable artificial temporal que toma el valor uno en el período t y cero en el resto de períodos; X_{ijt} es el nivel de la característica j en el modelo i del período t ; y u_{it} es un término de error.

Las otras dos formas funcionales solo difieren de la ecuación (38) en la transformación con la que aparecen los precios y las características. En una forma lineal, tanto los precios como las características se relacionan en niveles, mientras que cuando la forma funcional es la semilogarítmica, el logaritmo de los precios es función de los niveles de las características.

Por otro lado, aunque se utilice una especificación logarítmica doble, si algunas de las características tienen valores cero o se utilizan variables artificiales para captar la presencia o ausencia de una característica, a estas variables no se les puede aplicar logaritmos y, en consecuencia, dichas variables entran en forma semilogarítmica¹⁷.

Nótese que, para evitar la colinealidad entre la constante y las variables artificiales temporales, se ha eliminado la variable artificial correspondiente al primer período. En consecuencia, las δ_t están en términos relativos al período inicial y, por tanto, proporcionan la variación, entre el período t y el inicial, del precio estimado cuando se controla por cambios en las características. Por su parte, cada una de las β_j de la ecuación (38) es el precio sombra de la correspondiente característica j . Por último, los u_{it} recogen efectos tan distintos como los debidos a errores de medida de las variables incluidas, a características omitidas o a una especificación incorrecta de la forma funcional.

Desde Rosen (1974) hasta el trabajo más reciente de Diewert (2001) se han llevado a cabo distintos estudios teóricos para determinar la forma funcional. Sin embargo, como señala

¹⁶ Otra forma funcional más flexible y que, en ocasiones, es utilizada es la translog. Sin embargo, existen otras muchas posibilidades para flexibilizar la relación entre los precios y sus características, como la cuadrática semilogarítmica, que se puede consultar, junto con la translog, en Diewert (2001), o las estimadas por Nelson et al. (1994) para permitir que el efecto de las características varíe con el tiempo.

¹⁷ Sin embargo, esta no es la única razón para mezclar variables en niveles y en logaritmos.

Triplett (2000), ni la teoría clásica de la utilidad ni la teoría de la producción pueden llegar a precisar el tipo de relación entre los precios y las características del producto. En consecuencia, este aspecto es una cuestión empírica.

A la hora de estimar una ecuación como (38) existen varias estrategias no excluyentes. En primer lugar, se puede utilizar toda la muestra disponible para estimar una única regresión (estimación con todo el pool de datos). De esta forma, se impone que los parámetros β_j sean constantes en el tiempo. Cuando se producen innovaciones tecnológicas importantes esta restricción puede ser poco realista. La segunda posibilidad flexibiliza¹⁸ esta limitación al desagregar el pool de datos en períodos adyacentes, de dos o más, estimando una serie de regresiones. En cada una de las regresiones, excepto en la primera, el primer período considerado es el último incluido en la regresión anterior. Esta estrategia mantiene constantes los coeficientes de las características dentro de cada uno de los períodos adyacentes, pero permite que varíen entre las diferentes regresiones. Evidentemente, se pueden seguir ambas estrategias y contrastar cuál de ellas es la más adecuada, así como la longitud óptima de los períodos adyacentes. Otra forma, incluso más sencilla, de permitir que los coeficientes β_j varíen en el tiempo consiste en estimar por separado una ecuación para cada uno de los $T + 1$ períodos de la muestra. En este caso, en cada ecuación desaparece la variabilidad temporal y, en consecuencia, las D_t .

Para finalizar con este apartado, conviene hacer una breve referencia a los tres problemas principales que los detractores de las regresiones hedónicas suelen esgrimir. En primer lugar, es frecuente que los investigadores no tengan precios de transacción sino de catálogo. En la medida en que los descuentos sean una práctica extendida, las tasas de variación de los precios resultantes estarán sesgadas si los descuentos varían en el tiempo. En general, obtener información sobre descuentos es complicado, por varias razones. Como señalan Baldwin et al. (1997), por un lado, es habitual que los descuentos se apliquen en bloque sobre la compra conjunta de ordenadores y otros accesorios, por lo que es difícil discernir la parte del descuento que corresponde a cada producto. Por otro lado, el vendedor, al conceder los descuentos, discrimina entre compradores, en función de las expectativas que tenga sobre sus futuras compras de equipos y servicios.

El segundo problema es el de la multicolinealidad. Es bien sabido que si existe correlación entre las características, los coeficientes estimados son inestables y sus varianzas muy elevadas. En consecuencia, la interpretación económica de las $\hat{\beta}_j$ (el símbolo ^ sobre un coeficiente indica que es el valor estimado) se resiente, aunque no tiene por qué invalidar, necesariamente, la estimación de los precios ajustados por cambios de calidad resultante de la regresión hedónica.

¹⁸ No obstante, esta no es la única vía para permitir que los parámetros varíen en el tiempo. Hay modelos no lineales en los parámetros, como los estimados en Nelson et al. (1994), que combinan la estimación conjunta de todo el período con parámetros dependientes del tiempo.

Finalmente, está el problema de la omisión de características relevantes. Respecto al mismo, hay que diferenciar entre tres situaciones distintas. En la primera, la variable omitida no está correlacionada con las incluidas, por lo que las $\hat{\beta}_j$ son insesgadas y su interpretación económica como precio sombra de la característica j es válida. Sin embargo, las $\hat{\delta}_t$ son sesgadas y lo mismo sucede con los precios ajustados por cambios de calidad que se pueden obtener de dicha ecuación, por cuanto en dichos precios no es posible controlar parte de los cambios en las características (los correspondientes a la variable omitida). En la segunda, la variable omitida está correlacionada con alguna de las variables incluidas y ambas varían simultáneamente y en la misma proporción. En esta circunstancia, aunque la $\hat{\beta}_j$ correspondiente es sesgada, las $\hat{\delta}_t$ y los precios ajustados por cambios de calidad son insesgados. Sin embargo, en la tercera situación, cuando la variable omitida no se mueve sincronizadamente con la que está correlacionada, incluso las $\hat{\delta}_t$ y los precios ajustados por cambios de calidad son sesgados.

Estos problemas, más que invalidar las regresiones hedónicas, ponen el acento en la necesidad, por un lado, de realizar una buena selección de las variables, para lo que el conocimiento del producto es fundamental, y, por otro lado, de no escatimar esfuerzos para conseguir una muestra que mida adecuadamente los precios y las características. Este requerimiento intensivo de información de la metodología hedónica, tanto en calidad como en cantidad, es quizá el obstáculo clave para una mayor utilización de esta metodología por las distintas oficinas estadísticas.

7.4.7 Índices de precios

Existen varios procedimientos para calcular índices de precios ajustados por cambios de calidad a partir de las regresiones hedónicas. El más sencillo de ellos es el denominado método de las variables artificiales temporales. Con este procedimiento el índice de precios ajustado por cambios de calidad se calcula a partir de los coeficientes $\hat{\delta}_t$ estimados en una ecuación como (1). La expresión concreta del índice depende de la forma funcional de la regresión y de la estrategia de estimación. Cuando se estima con todo el pool de datos y la forma funcional es la logarítmica doble o la semilogarítmica, las $\hat{\delta}_t$ representan el cambio porcentual del precio al controlar por cambios en las características entre el período t y el inicial. En consecuencia, el índice se construye a partir de la secuencia de $\exp(\hat{\delta}_1)$, $\exp(\hat{\delta}_2)$, etc.¹⁹. Si la estimación se realiza por períodos adyacentes, hay que tener en cuenta que las $\hat{\delta}_t$

¹⁹ Nótese que para la forma logarítmica doble, el índice de precios ajustado por cambios de calidad en el período t con base en el período inicial y en tanto por uno sería:

ya no están todas con relación al período inicial, sino al primer período incluido en cada una de las submuestras estimadas. De tal forma que si, por ejemplo, cada submuestra está formada por dos períodos adyacentes del pool, el índice en el período t con base en el período inicial será igual a²⁰:

$$(39) \quad I_{0t} = \exp\left(\sum_{k=1}^t \hat{\delta}_k\right)$$

Cuando se realizan estimaciones período a período, los coeficientes $\hat{\beta}_j$ varían con el tiempo, por lo que el procedimiento anterior ya no es válido²¹. En su defecto, se puede calcular

$$I_{0t} = \frac{E\left[\exp\left(\ln P_t - \sum_{j=1}^n \beta_j \ln X_{jt}\right)\right]}{E\left[\exp\left(\ln P_0 - \sum_{j=1}^n \beta_j \ln X_{j0}\right)\right]},$$

donde E es la esperanza matemática. Por tanto, al calcularlo a partir de la secuencia de las $\exp(\hat{\delta}_t)$ no se está computando el índice exacto, sino tan solo una aproximación, por cuanto, es bien sabido, que $\exp(\hat{\delta}_t)$ es un estimador sesgado del estimador de $\exp(\delta_t)$. El sesgo se corrige si se utiliza donde

$$\exp\left(\hat{\delta}_t + \frac{1}{2} \hat{\sigma}_t^2\right),$$

$\hat{\sigma}_t^2$ es la varianza estimada de δ_t . No obstante, en la práctica se suele obviar esta corrección, dado su reducido valor.

²⁰ Cuando la forma funcional es la lineal, y se estima con toda la muestra, el índice se calcula como:

$$I_{0t} = \frac{\hat{\alpha} + \hat{\delta}_t}{\hat{\alpha}}.$$

Sin embargo, si se estiman períodos adyacentes, por ejemplo, tomando de dos en dos los períodos, la expresión para calcular el índice pasa a ser:

$$I_{0t} = \frac{\hat{\alpha} + \sum_{k=1}^t \hat{\delta}_k}{\hat{\alpha}}.$$

²¹ Aunque en la estimación por períodos adyacentes también se permite que las $\hat{\beta}_j$ varíen temporalmente, sin embargo, se mantienen constantes dentro de cada conjunto de períodos incluidos en cada regresión y, por tanto, los coeficientes δ_t siguen aportando la estimación de la inflación corregida por los cambios de calidad.

un índice de precios de características, en el que, por ejemplo, las cantidades estén fijadas en el año base, es decir, que sea un índice del tipo Laspeyres²². Si la forma funcional es la logarítmica doble, dicho índice se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$(40) \quad I_{0t} = \frac{\exp\left(\hat{\alpha}_t + \sum_{j=1}^n \hat{\beta}_{jt} \overline{\ln X_{j0}}\right)}{\exp\left(\hat{\alpha}_t + \sum_{j=1}^n \hat{\beta}_{j0} \overline{\ln X_{j0}}\right)}$$

donde $\overline{\ln X_{j0}}$ es el valor medio de la característica j en el año base. Expresiones similares se obtienen para las otras dos formas funcionales. No obstante, cuando las características acusan de un período a otros cambios importantes, es conveniente utilizar un índice en el que las características no estén fijas, como puede ser un índice de Laspeyres encadenado, en cuyo caso, el índice se calcula como:

$$I_{0t} = I_{01} I_{12} \dots I_{t-1t} \quad t = 1, \dots, T$$

donde:

$$(41) \quad I_{k-1k} = \frac{\exp\left(\hat{\alpha}_k + \sum_{j=1}^n \hat{\beta}_{jk} \overline{\ln X_{jk}}\right)}{\exp\left(\hat{\alpha}_{k-1} + \sum_{j=1}^n \hat{\beta}_{jk} \overline{\ln X_{jk}}\right)}$$

En principio, la regresión hedónica concede la misma importancia a todas las observaciones de la muestra, lo que, a su vez, se traduce en un sesgo potencial de los índices calculados con el método de variables artificiales temporales. Lo ideal sería tener información sobre ventas para estimar por mínimos cuadrados ponderados, de acuerdo a las cantidades vendidas. Con ello, se reduciría la influencia de los precios poco representativos del mercado y, por tanto, se podrían estimar mejores medidas de los precios ajustados por cambios de calidad. Como señala Triplett (1989), con el método del índice de precios de características es fácil introducir ponderaciones dentro de los índices sin necesidad de estimar una regresión ponderada, simplemente tomando las medias ponderadas de las características a la hora de calcular el índice de precios²³. En cualquier caso, desgraciadamente, en muchas ocasiones no se dispone de información sobre ventas, por lo que si se piensa que, en general, los

²² Se pueden también calcular índices de otros tipos, como, por ejemplo, el de Paasche o el de Fisher.

²³ El método de imputación de precios presenta esta misma propiedad. Sobre este método véanse, por ejemplo, Aizcorbe et al. (2000), Triplett (1989) y Triplett (2000).

ordenadores más vendidos son los que tienen una mejor relación calidad-precio, el índice resultante sobrevalorará los verdaderos precios ajustados por cambios de calidad.

7.4.8 Validez del método de los precios hedónicos: supuestos necesarios y limitaciones

A. Supuesto de Movilidad

Para que la persona pueda expresar su disposición a pagar por un bien cualquiera tiene que poder elegir distintas cantidades de dicho bien. Es decir, los costos de transacción no han de ser prohibitivos, han de ser lo suficientemente móviles como para poder escoger, por ejemplo, en el caso de viviendas afectadas por un proyecto de restauración de un sitio ambiental, que conllevará un aumento del tráfico de visitantes, comercio, etc. y poder optar, llegado el caso, por cambiarse a otra zona, con un nivel de “tranquilidad” diferente.

En ausencia de movilidad, cuando la persona no tiene elección, los precios de los bienes de mercado no reflejan el cambio producido.

B. El papel del Ingreso per capita

El ingreso per capita es una variable fundamental a la hora de estimar la función de los precios hedónicos. Como se ha visto, la disposición a pagar (DAP) por un bien cualquiera es una función, entre otras cosas, de la capacidad de pago. En el caso de los bienes ambientales, lo que se observa es que la DAP aumenta más que proporcionalmente con el ingreso.

Este es un resultado corroborado sistemáticamente por la evidencia empírica: la revalorización de las viviendas es porcentualmente mayor, ante una mejora, cuanto mayor sea su valor de mercado.

Si aceptamos sin más este hecho, el resultado más inmediato sería la tendencia a concentrar todas las medidas de mejora en los estratos de ingreso más alto ya que tienen DAP más elevada. Y este escenario no parece muy aceptable desde el punto de vista redistributivo, o de simple justicia.

C. Valor de uso y Valores de no uso

La técnica de los precios hedónicos, como es obvio, refleja el valor que los usuarios de un bien privado, que se ve afectado por la modificación en el entorno producto de la conservación del medio ambiente, proyectan en el mercado. Se trata, por tanto, de un método que permite reflejar el valor de uso del bien ambiental para las personas afectadas.

No se incluyen, por lo tanto, todos los posibles valores de no uso que el recurso pueda tener para otra serie distinta de personas, lo que no deja de representar una limitación importante del método en cuanto a su ámbito de aplicación. Además, esta limitación es doble, ya que tampoco permite recoger todos los cambios producidos en los propios valores de uso.

También existe el problema de los usuarios “transeúntes”: aquellos que son afectados por la calidad del bien ambiental, pero no a través de su posesión (por ejemplo, la restauración de un monumento histórico afecta no solo los que viven en el barrio donde se encuentra, sino también a los que la atraviesan, pasean por ella o simplemente hacen un trámite allí).

El bien ambiental forma parte de la función de producción de utilidad de estas personas. Sin embargo no está relacionado con la vivienda como bien privado, lo que impide al mercado de este bien recoger el cambio en el bienestar experimentado por ellos.

Finalmente, considerando el problema de las generaciones futuras, lo cierto es que sus intereses, en la medida en que se vean afectados por las modificaciones en la calidad del entorno, quedan a expensas de lo que opinen hoy al respecto los demandantes de los bienes privados cuyo precio se ve afectado. Sin embargo, existen serias dudas sobre si esta es la forma idónea de garantizar el bienestar de los que todavía no pueden expresarse.

TABLA 32. Cuadro resumen del Método de los Precios Hedónicos.

Método de los Precios Hedónicos (MPH)			
Principio	Problemas/Desventajas	Tipo de valor que considera	Requerimientos técnicos
La metodología se basa en la estimación del valor de las características de una mercancía que, a su vez, ayuda a conformar el precio de otro bien privado y observable; es decir, lo que se pretende obtener es una estimación de precios implícitos de las características.	<p>Esta técnica sólo captura el efecto de los precios de mercado en bienes, por lo que no se consideran los efectos de bienes que poseen la propiedad de tener valores de no uso.</p> <p>Es necesaria una amplia disponibilidad de data para llevar a cabo el estudio</p> <p>Es difícil estimar los beneficios económicos y sociales y determinar como se reparten entre el excedente del consumidor y el excedente del productor;</p> <p>Es frecuente que los investigadores no tengan precios de transacción sino de catálogo</p> <p>Multicolinealidad, existe correlación entre las características, los coeficientes estimados son inestables y sus varianzas muy elevadas</p> <p>Omisión de características relevantes</p>	<p>Valor de Uso Directo</p> <p>Valor de Uso Indirecto</p>	<p>Conocimiento del mercado relacionado;</p> <p>Conocimiento de características de la demanda y la oferta;</p> <p>Intensivo en datos de mercado;</p> <p>Caracterización detallada de la intervención;</p> <p>Características de los individuos;</p> <p>Trabajo econométrico muy intensivo.</p>

VIII. INDICADORES DE CALIDAD EN SALUD

Una etapa relacionada con la valoración económica de la reducción de enfermedades producto de los efectos de la contaminación, es la formulación de índices que permitan identificar la calidad de vida de la población, así como su uso en la formulación y evaluación de políticas, en estudios y monitoreo de los impactos en la salud, información pública disponible para las comunidades y organismos internacionales, etc. Se debe tener presente en todo caso, que los indicadores son solo una señal del estado del sistema a cual se refiera y que las nuevas políticas en ambiente se generan conjuntamente cuando la evidencia científica aporta nuevos elementos a la luz publica respecto a los efectos en salud de los diferentes contaminantes. Pueden clasificarse en indicadores de exposición y de salud. Estos últimos en su mayoría son más difíciles de interpretar y rara vez entregan información sobre los efectos ambientales. Es por esto que se señala que los indicadores de exposición son mas útiles para la formulación de políticas (EEA / WHO, 2002).

La definición clara de las acciones a ser tomadas por la autoridad competente frente a cada contaminante y la identificación y medición de los efectos relevantes le entregan el carácter de eficiente al indicador. Esto le permite relacionarse con otros índices y poder alimentar nuevos modelos que estimen los impactos en la salud de las personas a un nivel de mayor cobertura espacial (por ejemplo ampliar a toda la población regional, nacional o internacional), aun cuando existan diferentes condiciones estructurales del manejo en salud publica y del nivel de contaminación entre los diferentes sitios. Pero debe estar relacionado a valores límites específicos u objetivos concretos.

La Oficina Regional Europea de la Organización Mundial de la Salud (WHO) y el Centro Europeo para la Salud y el Ambiente (ECEH), han elaborado índices de salud a través del efecto en el medio aire de diferentes impactos, la recolección de información necesaria para la construcción del indicador, la relación con otro tipo de indicadores y su forma de interpretación.

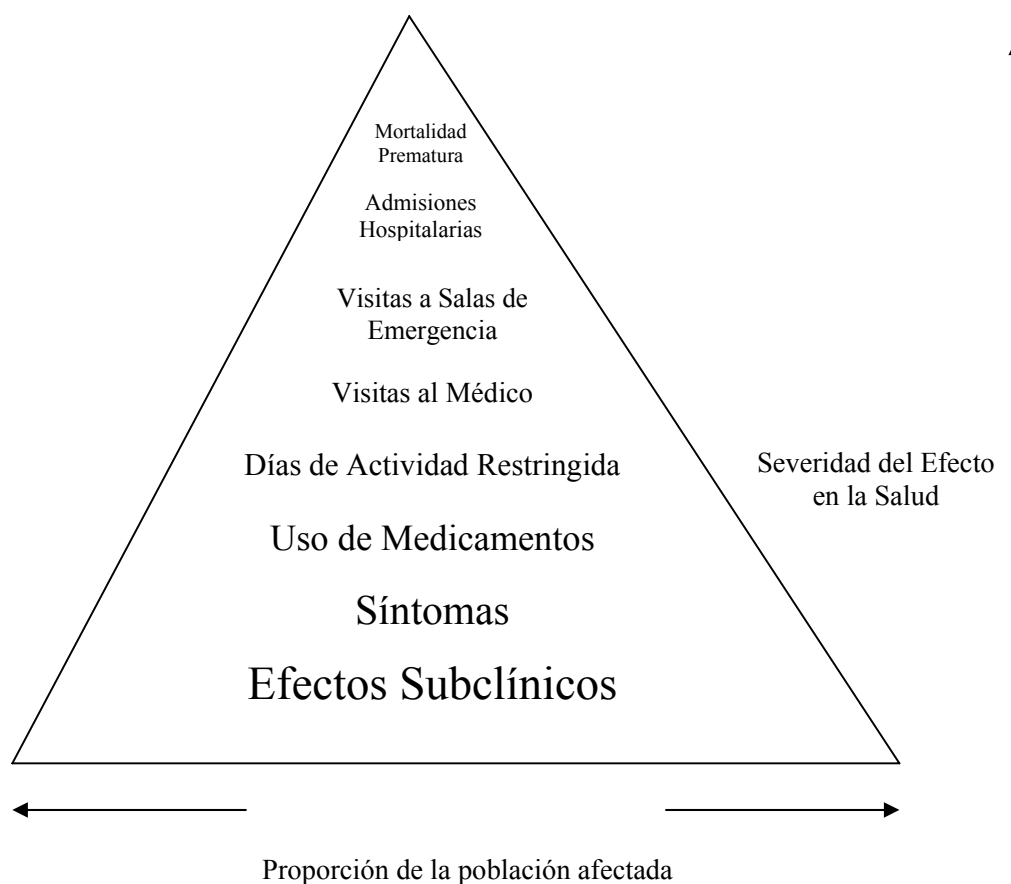
Tiene la ventaja de ser sencillo y presenta para los tomadores de decisiones comodidad para una aproximación al problema global. Por lo tanto es posible la definición de este enfoque para diferentes medios afectados y trabajar en la formación de indicadores de igual forma que para el aire. Podemos ver un ejemplo en la Tabla 33.

TABLA 33. Construcción y definición de indicador de calidad de salud.

Componentes necesarios	Explicación
Nombre del Indicador	Acrónimo elegido para su uso
Medio Afectado	Físico o socioeconómico
Definición del impacto y efectos en la salud	Especificación del medio afectado y su consecuente repercusión en las personas. Supuestos necesarios
Conceptos y definiciones fundamentales del indicador	Que es lo que afecta principalmente en términos de pérdidas sociales y privadas.
Disponibilidad y calidad de datos para la construcción del indicador	Forma de tener consistencia en las mediciones y confiabilidad en las estimaciones.
Unidades de medida y escala de aplicación	Tecnicismo necesario para universalidad y acotamiento de su uso
Relación con otros indicadores	Posible fuente de datos para construcción de otros indicadores. Retroalimentación
Interpretación del indicador	Que es lo que mide, posibilidad de extrapolar a niveles mayores o espacialmente. Utilidad en futura valoración económica de impactos. Necesario para formular políticas y acciones

Fuente: Basado en tabla dispuesta por (WHO / ECEH), 2002

El siguiente esquema grafica la estratificación de los efectos de un contaminante en la salud de las personas, donde los efectos más adversos están en la cúspide de la pirámide y los más inocuos en la base, existiendo una relación inversa entre la severidad del daño y la población afectada.

FIGURA 18. Pirámide de los efectos en la salud de la polución (Kryzanowsky 2002)

Los indicadores de exposición deberían contar con ciertas características deseadas, los cuales están presentados en la Tabla 34.

TABLA 34. Particularidades y uso del indicador de calidad.

Utilidad	Característica del indicador
Generación de políticas	Específico para cada contaminante y permitir su aplicación en estudios de impacto en salud
Desarrollo de políticas y evaluación de riesgos en salud	No existencia de umbrales, valores de referencia o valores límites. Medidos en términos de población acumulada o ponderada expuesta al contaminante
Implementación de políticas de monitoreo y <i>enforcement</i>	Existencia de umbrales y valores límites. Expresados en términos de distancia al contaminante.
Información pública y difusión	Combinación o índices de polución. Existe problema de comparación inter-espaciales. No recomendable para generar políticas

Fuente. Elaboración propia basada en tabla dispuesta por (WHO / ECEH), 2002

A continuación se presenta un sencillo ejemplo basado en Stedman (2002), en donde se observa el efecto en la calidad de vida y en la cantidad de vidas de las personas que podrían ser salvadas, si es que se concretan ciertas medidas de mejoramiento ambiental.

- Un indicador de salud es el número de admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias (AHER). Este puede calcularse después de tener estudios epidemiológicos que entregan la función dosis respuesta en particular y otra serie de antecedentes disponibles, tal como se presenta a continuación:

$$AHER = c \cdot m \cdot t \cdot P \quad [\text{número de admisiones hospitalarias}]$$

donde c es la concentración del contaminante en miligramos por metro cúbico, m es la pendiente de la función dosis respuesta en porcentaje por 10 miligramos por metro cúbico, t es la tasa de morbilidad de la población en 1000 casos por 100 mil personas y P es la población total.

Usando series temporales se determina la función de dosis respuesta. Luego la formula de calculo es:

$$AHER = \text{Concentración del contaminante (20 } \mu\text{gm}^{-3}) \times \text{Pendiente de la función dosis respuesta (0.5 \% por } 10 \mu\text{gm}^{-3}) \times \text{Tasa de morbilidad (1000 por 100 mil)} \times \text{Población Total (5 millones)} = 500 \text{ admisiones hospitalarias}$$

- Ejemplo del posible impacto de una política de reducción de PM 10 para el año 2010 en la esperanza de vida del Reino Unido (Stedman 2002) usando un estudio de corte transversal.

TABLA 35. Resultados de la aplicación de políticas de reducción de los niveles de contaminantes PM 10.

Reducción de las concentraciones medias del contaminante pm 10 (% por $10^{-3} \mu\text{gm}$)	Efecto
0.75	Se salvan 200.000 vidas en todo el Reino Unido.
reducción de la tasa de riesgo del contaminante (% por $10^{-3} \mu\text{gm}$)	Efecto
0.1	Se reduce el riesgo de mortalidad en un 1% por lo que se salvan 6,77 millones de vidas acumuladas desde el 2000 hasta el 2110 inclusive.

Fuente: Stedman, 2002

IX. LOS MÉTODOS MULTICRITERIO COMO APOYO A LA TOMA DE DECISIONES EN LA GESTIÓN DE COPS

Los métodos multicriterio representan actualmente las técnicas estándar de evaluación multi-objetivo, siendo ampliamente usadas en áreas como la teoría de decisiones en general, economía y administración, finanzas e ingeniería de sistemas e industrial. Recientemente, el análisis multicriterio ha comenzado también a ser aplicado en problemas de manejo de recursos naturales y ambientales, ver Munda et al. (1994) y Villena y Villena (1997; 1998) para una discusión general y aplicaciones. Para aplicaciones específicas a manejo de recursos ver Bellehumeur et al. (1997), Hokkanen and Salminen (1997)), Jones et al. (1990), Renn (1986) y Renn et al. (1993).

La racionalidad de su aplicación en el contexto de la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) radica en que las técnicas multicriterio permiten justamente facilitar la evaluación de diversas opciones considerando ciertos objetivos o criterios específicos. En este caso las opciones vendrían dadas por los distintos sistemas de gestión y manejo de los COPs, y los objetivos, por los diversos criterios económicos, sociales y biológicos definidos en este trabajo. Una vez estimados los distintos indicadores, es decir los criterios de evaluación definidos para cada una de las opciones, se pretende obtener un peso indicativo de la importancia proporcional de cada criterio en término de la evaluación global. Con esta información, usando diversos métodos multicriterio es posible confeccionar un ranking de los sistemas de disposición en evaluación. La ventaja de la metodología multicriterio es que además de proveer los métodos numéricos para confeccionar el ranking de los distintos sistemas, provee una completa metodología para estructurar el proceso de evaluación considerando un grupo reducido de personas. En general este tipo de metodología se presenta como una alternativa a métodos menos estructurados y menos formales de evaluación.

Dado que tanto la metodología multicriterio como los métodos de evaluación no son muy conocidos fuera del ámbito de la investigación de operaciones y economía la siguiente sección tiene por objeto clarificar algunos de los principios básicos en los cuales se basa esta metodología, además de presentar algunos aspectos relacionados con su aplicación en estudios de carácter ambiental y de recursos.

9.1 PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA METODOLOGÍA MULTICRITERIO

Los métodos de evaluación multicriterio se han utilizado principalmente para inventariar, clasificar, analizar y ordenar en forma apropiada la información disponible relativa a opciones o alternativas al enfrentar un problema de evaluación (Voogd, 1983:28). Dependiendo del tipo o naturaleza del problema, las opciones que serán evaluadas pueden variar entre diferentes soluciones, cursos de acción, estrategias, planes alternativos, proyectos, etc. Además, como el

nombre lo indica, la evaluación multicriterio considera varios "criterios"²⁴ (o estándares de juicio) en el análisis. Estos criterios constituyen la base sobre los cuales se evaluarán las diferentes opciones. De esta forma, los componentes básicos de una evaluación multicriterio corresponden a un conjunto de criterios y un conjunto de opciones, y la definición de estos dos conjuntos, corresponde al primer paso en cualquier análisis multicriterio. Por ejemplo, si se plantea un problema como la selección de diferentes metodologías de eliminación de desechos sólidos, entre las opciones asociadas con este problema se podrían incluir: relleno de tierras, incineración, reciclaje de materiales, recuperación de energía, y otras combinaciones entre estas alternativas. De esta misma forma, entre los criterios bajo los cuales estas opciones pueden ser evaluadas pueden incluirse factores tales como: calidad del agua, calidad del aire, calidad de los suelos, factores sociales, factores políticos, factores legales, factores económicos, entre otros.

En una evaluación multicriterio, los criterios y opciones definidos son ordenados generalmente en una matriz. Un ejemplo de esta matriz es dado en la Figura 19. Este modelo ha recibido diferentes nombres en la literatura, por ejemplo: matriz de impacto, matriz de proyecto-efecto, matriz de puntaje, matriz de efectividad, matriz de evaluación, entre otros. La figura siguiente muestra un ejemplo de una matriz de impacto.

FIGURA 19. Matriz de impacto en una evaluación multicriterio.

	OPCIONES				
	A	B	C	D	E, etc.
CRITERIOS	Puntajes de los Criterios				
1					
2					
3					
4					
.					
.					
etc.					

De la matriz presentada en la figura anterior, se aprecia claramente como funciona esta metodología. Cada opción es evaluada en función de diversos criterios, para esto se obtiene un puntaje que refleja las ventajas que presenta cada opción en relación a cada uno de los criterios de evaluación. En este contexto la segunda etapa en la aplicación de esta metodología corresponde a la obtención de la información necesaria para evaluar las opciones de acuerdo a los criterios seleccionados. Una característica fundamental de estos métodos de evaluación es que el impacto de cada criterio sobre las opciones puede ser medido en sus unidades más directas. Por ejemplo, para el caso de la disposición de desechos sólidos, algunos criterios

²⁴ En la literatura sobre evaluación multicriterio, el término "criterio" es utilizado indistintamente como "factores" o "atributos".

requieren información no cuantitativa (cualitativa) para ser evaluados, tales como factores políticos y legales. Estos criterios serán evaluados utilizando una escala semántica como por ejemplo “bueno”, “malo”, “razonable”, etc. De esta misma forma, criterios cuantitativos como factores económicos o la calidad del aire pueden ser evaluados directamente en términos numéricos como por ejemplo: millones de pesos y niveles de NO₂, respectivamente.

Consecuentemente, los criterios en una evaluación multicriterio no son necesariamente medidos en una sola unidad, como por ejemplo en los análisis de costo-beneficio, sino que en una amplia gama de unidades las cuales reflejan en la mejor medida posible la naturaleza de los criterios involucrados.

TABLA 36. Ejemplo de una matriz de impacto.

Criterios	Relleno de tierras	Incineración	Composting	Reciclaje de materiales	Recuperación de energía
Calidad del Agua					
Calidad del Aire					
Calidad de los Suelos					
Factores Sociales					
Factores Políticos					
Factores Legales					
Factores Económicos					

Cuando la matriz de impacto ha sido construida, es decir, los puntajes correspondientes a cada criterio han sido calculados, esta puede ser utilizada para analizar las diferencias entre las diversas opciones. En general, dada una matriz de impacto, se pueden resolver los siguientes problemas: (1) determinar un sub-conjunto de acciones consideradas como las mas adecuadas con respecto a los criterios definidos (problema de elección), (2) dividir la serie de opciones dentro de subconjuntos de acuerdo a ciertas normas (problema de ordenación), (3) rankear las opciones de la mejor hacia la peor opción (problema de ranking) (Vincke, 1992:28).

En ciertas ocasiones, la matriz provee la información requerida mediante la cual las opciones pueden ser evaluadas sin necesidad de realizar análisis adicionales posteriores. Esto puede ocurrir por ejemplo, si una sola opción ha de ser seleccionada y si la matriz de impacto muestra que existe de hecho una opción para la cual los puntajes asignados de acuerdo a los criterios son claramente superiores que aquellos asignados para cualquier otra opción. En este caso, esta opción es dominante sobre todas las otras opciones, sin tomar en cuenta las prioridades asignadas a los diversos criterios. Tal análisis de dominancia se puede realizar de antemano con el objeto de reducir el numero de opciones (Voogd, 1983: 29-30). Sin embargo, no siempre es posible realizar una fácil interpretación de una matriz de impacto. Por ejemplo, cuando se utilizan criterios en conflicto en la evaluación, la interpretación de la matriz de impacto va a depender de la importancia relativa asignada a cada criterio. Supongamos por ejemplo dos opciones, A y B. Si la opción A es superior a la opción B de acuerdo a tres

criterios, y de la misma manera, la opción B es superior a la opción A de acuerdo a otros tres criterios, va a ser imposible identificar la opción dominante sin asignar diferentes ponderaciones a cada uno de los criterios.

Así, otros elementos que se utilizan frecuentemente en la evaluación multicriterio son un conjunto de ponderadores o pesos para los criterios definidos²⁵. Estos ponderadores pueden ser representados a través de números (e.g. 0.30, 0.24, 0.16), por medio de expresiones ordinales (e.g. muy importante, importante, menos importante, etc.) o mediante códigos binarios (relevante, no relevante). Un conjunto de ponderadores tiene la forma de un vector $1 \times N$, donde N corresponde al número de criterios considerados en el análisis. La Figura 20 presenta un ejemplo de un conjunto de ponderadores.

FIGURA 20. Tabulación de un conjunto de ponderadores

	CRITERIOS					
	1	2	3	4	5	m
Ponderador 1						
Ponderador 2						
Ponderador 3						
Ponderador n						

PONDERACIONES

Existen diversos métodos para obtener el conjunto de ponderadores. Algunos de estos plantean la interrogante directamente a los encargados de tomar la decisión sobre la "importancia" de cada criterio, mientras otros realizan estimaciones de las ponderaciones preguntando a los encargados de tomar la decisión cuanto estarían dispuesto a perder en términos de un criterio para ganar en relación a otro (tradeoffs), balanceando así en términos de sus objetivos.²⁶

Una vez que se han estimado los ponderadores, se aplican a la matriz de impacto con el fin de seleccionar una opción o un conjunto de opciones dependiendo de los requerimientos o de los resultados que se puedan obtener de acuerdo a la información disponible. Existe una amplia gama de técnicas aritméticas para relacionar la información proveniente de la matriz de impacto con la información contenida en el conjunto de ponderadores, y por lo tanto, se han diseñado una gran variedad de métodos de evaluación multicriterio durante los últimos años, desde los más simples hasta aquellos más complejos (Nijkamp and Blaas, 1994:173). La selección de uno de estos métodos constituye en si mismo un problema de toma de decisiones en el cual se debe realizarse un balance entre, amplitud, objetividad y simplicidad (Bergh, 1996:118). Los factores más importantes a considerar en esta selección son las características

²⁵ Estos ponderadores pueden ser interpretados como tasas de sustitución. Este concepto involucra la idea de compensación en el caso de pérdidas respecto a un criterio dado y ganancias respecto a otro criterio determinado.

²⁶ Para obtener más detalles y referencias sobre los métodos de ponderación, ver: Winterfeldt and Edwards (1986), Shoemaker and Waid (1982) y Hobbs (1980).

de la información disponible (cuantitativa o cualitativa), el tipo de resultados que se requieren (problemas de elección, ordenamiento o ranqueo), y las características de los participantes involucrados (expertos vs gente común; evaluación personal vs. multipersonal, etc).

Dado que los resultados de cualquier evaluación multicriterio se encuentran sujetos a un número de incertezas relacionadas con la información en sí y la técnica utilizada (Voogd, 1983;31) se debe realizar una análisis de sensibilidad de los resultados después de la aplicación de métodos de evaluación multicriterio. Este análisis se realiza principalmente para verificar la estabilidad de los resultados entregados por el procedimiento de evaluación. Aunque se han propuesto diferentes tipos de análisis de sensibilidad en la literatura (Wolters and Mareschal, 1995; Janssen, 1992; McKone and Bogen, 1991), la idea que subyace bajo cada uno de ellos es la misma: verificar la reacción del modelo a cambios en el conjunto de las ponderaciones o en los puntajes de cada uno de los criterios de evaluación.

En este contexto, las etapas involucradas en una evaluación multicriterio son las siguientes:

- (1) Identificación del conjunto de opciones y criterios.
- (2) Determinación de los puntajes de cada criterio asignado a cada opción.
- (3) Determinación del conjunto de ponderadores.
- (4) Aplicación de la metodología de evaluación multicriterio.
- (5) Análisis de sensibilidad de los resultados.

Es necesario destacar, que dependiendo del tipo o naturaleza del problema, y del tiempo y recursos comprometidos, la forma en que cada una de estas etapas es implementada puede variar significativamente. En este contexto, la selección de la metodología multicriterio a ser utilizada es un problema particularmente importante. Para una revisión de los métodos multicriterio más frecuentemente utilizados en el área del manejo ambiental y de recursos, y los principios que los fundamentan, ver: Bellehumeur et al. (1997), Hokkanen and Salminen (1997), Jones et al. (1990) y Renn et al. (1993). Por referencias generales estándares ver: Andersen et al. (1988), Changkong and Haines (1983), Faludi and Voogd (1985), Hwang and Yoon (1981), Janssen et al. (1990), Nijkamp (1979, 1980, 1986), Nijkamp et al. (1990), Rietveld (1980), Sinden and Worrell (1979), Voogd (1983), von Winterfeldt and Edwards (1986), y Zeleny (1982).

X. ANÁLISIS DOSIS-RESPUESTA: MARCO TEÓRICO

Como fue revisado anteriormente, diversas metodologías permiten realizar un análisis costo beneficio. Existen características generales, de aquellas que permiten clasificar los distintos procedimientos posibles. En este contexto, una posibilidad es clasificar el método en cuestión de acuerdo a si se estima o no una demanda efectiva por política o bien ambiental. Otra clasificación usual es aquella que distingue aquellos métodos que directamente arrojan beneficios en escala monetaria, o por el contrario, cuantifican algún efecto no monetario que es valorado posteriormente.

La primera forma de agrupar metodologías de análisis costo beneficio ambiental es considerar si se estima o no una demanda efectiva por algún proyecto. En el caso afirmativo, existen distintas posibilidades de estimar la disposición a pagar (DAP).

La medida de la DAP de un consumidor entrega la cantidad máxima que éste pagaría por un determinado bien. De esta forma, la DAP entrega una demanda efectiva que permite a través de la microeconomía del bienestar evaluar beneficios y costos individuales y sociales. En efecto, según el caso la DAP equivale o permite obtener alguna de las medidas de bienestar tradicional (excedente *marshalliano*, variaciones compensatoria o equivalente, o excedentes compensatorio o equivalente).

Otra posibilidad es valorar costos y beneficios prescindiendo de una demanda efectiva. Entre estos métodos destacan los métodos de dosis-respuesta, el de comportamiento de mitigación y de costo de oportunidad. Todos estos métodos no permiten obtener una curva de demanda y por lo tanto no se obtienen medidas reales de bienestar. Sin embargo, estas metodologías proveen de información útil a Por ejemplo, el método de la función de daño cuantifica efectos físicos que se valoran posteriormente. Este tipo de enfoque, intenta a partir de la mejor información disponible, incluir la mayor cantidad de efectos cuantificables debidos a cambios en la variable ambiental. Así, el método entrega como proxy del bienestar (o la DAP de un proyecto) la suma de los efectos considerados ya valorados.

Finalmente, independiente de cómo se valoren los efectos en el método de la función de daño, la suma de los valores de éstos no es una estimación válida de la DAP por un programa. Para calcular la DAP general habría que incluir muchos efectos (no sólo salud y seguridad), lo que es imposible de determinar. Por otra parte, el uso de funciones de daño no da flexibilidad a los individuos de ajustarse ante cambios en la variable ambiental o sus costos y beneficios asociados. De esta forma, incluso en el caso que cada efecto sea valorado a través de metodologías de DAP, no se obtiene una DAP general por el programa.

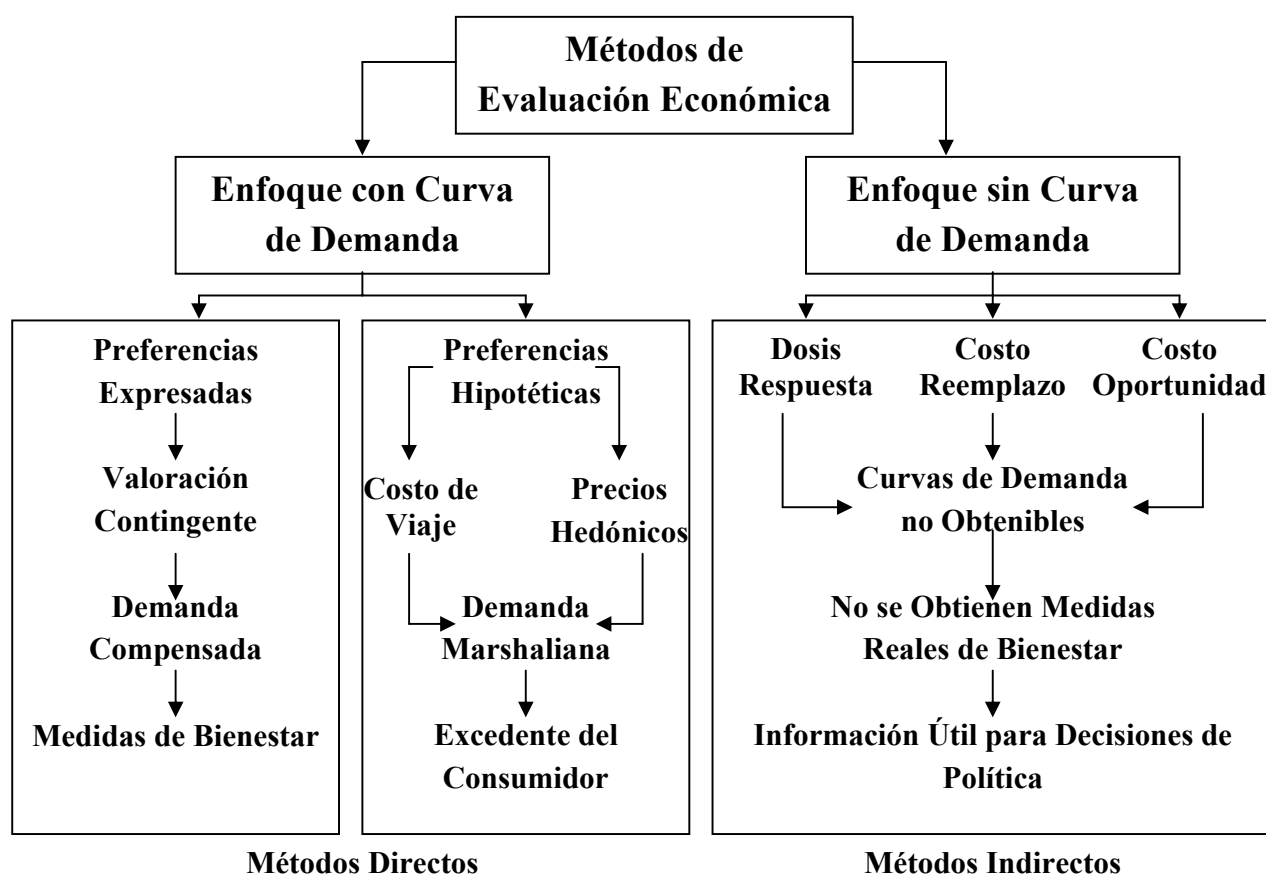
Una de las principales ventajas del método de la función de daño es que permite desagregar la información disponible en forma útil para la confección de políticas. De hecho, al separar los distintos efectos, el planificador puede percatarse de la magnitud de los costos y beneficios en diferentes áreas. Así existe la opción de focalizar el uso de recursos de forma más efectiva y eficiente.

Una segunda forma de clasificar metodologías es considerar métodos directos e indirectos. En los métodos directos, se realiza una estimación monetaria de la DAP. Generalmente, ésta es obtenida realizando encuestas o a través de experimentos de simulación de mercado.

En los métodos indirectos la valoración puede resultar o no en una estimación de la DAP (de acuerdo a clasificación anterior demanda versus no-demanda). En los métodos indirectos que proveen de estimaciones de la DAP, generalmente existen supuestos de complementariedad o sustitubilidad entre bienes de mercado y el ambiental. Este es el caso de los métodos de precios hedónicos y de costo de viaje. Otros métodos indirectos no proveen de estimaciones de DAP como son los casos del método de la función de daño y del costo de oportunidad.

En la Figura 21 se presenta un esquema de clasificación de métodos de valoración económica en el que presentan los dos criterios de clasificación antes presentados (demanda versus no-demanda, y directo versus indirecto)

FIGURA 21. Clasificación de métodos de valoración económica de impactos ambientales.



10.1 MÉTODOS DE VALORACIÓN DE EFECTOS EN LA SALUD

Las agencias regulatorias deben reducir los riesgos de la población de manera eficiente. Viscusi y Hamilton (1996) señalan que las agencias gubernamentales norteamericanas emplean grandes sumas de dinero en la mitigación de poco riesgo. Esto se conoce como el fenómeno 90:10, es decir, la sociedad emplea el 90% de sus recursos para lograr el último 10% de beneficios de reducción de riesgos. Tengs y Graham (1996) sugieren que al expandir aquellas intervenciones que son más costo-efectivas y contrayendo otras, se pueden salvar más del doble de vidas que las que actualmente se salvan por medio de intervenciones o políticas.

En este contexto, la variable ambiental se asocia con numerosos riesgos. Es así como la contaminación atmosférica juega un rol preponderante en el control de estos riesgos. Como fue mencionado anteriormente, para obtener los beneficios derivados de una reducción en la contaminación debieran derivarse las DAP sociales por esta mejora ambiental.

Sin embargo, en la práctica restricciones tanto teóricas, metodológicas y de presupuesto hacen de esta estimación una tarea compleja. Es por esto, que las agencias ambientales en todo el mundo han optado por metodologías que no pretenden estimar la DAP. En efecto, generalmente estas instituciones realizan la mayoría de sus análisis mediante el método de la función de daño.

De hecho, la Environmental Protection Agency (EPA) en Estados Unidos y la Comisión Europea en sus programas ambientales proponen el uso de este tipo de metodologías. Por ejemplo, el proyecto ExternE europeo mide el impacto de la contaminación en distintas áreas como salud y agricultura. Los resultados de estos informes señalan que los impactos en salud dominan a los otros daños considerados (External Costs of Transport in ExternE, 1997).

10.1.1 Metodología para estimar efectos

Para ejemplificar la estimación de los efectos de intervenciones sobre un bien ambiental, se presenta el caso de la contaminación atmosférica, tema ampliamente estudiado en la literatura especializada. Las funciones de dosis-respuesta permiten estimar los cambios asociados a alguna variable de interés (en este caso salud) debido a cambios en la calidad del aire (concentración de contaminantes). En este caso las funciones dosis-respuesta relacionan los cambios en niveles de contaminación con un impacto en salud. Estas relaciones se basan en aquellas obtenidas por literatura epidemiológica. Así, lo primero necesario es la pendiente de esta función que asociará los cambios en niveles de contaminación con sus efectos en la población. Luego, se multiplica esta pendiente por la población expuesta y bajo riesgo del efecto ambiental en consideración. Luego, dada una cierta política y/o estándar, se multiplica por el cambio en la calidad del aire. Con esta información, el efecto i en la población se expresa de la siguiente manera:

$$(42) \quad dH_i = b * POB_i * dA$$

en donde:

- dHi : efecto producido por la intervención
- b : pendiente de la curva dosis-respuesta
- POBi : población potencialmente afectada por la intervención
- dA : cambio en la calidad del bien ambiental

De esta forma, en el caso particular de la contaminación ambiental, se han encontrado relaciones estadísticamente significativas para material particulado en efectos de mortalidad y morbilidad que incluyen admisiones hospitalarias respiratorias, visitas a salas de emergencia y ataques de asma, entre otros. Por otra parte, existe la posibilidad de incluir otros contaminantes como plomo, dióxido de nitrógeno, dióxido sulfuroso y ozono.

Uno de los supuestos básicos que se asumen para realizar este tipo de análisis es que las funciones dosis-respuesta son lineales, es decir, que la pendiente es constante. Este factor toma relevancia ya que podría ocurrir que bajo cierto nivel umbral no existan efectos o que estos efectos sean mucho menores.

Las funciones dosis-respuesta informan sobre la incidencia que un cambio en la variable objeto de estudio, en nuestro caso la generación de COPs, tiene sobre un receptor determinado, en nuestro caso la salud de la población, o su riesgo de muerte

La literatura especializada utiliza para calcular estas funciones, y en base a estudios macroepidemiológicos, toxicológicos y de evaluación de riesgo, dos tipos de análisis (ver por ejemplo Ostro, Rowe y Chesnut (1990) y Ostro (1994)).

- a) El análisis temporal, en el que se estudian los cambios en las tasa de mortalidad o morbilidad que se producen en una zona determinada, día a día, en función de los cambios en la calidad de la variable ambiental contemplada (aire, agua, etc).
- b) El análisis diagonal, en el que se comparan las tasas de mortalidad o morbilidad de localidades diferentes en un momento determinado del tiempo, y se relacionan con los niveles de calidad ambiental de cada una de ellas.

La definición de una función dosis-respuesta, es sin duda una tarea complicada, además sus resultados deben siempre tomarse con cautela. La influencia de la calidad ambiental sobre la salud es casi siempre, (i) indirecta, que el medio afectado directamente sea uno distinto al que finalmente incide sobre la salud de la persona. Es el caso de la contaminación del suelo, por ejemplo provocada por COPs, que a través de la lixiviación incide sobre la calidad del agua de los acuíferos para el consumo humano; (ii) no específica, es decir, que el impacto sobre la salud puede venir causado por una multitud de factores ambientales, sin que sea fácil discriminar cuál de ellos es el responsable, o cómo se relacionan entre sí; (iii) a largo plazo, a veces, el impacto sobre el estado de salud de la persona es prácticamente inmediato, otras veces, sin embargo, el período de tiempo que transcurre hasta que comienzan a detectarse los primeros síntomas de la enfermedad es muy largo, por ejemplo, la acumulación biológica de metales pesados.

Por otro lado existen problemas de definir relaciones certeras de causa-efecto entre algunas variables ambientales y la salud humana. Los cálculos estadísticos, en que son basadas éstas estimaciones, además consideran supuestos de dosis promedio, y niveles de exposición promedio, a personas que muchas veces, se movilizan y frecuentemente poseen características personales y genéticas de cada individuo. Finalmente, es necesario considerar que un elevado número de variables relativas a la contaminación no sólo interactúan entre ellas, sino que también suelen estar altamente correlacionadas.

En el caso de los COPs, existen estudios sobre cálculo de curvas de dosis-respuesta para algunas sustancias, basados en experimentos realizados en animales, y que están dirigidos casi exclusivamente a correlacionar diferentes dosis y episodios asociados a la aparición de tumores y carcinomas.

10.1.2 Metodología para valorar efectos

Una vez estimados los efectos asociados a las intervenciones en la calidad ambiental, resulta conveniente realizar una evaluación económica de cada uno de ellos. Esta evaluación se realiza típicamente utilizando estimaciones de DAP para mortalidad y capital humano para valorar cambios en morbilidad. Así, el cambio total en valor de efectos en salud debido a cambios en la calidad ambiental es la suma del valor de los efectos, es decir, en el caso de considerarse N efectos:

$$(43) \quad dT = \sum_{i=1}^N V_i * dH_i$$

en donde:

dT : cambio total en valor de efectos en salud;
 V_i : valor económico del efecto;
 dH_i : efecto producido por la intervención

10.2 CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS SOBRE LA VALORACIÓN

Como fue expresado anteriormente, resulta útil contar con algún valor para cada uno de los efectos para poder realizar la estimación de beneficios. En los casos de la agricultura y de los materiales no se presentan mayores problemas por contar con valores de mercado. Por ejemplo, ante una disminución de algún contaminante la tierra permite producir más de un cierto cultivo (papas) que lleva asociado un valor de mercado. Es así como la valoración se hace complicada principalmente en el área de salud.

En las secciones que siguen se presentan los distintos aspectos que influyen en la valoración de reducción de riesgos. En primer lugar se introduce el concepto de mayor uso en valoración económica de accidentes, el valor del Capital Humano.

Este método resulta ser contradictorio con la óptica económica, que sostiene que lo que cuentan a la hora de valorar un bien son las preferencias individuales. Así, el valor clave a la hora de valorar reducción de riesgos de mortalidad y morbilidad es la DAP. La DAP por reducciones de riesgo está afectada por la percepción particular de cada riesgo.

Una vez establecida la base microeconómica del valor de las reducciones de riesgo en un contexto estático, el mismo pasa a ser analizado en un contexto dinámico. Así, se obtiene el valor total por las reducciones de riesgo. Se mencionan algunos casos de la práctica internacional en la evaluación externalidades ambientales, a fin de mostrar lo que es actualmente el estado del arte. Por último, se realizan algunas consideraciones para una correcta evaluación de proyectos de transporte que permita agregar beneficios del sistema de transporte y beneficios ambientales.

10.2.1 El Valor del Capital Humano

Una visión generalizada respecto al valor que debe asignarse a una muerte evitada en evaluación de proyectos es considerar el costo que dicha muerte tiene sobre el producto bruto de un país. Suponiendo condiciones de pleno empleo, ese costo resulta ser el valor presente esperado de la corriente futura de ingresos de la persona que fallece, valor que recibe el nombre de capital humano, y que se utiliza como una *proxy* de los beneficios por evitar una muerte. Utilizando la siguiente nomenclatura, donde I_t es el ingreso (antes de impuestos) en el período t , p_t la probabilidad de estar vivo en el período t , e_t la probabilidad de estar empleado en el período t e i la tasa de descuento, el valor del capital humano (CH) se define de la siguiente manera:

$$(44) \quad CH = \sum_t p_t e_t \frac{I_t}{(1+i)^t}$$

Notar que $I_t = I(d_i)_t + Imp_t$, donde $I(d_i)_t$ es el ingreso después de impuestos e Imp_t es el componente impositivo del salario. Aún más, el término $I(d_i)_t$, puede descomponerse en aquella parte del ingreso que es dedicada a consumo personal y aquella otra que representa el consumo de las personas dependientes. Este concepto reduce el valor de una vida humana a un flujo de ingresos actualizados, sin considerar la valoración que la propia persona hace de su vida, ni la valoración que seres queridos o terceras personas pudiesen tener de la vida del individuo en cuestión. Con el objeto de solucionar esta deficiencia, suele adicionarse un componente debido al dolor y al sufrimiento que la muerte de una persona causa a sus seres queridos.

En base a lo anterior, el método del capital humano se sustenta en la contabilidad nacional: se trata del valor que dejará de aportar este individuo a la sociedad como consecuencia de fallecer tempranamente (o de permanecer inactivo debido a una enfermedad) y, en este sentido, es considerado un precio social. Sin embargo, la postura de un economista para enfocar este tema es distinta: los bienes han de valorarse en base a las preferencias subjetivas de los individuos, y la valoración de reducciones de riesgo no debería ser la excepción.

10.2.2 Las Preferencias Individuales y las Reducciones de Riesgo

Schelling (1968) propuso considerar el valor de una muerte evitada a partir de las preferencias subjetivas de los individuos. Si una persona valora tanto el hecho de estar vivo, al punto de asignar un valor infinito a su propia vida, no tiene sentido hablar de un precio o valor de la vida. No obstante, los individuos realizan una serie de actividades que llevan asociadas riesgos de muerte y, dado que están conscientes de los mismos, deberían estar dispuestos en ciertos casos a modificar algún comportamiento o a pagar una cantidad de dinero por reducir los niveles de riesgo. En otras palabras, al ser percibido el riesgo de una fatalidad se hace lógico pensar en modificaciones en la conducta a fin de disminuir dicho riesgo.

Esta lógica de pensamiento es de fácil visualización. Primero, existen actividades que una persona no está dispuesta a realizar ya que no acepta correr el riesgo implicado por la misma; por ejemplo, no llevar a cabo actividades en determinadas partes de una ciudad por considerar alto su nivel de criminalidad, o evitar la práctica de deportes de muy alto riesgo. Segundo, muchos riesgos son reducidos significativamente adoptando las precauciones necesarias; por ejemplo, conducir con prudencia y respetando las leyes de tránsito. Tercero, se puede pagar para reducir riesgos comprando un bien privado que reduzca el nivel de riesgo; por ejemplo, la compra de un automóvil con mayor equipamiento de seguridad. Sin embargo, en muchos casos tales bienes privados no existen y sólo la inversión en un bien público (por ejemplo, descontaminación ambiental) conseguiría la mejora perseguida.

Cuando se considera la DAP de todos los usuarios que se beneficiarían por la inversión en el bien público se obtiene el valor por la reducción de riesgos, valor que un economista considera relevante a la hora de evaluar proyectos destinados a reducir el número de fatalidades o enfermedades. Si este valor es mayor que el costo de producir dicha reducción, el proyecto debe seguir adelante. En la literatura económica el valor por la reducción de riesgos suele también recibir el nombre de valor de la vida estadística, aunque preferimos mantener el primer nombre para evitar hablar del valor de la vida. Se dice que se salva una vida estadística o se evita una muerte estadística cuando un proyecto reduce el número esperado de muertes a ocurrir en una unidad, sin saberse nunca la vida de quién será salvada.

10.3 VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS EFECTOS EN LA SALUD

En esta sección se presentan en forma resumida las consideraciones centrales de la valoración económica de los efectos en salud.

10.3.1 Mortalidad

Se pueden mencionar dos ideas centrales con respecto a los principios de valoración de cambios en la salud humana (Burtraw *et al.*, 1999 cit por Holz y Sánchez, 2000). En primer lugar se analizan cambios pequeños en las probabilidades de muerte debido a que el impacto de los programas medio ambientales sólo provoca cambios menores en los riesgos de la salud.

En segundo lugar, la noción de valor se refiere a cómo los individuos eligen algunos bienes en desmedro de otros. Tanto los individuos como los gobiernos toman decisiones diariamente sobre qué bienes y servicios consumir, incidiendo directamente sobre los riesgos de muerte.

Estas elecciones permiten inferir las valoraciones de las personas por disminuir las probabilidades de muerte. En este sentido, es importante señalar que el cálculo del valor económico de la vida, tal como fue explicado anteriormente, no pretende poner un precio a la vida humana. Seguramente las personas estarán dispuestas a entregar toda su riqueza con tal de evitar una muerte segura. El valor económico de la vida, como ya vimos, se puede obtener básicamente al dividir la DAP por la variación en el riesgo. Por ejemplo, si la DAP de una población por una reducción en el riesgo de muerte de 1/10000 es US\$100, entonces el valor estadístico de la vida es US\$1 millón.

Un tema que se debe analizar es si el riesgo de muerte se asume de manera voluntaria o se enfrenta involuntariamente. Esto debido a que una serie de estudios empíricos (Starr, 1976; Violette y Chestnut, 1983 cit por Holz y Sánchez, 2000) han mostrado que las personas valoran más la disminución de riesgos involuntarios (como lo son la mayoría de los ambientales) que de voluntarios (como algunos riesgos laborales).

Otra materia que preocupa son las distintas valoraciones de los diferentes grupos etáreos. Esto debido a que la literatura epidemiológica muestra que los riesgos de la polución ambiental varían según la edad. Las personas mayores con menores expectativas de vida son las más afectadas por una serie de enfermedades como, por ejemplo, el cáncer. Para dicha enfermedad cerca del 70% de los decesos ocurren después de los 65 años. (Burtraw et al., 1999).

También se debe considerar que personas con problemas de salud que no se relacionan con la polución pueden mostrar una menor DAP en comparación al resto de la población debido a que su calidad y expectativas de vida son inferiores.

Todos los elementos anteriormente nombrados se deben tomar en consideración al momento de realizar una estimación del valor estadístico de una vida.

En el desarrollo de este estudio se utiliza como valor económico de un caso evitado de muerte prematura el valor propuesto por EPA corregido por paridad del poder de compra, ello entrega para el año 1998 y en dólares un valor económico para mortalidad de US\$1.139.516.-

10.3.2 Morbilidad

Las consecuencias económicas de los efectos adversos en salud consideran los siguientes factores (Freeman, 1993; Canadian Expert Panel, 1997 cit por Holz y Sánchez, 2000):

- a) Costos de tratamiento médico (incluyendo el costo de oportunidad del tiempo);
- b) Salarios perdidos debido a la imposibilidad de trabajar;
- c) Los gastos defensivos y las actividades asociadas a disminuir la exposición a los contaminantes;

- d) La desutilidad asociada a los síntomas y la imposibilidad de realizar actividades recreativas debido a la enfermedad.

Comúnmente se distingue entre los efectos crónicos y agudos en la salud. Esto se debe a que los efectos agudos se cuantifican de manera mucho más fácil, conociéndose la mayoría de los efectos de los contaminantes sobre la salud. Los efectos crónicos han sido muy difíciles de estimar. Hay muy pocas funciones dosis-respuesta para efectos crónicos lo que produce que en muchos estudios sólo se utilicen funciones para efectos agudos.

XI. MODELO DE EVALUACIÓN Y RESULTADOS

El presente capítulo pretende generar las bases teóricas y prácticas de una evaluación costo-beneficio sobre distintas políticas de mitigación y abatimiento para el caso de los COPs en Chile. La metodología y modelo planteados, teóricamente, abarcan todas las variables relevantes para una evaluación económica y seguimiento futuro de las distintas políticas orientadas a tratar con el problema de los COPs en Chile. De igual forma, en el capítulo, se realiza una evaluación costo-beneficio preliminar, que aprovecha los recientes avances en la caracterización e inventario de los COPs a nivel nacional, realizada por el proyecto GEF/UNEP. Éste ejercicio tiene un carácter preliminar dada la disponibilidad actual de información base para el caso de los COPs, sin embargo, se especifican los principales análisis y variables requeridas, para implementar un sistema de evaluación y seguimiento dinámico del plan de implementación.

11.1. EL MODELO Y SUS SUPUESTOS

Como ya se ha planteado en el informe, la calidad de muchos bienes ambientales tiene una incidencia directa, en los distintos riesgos a los que se encuentran expuestas las personas, tanto en lo que se refiere a la probabilidad de contraer alguna patología, como en términos de sufrir un accidente. Ejemplos, los podemos encontrar todos los días, en distintas localidades, actividades y tiempo.

La contaminación del aire en Santiago, es un caso patente de estos riesgos. Las emisiones de PM10, NOX, VOCs y muchos otros contaminantes, provocadas por el uso de combustibles fósiles, ciertos procesos industriales y la mixtura de los mismos en el ambiente, genera una mayor probabilidad, por ejemplo, de contraer determinadas enfermedades respiratorias, como el asma, o la bronquitis crónica.

El mismo análisis puede aplicarse a los COPs, los cuales como sabemos tienen propiedades tóxicas, son resistentes a la degradación, se bioacumulan y son transportadas por aire, agua y especies migratorias, muchas veces a través de las fronteras internacionales, depositándose lejos del lugar de su liberación, acumulándose en distintos ecosistemas terrestres y acuáticos. El problema aquí es de consideración. Los procesos involucrados son complejos y aún existen muchos nichos de investigación que han sido poco desarrollados por la comunidad científica. Además, cada episodio responde a una característica propia, que debe necesariamente ser analizada caso por caso. Así, los efectos directos a la calidad ambiental son diversos, y de aquí su incidencia sobre la salud de las persona son muy variados y difícil de cuantificar y valorar económicamente a través de modelos causales, tanto desde el punto de vista de la salud, como en su análisis económico.

¿Cómo podría entonces valorarse, en términos económicos, el cambio en el bienestar social que producen los COPs? La respuesta a ésta pregunta, como se vio anteriormente, es compleja, sin embargo, su respuesta es fundamental a la hora de diseñar una política ambiental

coherente y eficiente, además los desarrollos de teoría económica en el ámbito han sido bastante importantes y son sin duda, en algunos casos, aplicables al caso de los COPs.

En las próximas secciones discutiremos distintos lineamientos teóricos aplicables al caso Chileno, para después, aprovechando el reciente inventario nacional de COPs, realizar una estimación preliminar de valoración del impacto de los COPs en el bienestar social.

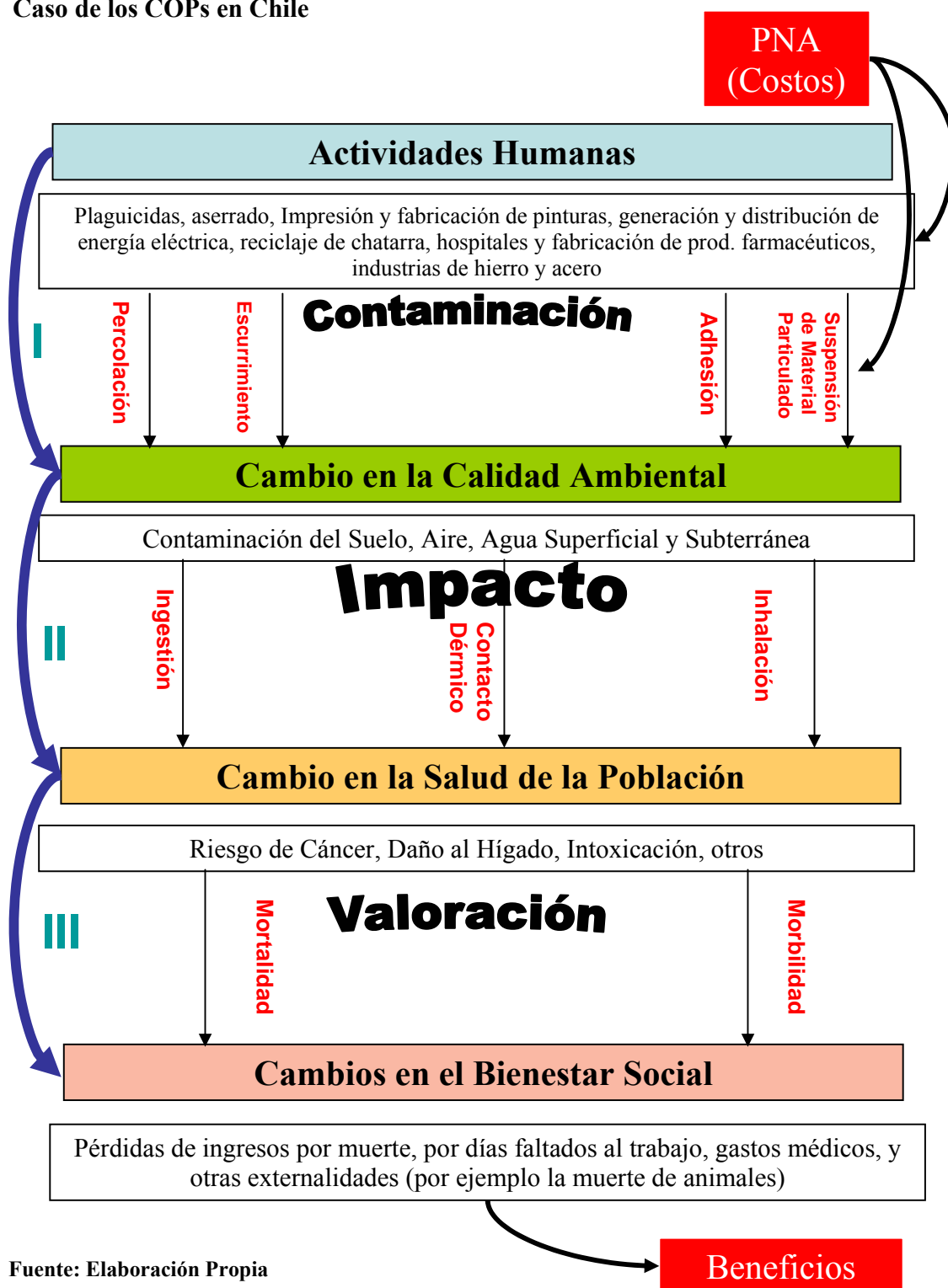
■ Marco Conceptual del Modelo

En orden a responder la interrogante planteada en el párrafo anterior, analizaremos el principal marco de análisis planteado en el estudio, ver Figura 22. Aquí se puede apreciar, el proceso completo de cambio en la calidad ambiental y el bienestar social, generado por los COPs en el caso chileno. Primero deben distinguirse cuatro procesos fundamentales:

i) La existencia de actividades y prácticas humanas que generan el problema de la contaminación COPs, tales como, el uso de plaguicidas y otros productos químicos de uso agropecuario, el aserrado, cepillado de madera, aserrado y fabricación de productos, las actividades de impresión, fabricación de pinturas, barnices y productos de revestimiento similares, tintas de imprenta y masillas, la generación, captación y distribución de energía eléctrica, fabricación de Motores eléctricos, transformadores y generadores, la fabricación de otros tipos de equipo eléctrico n.c.p, el reciclaje de chatarra y desechos de metal, el comercio al por mayor de chatarra y productos de desecho, operación de hospitales, fabricación de productos farmacéuticos, sustancias químicas medicinales y productos botánicos, la fabricación de productos de hornos de coque, fabricación de coque, productos de la refinación del petróleo, las industrias básicas de hierro y acero, etc, ver Figura 22. Tal como ha sido planteado y analizado la sección 2.3 *Actividades potencialmente contaminantes*, que recoge los resultados obtenidos en el proyecto de levantamiento de sitios contaminados con COP's encargado por GEF-UNEP y CONAMA. De aquí se puede apreciar que la fuente de la contaminación por COPs en Chile, son variadas y abarcan rubros y sectores bastante disímiles, todos los cuales requerirían un análisis de política y seguimiento específicos. Sin embargo, el inventario, ya considera

ii) El cambio en la calidad ambiental provocado por las actividades antes mencionadas. Éstas consideran la contaminación del suelo, aire, el agua superficial y el agua subterránea. Los mecanismos de dispersión de los contaminantes COPs, son también variados y distintos es su funcionamiento y análisis. Así, a la hora de analizar la incidencia de los inventarios de COPs en Chile, es necesario evaluar los procesos de percolación, escurrimiento, adhesión, suspensión de material particulado, de los distintos contaminantes y desde luego las características intrínsecas de los Sitios Potencialmente Contaminados, tal como se aprecia en la Figura 22. Ésta tarea se encuentra en desarrollo, sin embargo, la cuantificación y modelado del problema, requiere de la calibración y uso de modelos de dispersión, aún no disponibles para el caso chileno, ver la sección IV, capítulo 4.1.3 sobre modelos de dispersión.

FIGURA 22. Proceso de Cambio en la Calidad Ambiental y el Bienestar Social para el Caso de los COPs en Chile



iii) El cambio en la salud de la población provocada por la contaminación de los COPs.

Acá los principales riesgos de salud vienen dados por el riesgo de contraer cáncer, daño permanente al hígado, intoxicación, y otros. En este punto, se llevó a cabo un análisis de los efectos específicos de los COPs en Chile en un estudio desarrollado por el Departamento de Salud Ambiental del Ministerio de Salud. Los mecanismos de incidencia de la contaminación en la salud, son la ingestión, el contacto directo y la inhalación, tal como se aprecia en la Figura 22. Todos estos mecanismos de impacto a la salud, dependen fuertemente de las características específicas de los COPs y de los sitios contaminados, su clasificación y cuantificación, son de suma importancia a la hora de definir las poblaciones objetivas en riesgo de exposición, información clave a la hora de valorar económicamente los beneficios producto de evitar los daños a la salud provocados por los COPs. En este mismo punto es necesario señalar, que existen otros daños directos y externalidades provocados por los COPs, que no están directamente relacionados con la salud humana, como es el caso de la muerte de animales producto de la contaminación, sin embargo, éstos no son analizados en una primera instancia en éste estudio.

iv) Cambios en el bienestar social provocados por los problemas de salud generados por los COPs.

Como ya fue discutido en la revisión de la literatura, los efectos de la contaminación de COPs en la salud, pueden ser valorados, por variados métodos de estimación directa e indirecta, diferenciándose en la existencia de los mercados y productos a ser valorados. En éste caso, dada la información disponible, distinguiremos en cada caso si de lo que se trata es de un cambio en la tasa de morbilidad de la población afectada, o de un cambio en la tasa de mortalidad (vidas salvadas o perdidas).

■ Elementos a considerar en el Análisis

En términos del proceso de valoración, en la Figura 22, se pueden apreciar 3 distintos niveles de análisis, todos necesarios para una evaluación económica del problema de los COPs en Chile.

- I. La medición de la contaminación, en términos de sus fuentes, concentraciones y caracterizaciones específicas considerando caso por caso. En este punto las preguntas relevantes son: ¿Cuál es la incidencia de la medida o política analizada con respecto a la calidad ambiental?, o en otras palabras, ¿qué valor tiene la **función dosis-incidencia**? Éste trabajo ya ha sido, en parte desarrollado por el inventario de fuentes y sitios potenciales de COPs.
- II. La medición específica del impacto de la contaminación en la población y su entorno. Acá la pregunta a responder es ¿Qué impacto tiene esta incidencia sobre la salud de las personas afectadas, o sobre su nivel de exposición al riesgo de un accidente?, o en otras palabras, ¿qué valor tiene la **función dosis-respuesta**? En éste caso, como se ha mencionado anteriormente, se esta desarrollando un análisis de los efectos de salud, sin

embargo, la posibilidad de contar con función dosis-respuesta, específicas para cada tipo COP es bastante compleja y requiere de un proceso de análisis de largo plazo.

Para el desarrollo de nuestro modelo, se llevó a cabo una extensa revisión de la literatura internacional, que considera los 12 tipos de COPs en análisis. Se considera que estos valores son perfectamente aplicables para el caso Chileno. Como resultado de esta revisión se obtuvieron valores de referencia de factores dosis-respuesta para cada uno de los COPs, además de la literatura de respaldo de cada uno de éstos factores, de forma de poder facilitar de éste modo los avances en la generación de factores dosis-respuesta locales.

- III. Conocido el impacto, la pregunta que nos debemos realizar es ¿cómo traducir a valores monetarios los cambios en el bienestar producidos? , o en otras palabras, ¿cuánto vale un aumento (o reducción) en la probabilidad de contraer una enfermedad (mortal o no) a partir de la contaminación por COPs? Como se vio en la revisión, para analizar en forma específica estos valores para el caso COPs, se requerirían de sofisticados análisis econométricos que necesitan bastante información primaria, además de complejos modelos estadísticos. La generación de bases de datos, que puedan capturar estas variables en forma dinámica, representan el principal desafío en éste punto.

Específicamente, los cambios en el bienestar social (valoración económica) provocados por la contaminación de COPs vienen dados por, riesgo de muerte, por costos de hospitalización y tratamiento y por costos involucrados en los días faltados al trabajo; todos los cuales pueden ser valorados con las distintas metodologías de valoración presentadas en el trabajo. A la hora de valorar económicamente los beneficios de la mitigación de la contaminación provocada por COPs, es necesario analizar dos fuentes importantes de costos provocados por la contaminación, en éste caso como se planteó en la revisión de la literatura, los costos vienen dados fundamentalmente por valoración de la mortalidad humana y morbilidad. En términos de nuestro análisis preliminar, se utilizaron sólo valores desarrollados para la valoración del riesgo de mortalidad en Chile, ver Cifuentes (2000).

Finalmente, en la Figura 22, podemos apreciar como a través de cambios y acciones en las distintas etapas del proceso de contaminación por COPs, es posible capturar los costos y beneficios de una propuesta o plan de mitigación de contaminantes. Vemos en la Figura 22 que los costos asociados a la reducción de la contaminación y sus efectos, vienen dados por dos puntos importantes, el cambio en la conducta de las actividades humanas que provocan la contaminación y por otro lado a través de la mitigación o reparación de los distintos sitios ya contaminados. En cualquiera de los dos casos, medidas de política pública son requeridas, y requieren el uso importante de recursos.

En términos de los beneficios (parte inferior derecha de la Figura 22) de las distintas políticas de abatimiento y mitigación, es posible contabilizar todos los ahorros de costos generados producto del daño evitado. En éste caso, como se mencionó arriba, los principales beneficios directos de las políticas vienen dados por pérdidas de ingresos por muerte, por días

faltados al trabajo, gastos médicos, pérdidas de productividad y costo de oportunidad, además de diversos beneficios indirectos y otras externalidades. Así por ejemplo, de acuerdo al estudio de levantamiento de sitios contaminados con COP's, los principales beneficios e impactos asociados a la definición e implementación del Plan de Acción pueden resumirse de la siguiente manera:

- **Mejoras en la Salud**

Disminución de la probabilidad de contraer una enfermedad por causa de las dioxinas, Furanos y PCBs. Esto se traduce en una recuperación de la calidad de vida y productividad de las personas, ya que estas sustancias aumentan el riesgo de contraer enfermedades (cáncer al hígado, cáncer al pulmón, cáncer a la boca, alergias, alteraciones genéticas, entre otras) .

- **Mejoras en la Imagen País**

Aumentará la competitividad de las empresas chilenas, ya que Chile contará con un Plan de Acción (y una metodología estándar) para la identificación, priorización, evaluación y remediación de sitios contaminados. Lo anterior, en el marco de los Tratados de Libre Comercio suscritos por Chile y el Convenio de Estocolmo .

- **Barreras Ambientales**

Disminución de los Costos o Castigos que enfrentarán las empresas nacionales por no contar con medidas claras y eficaces que aseguren el cumplimiento de los estándares internacionales sobre el tema de las sustancias nocivas de interés (COPs).

- **Ahorro por Sustitución de Importación de Asesorías Internacionales**

Debido a un fortalecimiento de las capacidades nacionales por contar con profesionales especializados en el tema de las dioxinas, furanos y PCBs. Los equipos capacitados contarán con una metodología estándar y eficaz de Identificación, Evaluación y Remediación de los sitios contaminados con sustancias nocivas.

- **Ahorro de Costos por parte del Estado y de los Privados**

Disminución de los costos de investigación y desarrollo por parte de las industrias para identificar, evaluar y remediar los sitios contaminados. Conjuntamente, se producirá una disminución de costo para el Estado, o el ente fiscalizador, debido a que disminuirán sus costos para validar dicha certificación.

En esta sección hemos revisado el modelo conceptual en que se basa nuestro análisis económico para el caso de COPs. Específicamente hemos discutido los procesos y variables necesarias para analizar los beneficios económicos de distintas políticas orientadas a abatir y mitigar la contaminación generada por los COPs. A continuación se detallan los principales supuestos realizados en nuestro modelo preliminar.

11.2. EVALUACIÓN ECONÓMICA: UN ANÁLISIS PRELIMINAR PARA LOS COPS

Considerando nuestro marco conceptual, debemos calcular los costos de mitigación y abatimiento de los COPS y los beneficios atribuidos a dicha mitigación y abatimiento. A continuación detallaremos la metodología de cálculo de los beneficios, el análisis de costos fue presentado en la revisión de la sección 2.6.

■ Cálculo de beneficios

Calcularemos los beneficios de una política de mitigación y abatimiento, como los daños evitados al reducir o eliminar la contaminación. En orden a calcular los daños evitados, debemos ser capaces de generar información que cuantifique los tres puntos analizados anteriormente:

- A. Función dosis-incidencia
- B. Función dosis-respuesta
- C. Valores monetarios

A. Función dosis-incidencia.

Como fue señalado anteriormente, no existen modelos de dispersión actualmente en Chile, que sean capaces de estimar la incidencia de la contaminación actual (situación base) con respecto a la calidad ambiental. Dicho de otra forma, tenemos sólo acceso a la potencial cantidad emitida de contaminante, pero no información respecto a su concentración. Solamente tenemos las cantidades encontradas de cada contaminante, ver Tabla 36, descritas en la Tabla 4, Tabla 12, y Figura 3, para dioxinas y furanos, plaguicidas y PCBs respectivamente. En orden a poder realizar el cálculo preliminar de los principales beneficios de una política destinada a reducir los efectos de COPS en Chile, usamos los valores que aparecen en las tablas y figura antes mencionadas.

TABLA 37. COPS considerados en el análisis.

Número	COP	Número	COP
I	Dioxinas	VII	Clordano
II	Furanos	VIII	Dieldrina
III	PCBs	IX	Endrina
IV	HCB	X	Heptacloro
V	DDT	XI	Mirex
VI	Aldrina	XII	Toxafeno

B. Función dosis-respuesta

Como también fue señalado anteriormente, no existen estimaciones de dosis-respuesta para los contaminantes COPs calculados en Chile. En orden a obtener dichos valores, se desarrolló una revisión de la literatura internacional destinada a obtener dichos valores para los 12 COPs considerados en el análisis, ver anexo 1. En la revisión se detallan los estudios y valores más utilizados en la literatura.

Una vez recopilados los factores dosis-respuestas, se calculó el número anual de episodios, generados por el nivel de concentración al que está expuesta la población. Al no tener valores específicos de la cantidad de población expuesta a los contaminantes, ni las magnitudes de las concentraciones a la que se ven expuesto, se realizaron supuestos con respecto a dichos valores. Es importante mencionar, que dado que la evaluación fue implementada en una planilla electrónica, la posibilidad de cambiar dichos valores o realizar análisis de sensibilidad de los mismos es bastante cómoda. Los valores tentativos fueron asumir que un 1% de la población residente se ve afectada por la contaminación de COPs. Del mismo modo se asumió que la población objetivo, solo se ve expuesta a un 1% del total de cantidad de contaminación encontrada en los sitios catastrados. En síntesis la fórmula usada para calcular el calcular el N° anual de episodios fue:

$$\text{N}^\circ \text{ anual de episodios} = \text{Coeficiente} * (\text{Población Total} * \% \text{ Pobl. Afectada}) * (\text{Concentración} * \text{factor de Exposición})$$

En el Anexo N° 1 se presenta un resumen de la revisión de los factores dosis-respuesta utilizados en la evaluación. En el anexo N° 2 se encuentra más detalle de los distintos estudios desarrollados en la literatura por tipo de COP.

C. Valores monetarios

Una vez superados los problemas de disponibilidad de información en los factores dosis-incidencia y dosis-respuesta, debemos analizar la tasa de mortalidad y morbilidad de la población afectada. De nuevo enfrentamos el problema de falta de información, en términos de la morbilidad para el caso de las patologías generadas por la contaminación de COPs. No sabemos el costo de admisión hospitalaria por las enfermedades, ni el costo de visita al doctor por enfermedad, ni los costos de cada uno de los tratamientos. Sin embargo, al igual que en el caso anterior, el agregar estas variables y sus costos a la planilla, considerando las distintas patologías es bastante sencillo y factible. Lo complicado es obtener la data necesaria, la cual requiere de un estudio específico por contaminante y patología. En orden a poder realizar un costo preliminar, se consideraron sólo costos por mortalidad eventualmente producidos por cáncer²⁷. El valor utilizado fue de 1,139,516 US\$ 1998, por vida humana, considerando el valor estimado por Cifuentes *et al.* Así el costo total promedio se calculó de la siguiente forma:

²⁷ Obviamente no todas la patologías de cáncer producen la muerte del paciente, sin embargo, nuevamente en orden a relajar este supuesto se necesita la generación de data epidemiológica y económica específica.

Costo Económico Anual (MMUS\$) = N° anual de episodios * Costo Mortalidad

11.3 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS²⁸

Dado los importante supuesto generados en el análisis y la simplificación de la metodología utilizada en éste experimento, se obtuvieron distintos resultados por contaminante y región. Si bien es cierto los supuestos son bastante cuestionable, esto a su vez son bastante conservadores en términos de sus cifras, y los daños evitados considerados, subestimando claramente el valor del daño real producido.

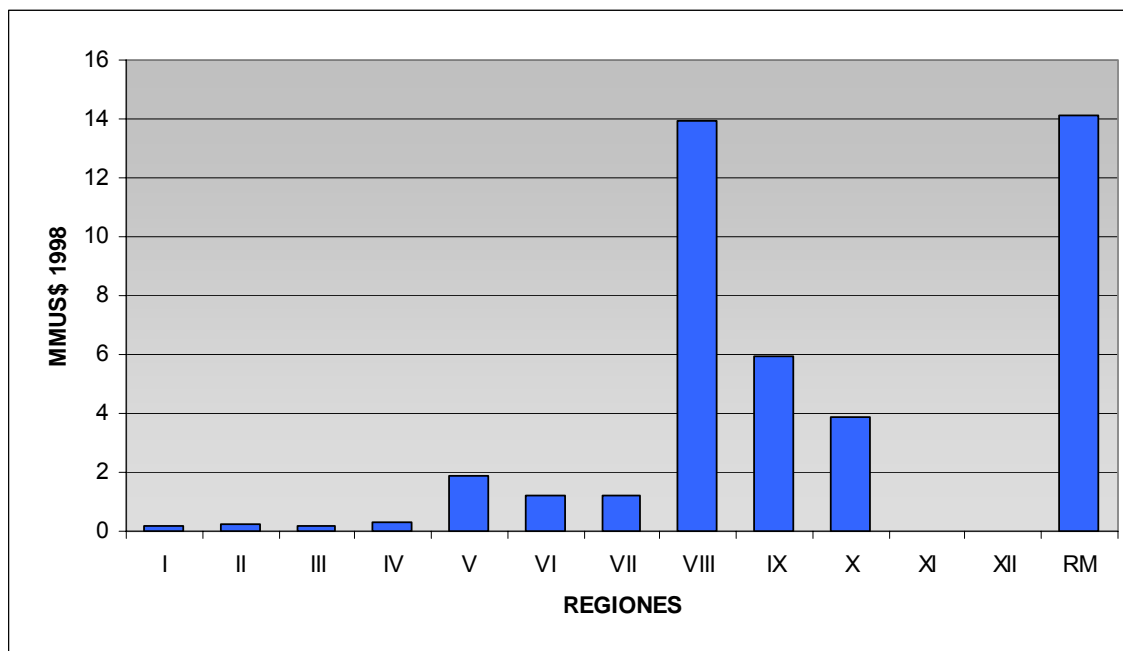
El análisis consideró sólo siete contaminantes, dioxinas, furanos, PCBs, HCB, DDT, aldrina, heptacloro, presentados en las Figuras 23 a 28. Del análisis es posible destacar la importancia relativa de cada contaminante y su impacto económico por región. Destacando por su magnitud monetaria las dioxinas, furanos, y PCBs, alcanzando cifras de alrededor de 14 millones US\$ 1998 y 10 millones US\$ 1998 respectivamente. Además, es posible apreciar las regiones que sufren mayor impacto por tipo de contaminante. Así por ejemplo en el caso de las dioxinas y furanos la octava región y la RM son las más afectadas, mientras que para el caso de los PCBs la segunda región y la RM son las más afectadas.

Es importante volver a recalcar, la necesidad de tomar éstos valores numéricos con cautela, dado los importantes supuestos realizados, sin embargo, también se puede resaltar la efectividad del análisis en detectar valores relativos por contaminante y región, los cuales no deberían cambiar tanto ante cambios en los supuesto realizados.

Así el marco conceptual y modelo desarrollado en éste capítulo puede a futuro considerarse como una herramienta importante en la priorización del plan de acción a ser desarrollado.

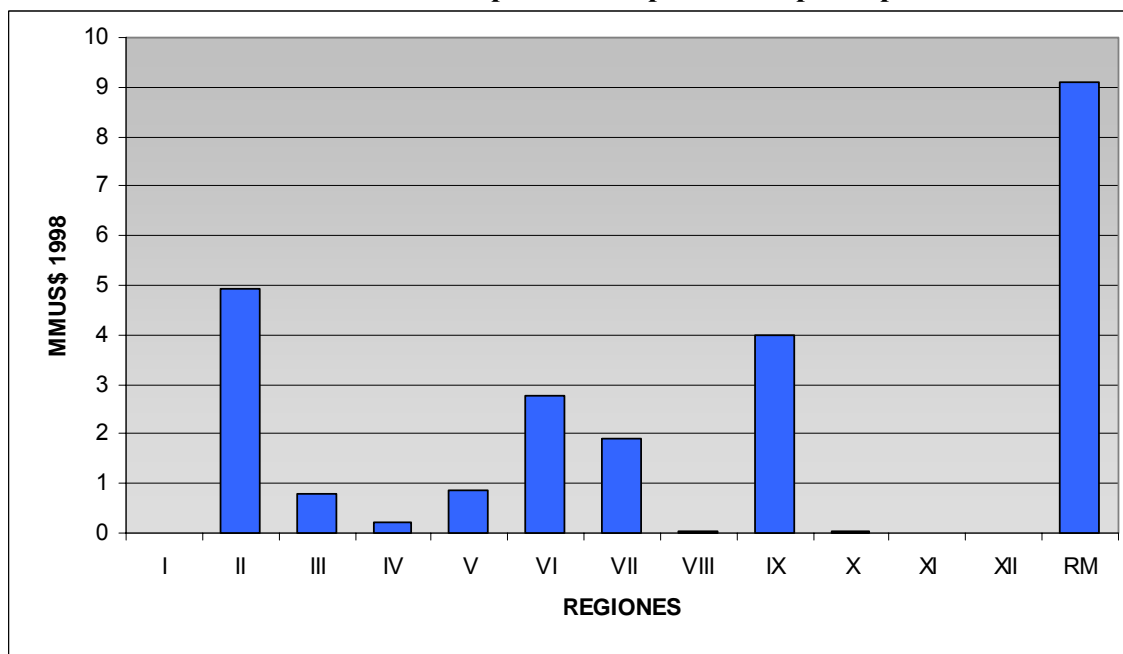
²⁸ Para mayor detalle sobre la planilla utilizada ver Anexo N° 2.

FIGURA 23. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a dioxinas y furanos

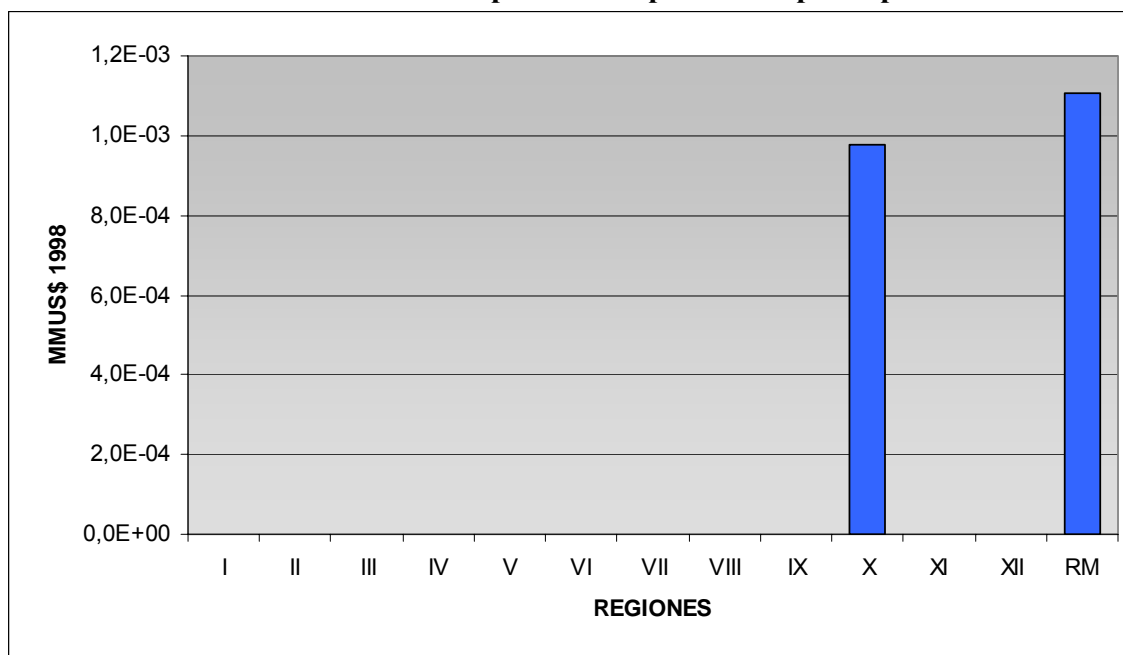


Fuente: Elaboración Propia.

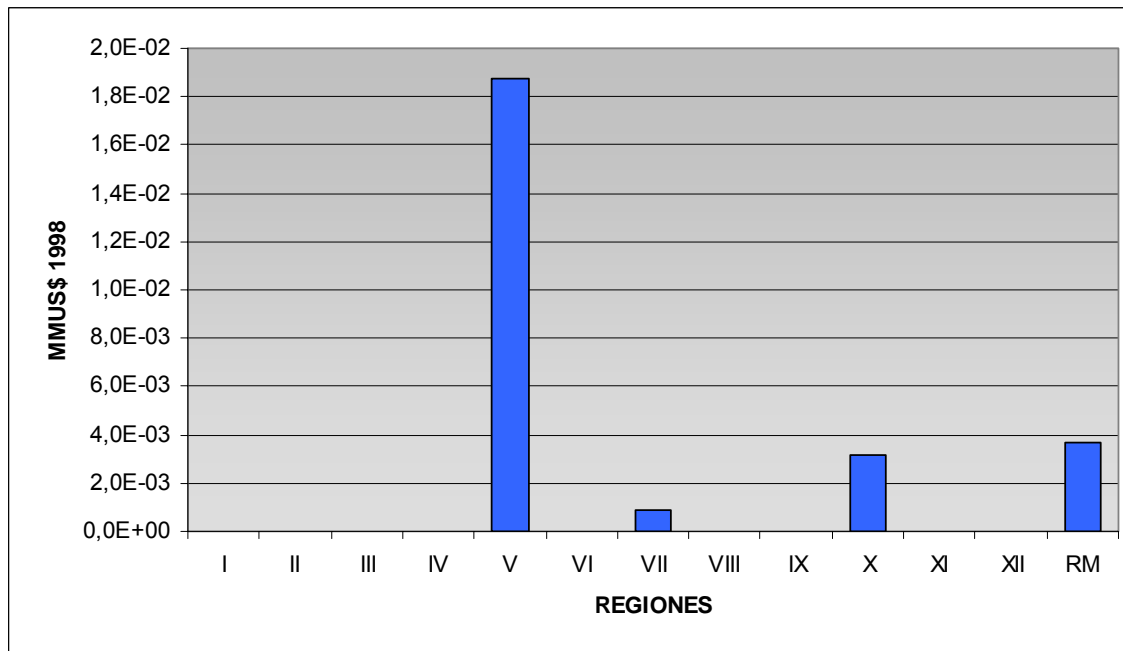
FIGURA 24. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a PCBs.



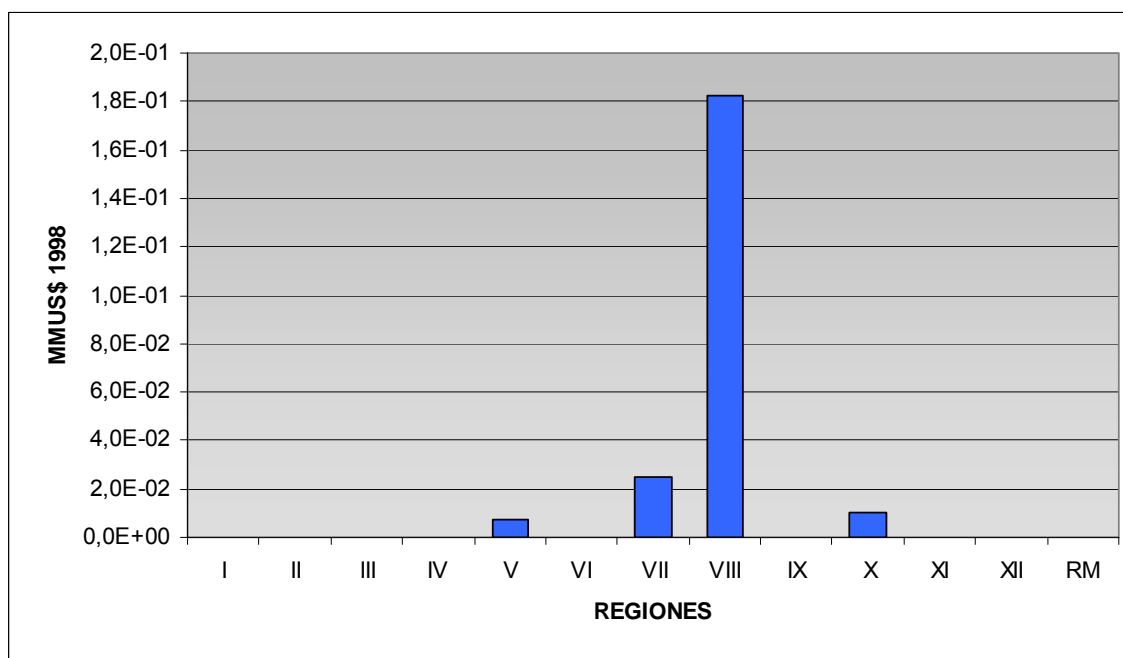
Fuente: Elaboración Propia.

FIGURA 25. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a HCB.

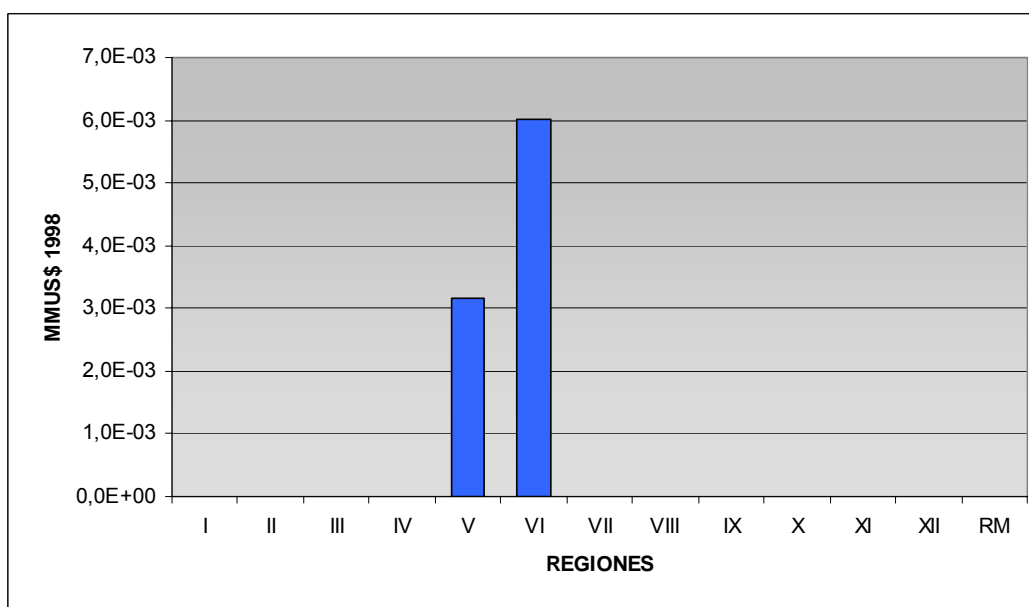
Fuente: Elaboración Propia.

FIGURA 26. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a DDT.

Fuente: Elaboración Propia.

FIGURA 27. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a Aldrina.

Fuente: Elaboración Propia.

FIGURA 28. Costo económico anual por muerte provocado por exposición a Heptacloro.

Fuente: Elaboración Propia.

XII. DEFINICIÓN DEL PLAN DE ACCIÓN: RECOMENDACIÓN DE POLÍTICAS

En el presente capítulo se presentan las principales líneas de acción del Plan Nacional de Acción (PNA). A partir de las revisiones, el modelo conceptual y económico aquí desarrollados se realizan algunas recomendaciones de políticas adicionales a ser discutidas.

12.1 OBJETIVOS Y PRIORIDADES DEL PLAN DE ACCIÓN

La gestión de sitios contaminados con COPs busca minimizar los riesgos a la salud de la población y los efectos sobre el medio ambiente originados por las áreas contaminadas con estas sustancias. Con este fin se deben definir procedimientos y medidas a adoptar que permitan conocer las características de las áreas potencialmente contaminadas con estos compuestos así como el riesgo que dichas áreas generen, información que resulta clave en el proceso de toma de decisiones posterior cuando se evalúen las acciones requeridas para cada problema específico.

En este contexto surge la necesidad de establecer en el país un Plan Nacional de Implementación (*National Implementation Plan* o *NIP*, en inglés) para la puesta en marcha de un sistema de gestión de estos sitios, sobre la base de un marco estructural que involucra distintos actores.

El Plan Nacional de Acción (PNA) que se presenta a continuación constituye una propuesta para la gestión de sitios contaminados con COPs a nivel Nacional, y surge a partir del inventario y de la experiencia adquirida durante el desarrollo del proyecto GEF-UNEP denominado “Levantamiento de Sitios Contaminados con COPs”, ejecutado por Fundación Chile. A continuación se plantean los objetivos centrales del PNA.

▪ Objetivo General

Desarrollar e implementar un sistema nacional de gestión de Sitios Contaminados con COPs, cuya finalidad sea mitigar los efectos negativos sobre la salud de las personas y el medio ambiente.

▪ Objetivos Específicos

- Definir acciones prioritarias en el corto y mediano plazo
- Identificar los actores relevantes que deben formar parte del PNA
- Identificar y desarrollar instrumentos técnico-jurídicos para la administración del riesgo y la mitigación de los efectos nocivos asociados los sitios contaminados con COPs.
- Identificar y estimar los costos involucrados en la implementación del PNA
- Identificar y proponer las fuentes de financiamiento susceptibles de ser utilizadas para la remediación ambiental de los SC prioritarios.

■ Prioridades

Dado que el tema de la gestión de SC con COPs en el país se encuentra aún en etapas preliminares de desarrollo, las prioridades deberían estar enfocadas principalmente a la estructuración y formalización de un PNA consensuado y a su posterior implementación y seguimiento. Igualmente importante será identificar la estructura orgánica para la ejecución de dicho Plan, los organismos involucrados y su correspondiente capacitación. Finalmente, la mayor prioridad consiste en dimensionar los costos del PNA e identificar las fuentes de financiamiento disponibles.

En lo que respecta a la priorización de rubros que requieren una mayor atención, en base a los antecedentes recopilados durante el desarrollo del inventario preliminar, se puede decir que el mayor número de SPC con COPs identificados corresponde a sitios con potencial presencia de dioxinas y furanos. Este aspecto toma una particular relevancia a la hora de priorizar sitios contaminados o potencialmente contaminados en el marco del PNA, ya que las dioxinas y furanos se clasifican como subproductos accidentales (no intencionales) de difícil control en su generación, sumado al hecho de que continuamente son generados por incendios, ya sean estos controlados o accidentales. Cabe señalar además que el análisis de estos dos compuestos es el más costoso dentro de las 12 sustancias COPs, en particular por el hecho de que aún no existe en el país la capacidad instalada para realizar este tipo de análisis.

Adicionalmente, de los resultados obtenidos en el inventario, se debe destacar la existencia de tres puntos calientes o Hot Spots en el país.

- Primero, sería conveniente realizar un levantamiento de los Vertederos Ilegales de Residuos Sólidos (VIR's) y una caracterización de éstos, ya que es allí en donde se pueden encontrar con mayor frecuencia ciertos materiales potencialmente contaminados con COPs, tales como: tambores con aceites, transformadores caducados y cenizas volantes, entre otros, como también ciertas actividades ilegales, como la quema de basura orgánica en estos sitios.
- En segundo lugar se ha constatado que las actividades económicas no formales (artesanales) pueden tener asociado un factor de peligrosidad mayor que las grandes industrias, debido a que el manejo, procesamiento y disposición final de insumos y residuos en general carece de una gestión de manejo apropiada. En esta categoría se ubican ladrilleras, recicladoras de chatarra y pequeños aserraderos, entre otros.
- Por otro lado, durante las inspecciones a terreno de los SPC con COPs se pudo evidenciar que en la gran mayoría de los casos, el sector de la población que posee la mayor exposición a COPs corresponde a los operarios de las distintas actividades potencialmente contaminantes. A modo de ejemplo, se puede mencionar la actividad de incineración de residuos hospitalarios (en particular en antiguos hospitales), en donde generalmente existen calderas de antigua data en las cuales no existe una combustión a altas temperaturas y con las medidas de seguridad adecuadas. Una situación similar podría presentarse en el caso de aquellos aserraderos que en el pasado emplearon el químico pentaclorofenol como preservante y que hoy poseen grandes

cantidades de aserrín con sospechas de estar contaminado con esta sustancia (la cual además se asocia a la presencia de dioxinas).

Por lo anterior, otra de las prioridades a definir en el PNA (en el marco de la priorización de sitios) serán los rubros que se evalúen como más riesgosos en términos de la generación de SC con COPs.

➤ **Otras recomendaciones de políticas**

Considerando éstas definiciones de prioridades, el marco conceptual y modelo desarrollado en éste trabajo puede a futuro considerarse como una herramienta importante en la priorización del plan de acción. Ya que todos los puntos antes mencionados, sobre todo al considerar la localización de los hot spots, pueden ser complementados con ayuda de la valoración económica aquí planteada.

En este sentido, es importante analizar la evidencia internacional, de planes ambientales similares y la importancia del criterio económico en la toma de decisiones. En general, las agencias regulatorias deben reducir los riesgos de la población de manera eficiente. Así por ejemplo, Viscusi y Hamilton (1996) señalan que las agencias gubernamentales norteamericanas emplean grandes sumas de dinero en la mitigación de poco riesgo. Esto se conoce como el fenómeno 90:10, es decir, la sociedad emplea el 90% de sus recursos para lograr el último 10% de beneficios de reducción de riesgos. Tengs y Graham (1996) sugieren que al expandir aquellas intervenciones que son más costo-efectivas y contrayendo otras, se pueden salvar más del doble de vidas que las que actualmente se salvan por medio de intervenciones o políticas.

▪ **Limitaciones y Amenazas**

Respecto de las limitaciones y amenazas del PNA, se pueden mencionar las siguientes:

- **Ámbito presupuestario:** la identificación y evaluación de sitios contaminados en general es una actividad de alto costo. Esto es aún más evidente cuando se trata de SC con COPs (dado el alto costo de los análisis). Por ello, tal vez la principal limitación para una efectiva implementación y monitoreo del PNA se refiere a la disponibilidad de recursos.
- **Ámbito de las capacidades técnicas:** para una correcta ejecución del PNA, será fundamental contar con personal especializado en el tema de los sitios contaminados con COPs. Esto es aplicable tanto para personal de los servicios públicos involucrados en la implementación del PNA, como de los sectores privados asociados (consultores, laboratorios, empresas de remediación). En la actualidad existe una fuerte carencia en lo que respecta a capacitación, aspecto que si bien está considerado dentro de las acciones prioritarias a abordar en el PNA, sin duda podrá convertirse en un factor que limite la efectividad de éste.

- Ámbito de las capacidades analíticas: de manera similar al punto precedente, la gestión de los sitios contaminados con COPs requiere de un fuerte apoyo en el ámbito de toma y análisis de muestras que represente alta confiabilidad (y a costos razonables). En la actualidad no existe en el país un mercado consolidado que ofrezca este tipo de servicios (en particular para dioxinas y furanos), existiendo en su defecto oferta de servicios a través de laboratorios localizadas en el extranjero, lo que conlleva un alto costo de análisis. Este aspecto también es considerado como un factor limitante.

■ Estructura del PNA

El presente Plan Nacional de Acción ha sido desarrollado siguiendo el esquema propuesto por Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente en el documento “*POP’s Contaminated Sites Survey and Action Plan*”.

Así, el presente documento se divide en 10 Capítulos. En el Capítulo 1 se presentan los objetivos del PNA, sus prioridades y limitaciones. En el Capítulo 2 se hace un recuento resumido de la situación de los sitios contaminados con COPs en Chile. El Capítulo 3 aborda los aspectos que deben ser considerados si se pretende evaluar los potenciales beneficios derivados de la implementación del PNA, antecedentes que pueden ser de gran relevancia para convencer a las autoridades públicas y privadas de la necesidad de apoyar la implementación del PNA. El Capítulo 4 presenta la necesidad de priorizar de sitios, proporcionando ejemplos de criterios así como herramientas de apoyo para llevar a cabo dicha priorización. El Capítulo 5 aborda la temática reglamentaria y legal asociada a la gestión de los SC con COPs, mientras que el Capítulo 6 hace referencia a siete aspectos operativos claves para llevar a cabo dicha gestión, cubriendo aspectos como la institucionalidad necesaria, mantención de catastro, aspectos del financiamiento y monitoreo, entre otros. El Capítulo 7 aborda el tema de las acciones y actividades concretas a llevar a cabo en el marco del PNA, separándolas en siete Programas de Trabajo o Líneas de Acción. Los Capítulos 8 y 9 están referidos a inversiones necesarias y costos asociados, mientras que el Capítulo 10 contiene Anexos complementarios al texto principal.

12.2. RECOMENDACIONES DE POLÍTICA

Adicionalmente a los aspectos antes mencionados en el PNI, es importante señalar los siguientes puntos.

El problema de los COPs en Chile, puede ser visto como un problema de manejo de riesgo. El manejo de riesgo pretende reducir el riesgo a niveles aceptables y lógicamente dependerá de los resultados del proceso de evaluación de riesgos. Así, el manejo de riesgo en el caso de COPs y PTBs debería estar basado en acciones voluntarias o medidas regulatorias y debería considerar todas las opciones de manejo disponibles, incluyendo, por ejemplo:

- Reducción o eliminación de emisiones;
- Establecimiento de procedimientos para prevenir la polución;
- Promoción y uso de productos y tecnologías limpias;

- Información sobre los productos, poer ejemplo, etiquetado;
- Limitaciones de uso;
- Procedimientos para manipulación segura y regulaciones a la exposición.

Antes de tomar una decisión definitiva sobre un apropiado manejo del riesgo, se requiere considerar un rango de factores socio-económicos. En este sentido, resultaría conveniente llevar a cabo un análisis de ventajas y desventajas, en el cual participen todos los sectores involucrados, que incorpore una evaluación costo-beneficio sobre una base regional (para el caso de los PTBs) o sobre una base internacional (para el caso de los COPs).

- De igual forma, todas las opciones de manejo y gestión para reducir los niveles de riesgo deben ser costo efectivas y deben considerar los resultados del análisis costo-beneficio.
- Las medidas de manejo del riesgo seleccionadas deben ser proporcionales a la gravedad del riesgo y, en particular, diferenciar entre productos y by-products. En último caso se debe considerar el uso de las Mejores Técnicas Disponibles (BAT, *best available technologies*).
- El manejo del riesgo debiera ir acompañado tanto de medidas reguladoras como de medidas no reguladoras, tales como acuerdos voluntarios y programas.
- La política de manejo del riesgo debiera ser diseñada de modo tal de permitir alcanzar un nivel de calidad ambiental requerido teniendo en cuenta la tecnología disponible.
- La implementación de esta política considerará un manejo integrado del riesgo tomando en cuenta el proceso, la emisión, el consumo y la eliminación de residuos.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson, D.R., Sweeney, D.J. and Williams, T.D. (1988). *An introduction to Management Sciences. Quantitative Approaches to Decision Making*. Wes Publishing Co., St. Paul.

Aizcorbe, A., Corrado, C. y Doms, M. (2000) Constructing Price and Quantity Indexes for High Technology Goods, julio, mimeo.

Balkan, E. y Kahn, J.R. (1988) The value of changes in deer hunting quality: a travel cost approach. *Journal of Applied Economics*, 20: 533-539.

Barrett, S. (1992) Strategies for Environmental Protection. CSERGE working paper PA 92-03. University of London.

Bellehumeur, C., Vasseur, L., Ansseau, C. and Marcos, B. (1997). Implementation of a Multicriteria Sewage Sludge Management Model in the Southern Quebec Municipality of Lac-Mégantic, Canada. *Journal of Environmental Management* 50:51-66.

Bergman, L. (1991) General Equilibrium Effects of Environmental Policies: A CGA modelling approach. *Environmental and Resources Economics* 1 (1), pp 43-63.

Bishop R. C. y Heberlein (1979) Measuring Values of Extra-Market Goods: Are Indirect Measures Biased? *American Journal of Agricultural Economics*, 61, 926-930.

Bishop C. M. (1995) *Neural Networks for pattern Recognition*, Oxford University Press.

Chankong, V. and Haimes Y. (1983). *Multiobjective Decision Making: Theory and Methodology*. North-Holland, New York.

Comisión Nacional Del Medio Ambiente. Unidad De Economía Ambiental. Análisis General del Impacto Económico y Social Plan de Descontaminación Para el área circundante a la Fundición de Caletones de la División El Teniente de Codelco Chile. Santiago, Noviembre de 1996

Comisión Nacional Del Medio Ambiente. Análisis General del Impacto Económico y Social. Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Vehículos Livianos y Medianos. Enero de 2000.

Comisión Nacional Del Medio Ambiente. Política Ambiental para la Región Metropolitana. Enero 1998.

Diewert, E. (2001) Hedonic Regressions: A Consumer Theory Approach, Abril, mimeo

European Environmental Agency / WHO Workshop. Health- related indicators of air quality. Meeting report. 2002.

ExternE (1997) "External Costs of Transport in ExternE" edited by P. Bickel, S. Schmid, W. Krewitt, R. Friedrich IER, Germany <http://externe.jrc.es/trans.pdf>

Faludi, A. & Voogd, H. (eds.) (1985). *Evaluation of Complex Policy Problems*. Deftise Uitgeversmaatschappij, Delft.

Garrod G. & Willis K.G. (1999) "Economic Valuation of the Environment", Edward Elgar.

Hanley, N.; Shogren, J. & White, B. (1997). *Environmental Economics in theory and practice*. Oxford University Press.

Hanemann W. M. (1991) Willingness to Pay and Willingness to Accept: How much can they differ? *American Economic Review*, 81, 635-647.

Hanemann & Kanninen. (1999). "The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data", in Bateman I and Willis K. (eds.) *Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice*.

Hanley, N. & Spash, C. (1993) *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar Publishing, Inc.

Hobbs, B.f. (1980). A Comparison of Weighting Methods in Power Plant Siting. *Decision Sciences* 11(4):725-737

Hokkanen, J. & Salminen, P. (1997). Locating a Waste Treatment Facility by Multicriteria Analysis. *Journal of Multi-criteria Decision Analysis* 6:175-184.

Holland, P. (1986). "Statistics and Causal Inference". *Journal of the American Statistical Association*. Vol.81.

Hwang, C.L. & Yoon, K. (1981). *Multiple Attribute Decision Making: Methods and Application*. Springer, Berlin.

Janssen, R. (1992). *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Janssen, R., Nijkamp, P., & Rietveld (1990). Qualitative Multicriteria Methods in the Netherlands. In C.A. Bana e Costa (ed.), *Readings in Multiple Criteria Decision Aid*. Springer, Berlin, pp. 383-409.

Johansson P. (1987), "The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits". Cambridge University Press.

- Jones, M., Hope, C. & R. Hughes (1990). A Multi-attribute Value Model for the Study of UK Energy Policy. *Journal of the Operational Research Society* 41: 919-929.
- Kling, C.L. (1989). A note of the welfare effects of omitting substitute prices and qualities from travel cost models. *Journal of Land Economics*, 65 (3): 290-296.
- Kriström (1990). Valuing Environmental Benefits Using the CVM, *Journal of Economics Perspectives*, 8/4.
- McKone, T.E. & Bogen, K.T. (1991). Predicting the Uncertainties in Risk Assessment. *Environmental Science and Technology* 25: 1674-1681.
- Mitchell R. C. & Carson R. (1989), "Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method", Resources for the Future, Washington, USA.
- Moller, "Change in male-female ratio among newborn infants in Denmark," *Lancet*, Vol. 348, p. 828-29. 1996.
- Munda, G. Nijkamo, P. & Rietveld, P. (1994). Qualitative Multicriteria Evaluation for Environmental Management. *Ecological Economics* 10: 97-112.
- Nijkamp, P. (1979). *Environmental Policy Analysis*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Nijkamp, P. (1980). *Environmental Policy Analysis: Operational Methods and Models*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Nijkamp, P. (ed.) (1986). *Technological Change, Employment and Spatial Dynamics*. Springer, Berlin, 1986.
- Nijkamp, P. & Blaas, E. (1994). *Impact Assessment and Evaluation in Transportation Planning*. Kluwer Academic Publishers, London.
- Nijkamp, P., Rietveld, P. & Voogd, H. (1990). *Multicriteria Evaluation in Physical Planning*. North-Holland, Amsterdam.
- Ostro, B. (1998) "Como estimar los efectos de la contaminación atmosférica en la salud" *Estudios Públicos*, 69, pp. 105-113.
- Renn, O. (1986). Decision Analytic tools for Resolving Uncertainty in the Energy debate. *Nuclear Engineering and Design* 93(2-3): 167-180.
- Renn, O., Ulrich Stegelman, H., Albretch, G., Kotte, U. and Peters, H.P. (1984). An Empirical Investigation Investigation of Citizens preferences among four energy scenarios. *Technological Forecasting and Social Change* 26(1):11-46.

Renn, O., Webler, T., Rakel, H., Dienel, P. and Johnson, B. (1993). Public Participation in Decision Making: A Three-Step Procedure. *Policy Analysis* 26:189-214.

Renn, O., Webler, T., Rakel, H., Dienel, P. & Johnson, B. (1993). Public Participation in Decision Making: A Three-Step Procedure. *Policy Analysis* 26:189-214.

Rietveld, P. (1980). *Multiple Objective Decision Methods and Regional Planning*. North Holland Publ. Co. Amsterdam.

Rosen, S. (1974). Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition, *Journal of Political Economy*, enero-febrero, pp. 34-55.

Sánchez, J. M.; Valdés, S. & Ostro, B. Los Efectos en Salud de la Contaminación Atmosférica por PM10 en Santiago. Ponencia del Congreso Internacional de Derecho del Medio Ambiente, Santiago, Julio de 1997.

Schelling, T.C. (1966) "The Life You Save May Be Your Own," Problems in Public Expenditure Analysis. Samuel B. Chase, Jr. (ed.). Washington, DC: Brookings Institution.

Schelling, T. (1968) "The life you save may be your own" En R. Dorfman y N. Dorfman, (Eds) (1993), *Economics of the Environment: Selected Readings*. New York, W. W. Norton & Company, Nueva York.

Ship, S. Environmental Damage and Aboriginal Health.
<http://www.niichro.com/Environ/Enviro1.html#anchor878730>. 1997

Shoemaker, P.J.H. & Waid, C.C. (1982). An Experimental Comparison of Different Approaches to Determining Weights in Additive Attribute Utility Models. *Management Science* 28(2):182-196.

Sinden, J.A. & Worell, A.C. (1979). *Unpriced Values*. Wiley, New York.
van der Bergh, J.C.J.M. (1996). *Ecological Economics and Sustainable Development: Theory, Methods and Applications*. Edward Elgar, Cheltenham.

Stedman, J. Requirements for air quality data in health impact assessment. Report from EEA/WHO. Workshop on health related indicators of air quality.
<http://org.eea.eu.int/documents/berlin/index.html>. 2002

Tahvonen, O.; Kaitala, V. & Pohjola, M. (1993). A Finnish Soviet acid rain game: non cooperative equilibria, cost efficiency and sulphur agreements. *Journal of Environmental Economics*.

Tengs & Graham, (1996) "The Opportunity Costs of Haphazard Social Investments in Life-saving Programs," In: Hahn (editor), *Risks Costs and Lives Saved: Getting Better Results from Regulation*, 1996

- Tietenberg, T. *Elemental Economics and Policy*, New York: Harper Collins. 1994
- Triplett, J. (1989) Price and Technological Change in a Capital Good: A Survey of Research on Computers», en Jorgenson y Landau (eds.), *Technology and Capital formation*, MIT Press.
- Triplett, J. (2000). *Handbook on Quality Adjustment of Price Indexes for Information and Communication Technology Products*, OCDE, mimeo.
- Tyrvainen, L. The amenity value of the urban forest: An application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, 37 (3-4), 211-222. 1997
- Van der Pal-de-Bruin, S.; Verloove-Vanhorick, P.; Roeleveld, N. "Change in male:female ratio among newborn babies in Netherlands," *The Lancet*, Vol. 349, p. 62. (1997)
- Villena, M.G. and Villena, M.J. (1997) *Public Participation in Environmental Decision Making: A Multicriteria Procedure*. Mimeo, Cambridge Research for the Environment, Cambridge University
- Villena, M.G. and Villena, M.J. (1998) *Weak Comparability of Values and Multicriteria Evaluation*. Mimeo, Cambridge Research for the Environment, Cambridge University
- Villena, M.J. (2002) *Evaluación Social de Proyectos*. Mimeo Universidad Técnica Federico Santa María, Departamento de Industrias.
- Vincke, Ph. (1992). *Multicriteria Decision Aid*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Viscusi, W., Maga, y Huber, (1991) Pricing environmental health risks. *Journal of Environmental Economics and Management* 21, 32 – 52.
- Viscusi, W.K.(1993) "The Value of Risks to Life and Health," *Journal of Economic Literature*" Vol. 31, Dic. 1993, 1912-1946.
- Von Winterfeldt, D. and Edwards, W. (1986). *Decision Analysis and Behavioral Research*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Voogd, H. (1983). *Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning*. Pion, London.
- Wolters, W.T.M. and Mareschal, B. (1995). Novel Types of Sensitivity Analysis for Additive MCDM methods. *European Journal of Operational Research* 81 (2): 281-290.
- World Health Organization Regional Office for Europe. European Centre For Environment And Health. (2002). *Environmental Health Indicators System. Update Of Methodology Sheets*. Bonn 2002. <http://www.euro.who.int/document/e71437.pdf>

Zeleny, M. (1982). *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill Book Company, New York.

Zuber, A. Air quality indicators in the Clean Air for Europe Programme. Report from EEA/WHO. Workshop on health related indicators of air quality.
<http://org.eea.eu.int/documents/berlin/index.html>. 2002

ANEXO N° 1.

FACTORES DOSIS-RESPUESTA DE LOS DIFERENTES COPs ANALIZADOS

I. TIPO DE COP: POLYCHLORINATED DIBENZO-P-DIOXINS (DIOXINS) (PCDDs).

1. Quantitative Cancer Risk Assessment

Oral Cancer Slope Factor:

The U.S. EPA's draft dioxin reassessment efforts produced two upper bound slope factors for estimating human cancer risk from exposure to dioxins:	1×10^{-3} (pg TCDD TEQ/ kg body weight/day) ⁻¹ based on an evaluation of the human epidemiology data and 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day) ⁻¹ based on a re-evaluation of the animal data (liver cancer in female rats).
--	---

The MDH believes that exposure to ("known" or "likely") carcinogens should be minimized where possible; this is especially true for dioxins due to existing body burden estimates. When a numerical cancer slope factor is needed to evaluate incremental risk, MDH recommends utilizing an interim cancer slope factor of 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ (i.e., 1.4×10^6 per mg TCDD TEQ/kg/day). This value is based on EPA's draft animal-based cancer slope factor. Concerns about the quality of the exposure estimates in the human epidemiological studies preclude the quantitative use of these data in developing a cancer potency slope for dioxin; however, the results from modeling the human studies are consistent with the cancer potency slope derived by modeling data from animal studies.

The recommended slope factor is derived from the same study, Kociba et al., 1978, as the previous slope factor estimate (1.56×10^5 per mg/kg/day). The development of the recommended slope factor utilized current methods of analysis, including the use of body burden as the dose metric for animal-to-human dose equivalence calculations (i.e., adjustments to account for the differences in half-life of dioxins in the bodies of laboratory animals and humans), and a re-evaluation of the liver tumors in the Kociba study using the latest pathology criteria.

Fuente: <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/dioxinmemo1.html>

II. TIPO DE COP: POLYCHLORINATED DIBENZO-P-FURANS (FURANS) (PCDFs).

1. Quantitative Cancer Risk Assessment

Oral Cancer Slope Factor:

The U.S. EPA's draft dioxin reassessment efforts produced two upper bound slope factors for estimating human cancer risk from exposure to dioxins:	1×10^{-3} (pg TCDD TEQ/ kg body weight/day) ⁻¹ based on an evaluation of the human epidemiology data and 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day) ⁻¹ based on a re-evaluation of the animal data (liver cancer in female rats).
--	---

The MDH believes that exposure to ("known" or "likely") carcinogens should be minimized where possible; this is especially true for dioxins due to existing body burden estimates. When a numerical cancer slope factor is needed to evaluate incremental risk, MDH recommends utilizing an interim cancer slope factor of 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ (i.e., 1.4×10^6 per mg TCDD TEQ/kg/day). This value is based on EPA's draft animal-based cancer slope factor. Concerns about the quality of the exposure estimates in the human epidemiological studies preclude the quantitative use of these data in developing a cancer potency slope for dioxin; however, the results from modeling the human studies are consistent with the cancer potency slope derived by modeling data from animal studies.

The recommended slope factor is derived from the same study, Kociba et al., 1978, as the previous slope factor estimate (1.56×10^5 per mg/kg/day). The development of the recommended slope factor utilized current methods of analysis, including the use of body burden as the dose metric for animal-to-human dose equivalence calculations (i.e., adjustments to account for the differences in half-life of dioxins in the bodies of laboratory animals and humans), and a re-evaluation of the liver tumors in the Kociba study using the latest pathology criteria.

Fuente: <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/dioxinmemo1.html>

III. TIPO DE COP: POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBS)

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure Summary of Risk Estimates

TIERS OF HUMAN SLOPE FACTORS FOR ENVIRONMENTAL PCBs

HIGH RISK AND PERSISTENCE	Upper-bound slope factor: 2.0 per (mg/kg)/day Central-estimate slope factor: 1.0 per (mg/kg)/day
LOW RISK AND PERSISTENCE	Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day Central-estimate slope factor: 0.3 per (mg/kg)/day
LOWEST RISK AND PERSISTENCE	Upper-bound slope factor: 0.07 per (mg/kg)/day Central-estimate slope factor: 0.04 per (mg/kg)/day
UNIT RISK ESTIMATE AND DRINKING WATER CONCENTRATIONS	For ingestion of water-soluble congeners, the middle-tier slope factor can be converted to a unit risk estimate and drinking water concentrations associated with specified risk levels. Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day Upper-bound unit risk: 1×10^{-5} per ug/L

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure Summary of Risk Estimates

For inhalation of evaporated congeners, the middle-tier slope factor can be converted to a unit risk estimate and ambient air concentrations associated with specified risk levels.	Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day Upper-bound unit risk: 1×10^{-4} per ug/cu.m
---	--

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0294.htm>

IV. TIPO DE COP: HEXACHLOROBENZENE

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 1.6 per (mg/kg)/day</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 4.6E-5 per (ug/L)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage, extra risk</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Inhalation Unit Risk -- 4.6E-4 per (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage, extra risk</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0374.htm>

V. TIPO DE POP: DICHLORODIPHENYLTRICHLOROETHANE (DDT)

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 3.4E-1 per (mg/kg)/day</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 9.7E-6 per (ug/L)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Inhalation Unit Risk -- 9.7E-5 (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- Linear multistage procedure, extra risk</p>

Fuentes: <http://www.epa.gov/iris/subst/0147.htm>

VI. TIPO DE COP: ALDRIN

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 1.7E+1 per (mg/kg)/day</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 4.9E-4 per (ug/L)</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Inhalation Unit Risk -- 4.9E-3 per (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0130.htm>

VII. TIPO DE COP: CHLORDANE

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 3.5E-1 per mg/(kg-day)</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 1E-5 per (ug/L)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Air Unit Risk -- 1E-4 per (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0142.htm>

VIII. TIPO DE COP: DIELDRIN

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 1.6E+1 per (mg/kg) day</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 4.6E-4 per (ug/L)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Inhalation Unit Risk -- 4.6E-3 per (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0225.htm>

IX. TIPO DE COP: ENDRIN

Episode	Oral RfD (Reference Dose) Summary
1. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)	Mild histological lesions in liver, Occasional convulsions -- 3E-4 mg/kg/day Source: Velsicol Chemical Corporation. 1969. MRID. No. 00030198. Available from EPA. Write FOI, EPA, Washington, DC. 20460. * Conversion Factors: 1 ppm = 0.025 mg/kg/day (assumed dog food consumption)

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0363.htm>

X. TIPO DE COP: HEPTACHLOR

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	Oral Slope Factor -- 4.5E+0 per (mg/kg)/day Drinking Water Unit Risk -- 1.3E-4 per (ug/L) Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	Inhalation Unit Risk -- 1.3E-3 per (ug/cu.m) Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0243.htm>

XI. TIPO DE COP: MIREX

Episode	Oral RfD (Reference Dose) Summary
1. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)	<p>Liver cytomegaly, fatty metamorphosis, angiectasis; thyroid cystic follicles -- 2E-4 mg/kg/day</p> <p>Source: NTP (National Toxicology Program). 1990. Toxicology and Carcinogenesis Studies of MIREX (CAS No. 2385-85-5) in F344/N Rats (Feed Studies). NTP TR 313.</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0251.htm>

XII. TIPO DE COP: TOXAPHENE

Episode	Summary of Risk Estimates
1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure	<p>Oral Slope Factor -- 1.1E+0 per (mg/kg)/day</p> <p>Drinking Water Unit Risk -- 3.2E-5 per (ug/L)</p> <p>Extrapolation Method -- linearized multistage procedure, extra risk</p>
2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure	<p>Inhalation Unit Risk -- 3.2E-4 per (ug/cu.m)</p> <p>Extrapolation Method -- linearized multistage procedure, extra risk</p>

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0346.htm>

ANEXO N° 2.

REVISIÓN DE LA LITERATURA DOSIS-RESPUESTA COPs

I. TIPO DE POP: POLYCHLORINATED DIBENZO-P-DIOXINS (DIOXINS) (PCDDs).

1. Quantitative Cancer Risk Assessment

Cancer Classification:

The MDH, U.S. EPA, National Toxicology Program (NTP) and the International Agency for Cancer Research (IARC) have characterized 2,3,7,8-TCDD as a "human carcinogen". The MDH and the U.S. EPA have classified the complex mixtures of dioxin to which people are exposed as a "likely human carcinogen". The degree of certainty of the cancer hazard is dependent on the major constituents of the mixture. The consistent, suggestive evidence from epidemiology studies combined with the unequivocal evidence in animal studies and inferences drawn from mechanistic data support the characterization of complex mixtures of dioxin and related compounds as "likely" cancer hazards. "Human carcinogen" and "likely" are descriptors which are consistent with the U.S. EPA draft final cancer guidelines (U.S. EPA 2003). They are roughly equivalent to the terms "known" and "probable" human carcinogen contained in earlier U.S. EPA cancer guidelines (U.S. EPA 1986).

Oral Cancer Slope Factor:

The U.S. EPA's draft dioxin reassessment efforts produced two upper bound slope factors for estimating human cancer risk from exposure to dioxins:

- 1×10^{-3} (pg TCDD TEQ/ kg body weight/day)⁻¹ based on an evaluation of the human epidemiology data and 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ based on a re-evaluation of the animal data (liver cancer in female rats).

The actual shape of the low-dose exposure-response relation for animals or humans cannot be determined from the available data. For this reason U.S. EPA utilized a linear dose extrapolation model to derive an upper bound cancer potency factor. The true risk is unknown but is likely to be lower.

The MDH believes that exposure to ("known" or "likely") carcinogens should be minimized where possible; this is especially true for dioxins due to existing body burden estimates. When a numerical cancer slope factor is needed to evaluate incremental risk, MDH recommends utilizing an interim cancer slope factor of 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ (i.e., 1.4×10^6 per mg TCDD TEQ/kg/day). This value is based on EPA's draft animal-based cancer slope factor. Concerns about the quality of the exposure estimates in the human epidemiological studies preclude the quantitative use of these data in developing a cancer potency slope for dioxin; however, the results from modeling the human studies are consistent with the cancer potency slope derived by modeling data from animal studies.

The recommended slope factor is derived from the same study, Kociba et al., 1978, as the previous slope factor estimate (1.56×10^5 per mg/kg/day). The development of the recommended slope factor utilized current methods of analysis, including the use of body burden as the dose metric for animal-to-human dose equivalence calculations (i.e., adjustments to account for the differences in half-life of dioxins in the bodies of laboratory animals and humans), and a re-evaluation of the liver tumors in the Kociba study using the latest pathology criteria.

2. References

- CalEPA. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines, Part II: Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors, December 2002. Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Chlorinated Dibenzofurans, pp. 167 - 187.
http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/TSDNov2002.pdf
- Minnesota Department of Health (MDH) Statement of Need and Reasonableness, Proposed Permanent Rules Relating to Health Risk Values, Minnesota Rules, Parts 4717.8000 to 4717.8600, August 10, 2001.
- NTP. Report on Carcinogens, Tenth Edition: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, December 2002. <http://ehp.niehs.nih.gov/roc/toc10.html>
- U.S. EPA, 1986. United States Environmental Protection Agency. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Published in the Federal Register 51(185): 33992 - 34003, September 24, 1986.
http://www.epa.gov/ncea/raf/car2sab/guidelines_1986.pdf
- U.S. EPA, 2000. United States Environmental Protection Agency. Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin TCDD) and Related Compounds. Draft Final, September 2000. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55265>
- U.S. EPA, 2003. United States Environmental Protection Agency. Draft Final Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. February 2003. EPA/630/P-03/001A. <http://www.epa.gov/ncea/raf/cancer2003.htm>
- Van den Berg, M, L. Birnbaum, et al., Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Human and Wildlife. Env Health Persp. 106(12): 775-792, 1998
- WHO, World Health Organization. Executive Summary - Assessment of the Health Risks of Dioxins: Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI), WHO Consultation, May 25 - 29, 1998, Geneva, Switzerland. <http://www.who.int/fsf/Chemicalcontaminants/whoinfo.htm>

Fuente: <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/dioxinmemo1.html>

II. TIPO DE POP: POLYCHLORINATED DIBENZO-P-FURANS (FURANS) (PCDFs).

1. Quantitative Cancer Risk Assessment

Cancer Classification:

The MDH, U.S. EPA, National Toxicology Program (NTP) and the International Agency for Cancer Research (IARC) have characterized 2,3,7,8-TCDD as a "human carcinogen". The MDH and the U.S. EPA have classified the complex mixtures of dioxin to which people are exposed as a "likely human carcinogen". The degree of certainty of the cancer hazard is dependent on the major constituents of the mixture. The consistent, suggestive evidence from epidemiology studies combined with the unequivocal evidence in animal studies and inferences drawn from mechanistic data support the characterization of complex mixtures of dioxin and related compounds as "likely" cancer hazards. "Human carcinogen" and "likely" are descriptors which are consistent with the U.S. EPA draft final cancer guidelines (U.S. EPA 2003). They are roughly equivalent to the terms "known" and "probable" human carcinogen contained in earlier U.S. EPA cancer guidelines (U.S. EPA 1986).

Oral Cancer Slope Factor:

The U.S. EPA's draft dioxin reassessment efforts produced two upper bound slope factors for estimating human cancer risk from exposure to dioxins:

- 1×10^{-3} (pg TCDD TEQ/ kg body weight/day)⁻¹ based on an evaluation of the human epidemiology data and 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ based on a re-evaluation of the animal data (liver cancer in female rats).

The actual shape of the low-dose exposure-response relation for animals or humans cannot be determined from the available data. For this reason U.S. EPA utilized a linear dose extrapolation model to derive an upper bound cancer potency factor. The true risk is unknown but is likely to be lower.

The MDH believes that exposure to ("known" or "likely") carcinogens should be minimized where possible; this is especially true for dioxins due to existing body burden estimates. When a numerical cancer slope factor is needed to evaluate incremental risk, MDH recommends utilizing an interim cancer slope factor of 1.4×10^{-3} (pg TCDD TEQ/kg body weight/day)⁻¹ (i.e., 1.4×10^6 per mg TCDD TEQ/kg/day). This value is based on EPA's draft animal-based cancer slope factor. Concerns about the quality of the exposure estimates in the human epidemiological studies preclude the quantitative use of these data in developing a cancer potency slope for dioxin; however, the results from modeling the human studies are consistent with the cancer potency slope derived by modeling data from animal studies.

The recommended slope factor is derived from the same study, Kociba et al., 1978, as the previous slope factor estimate (1.56×10^5 per mg/kg/day). The development of the recommended slope factor utilized current methods of analysis, including the use of body burden as the dose metric for animal-to-human dose equivalence calculations (i.e., adjustments to account for the differences in half-life of dioxins in the bodies of laboratory animals and humans), and a re-evaluation of the liver tumors in the Kociba study using the latest pathology criteria.

2. References

- CalEPA. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines, Part II: Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors, December 2002. Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Chlorinated Dibenzofurans, pp. 167 - 187.
http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/TSDNov2002.pdf
- Minnesota Department of Health (MDH) Statement of Need and Reasonableness, Proposed Permanent Rules Relating to Health Risk Values, Minnesota Rules, Parts 4717.8000 to 4717.8600, August 10, 2001.
- NTP. Report on Carcinogens, Tenth Edition: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program, December 2002. <http://ehp.niehs.nih.gov/roc/toc10.html>
- U.S. EPA, 1986. United States Environmental Protection Agency. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Published in the Federal Register 51(185): 33992 - 34003, September 24, 1986.
http://www.epa.gov/ncea/raf/car2sab/guidelines_1986.pdf
- U.S. EPA, 2000. United States Environmental Protection Agency. Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin TCDD) and Related Compounds. Draft Final, September 2000. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55265>
- U.S. EPA, 2003. United States Environmental Protection Agency. Draft Final Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. February 2003. EPA/630/P-03/001A. <http://www.epa.gov/ncea/raf/cancer2003.htm>
- Van den Berg, M, L. Birnbaum, et al., Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Human and Wildlife. Env Health Persp. 106(12): 775-792, 1998
- WHO, World Health Organization. Executive Summary - Assessment of the Health Risks of Dioxins: Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI), WHO Consultation, May 25 - 29, 1998, Geneva, Switzerland. <http://www.who.int/fsf/Chemicalcontaminants/whoinfo.htm>

Fuente: <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/dioxinmemo1.html>

III. TIPO DE POP: POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBS)

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure Summary of Risk Estimates

TIERS OF HUMAN SLOPE FACTORS FOR ENVIRONMENTAL PCBs

HIGH RISK AND PERSISTENCE

Upper-bound slope factor: 2.0 per (mg/kg)/day

Central-estimate slope factor: 1.0 per (mg/kg)/day

Criteria for use:

- Food chain exposure
- Sediment or soil ingestion
- Dust or aerosol inhalation
- Dermal exposure, if an absorption factor has been applied
- Presence of dioxin-like, tumor-promoting, or persistent congeners
- Early-life exposure (all pathways and mixtures)

LOW RISK AND PERSISTENCE

Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day

Central-estimate slope factor: 0.3 per (mg/kg)/day

Criteria for use:

- Ingestion of water-soluble congeners
- Inhalation of evaporated congeners
- Dermal exposure, if no absorption factor has been applied

LOWEST RISK AND PERSISTENCE

Upper-bound slope factor: 0.07 per (mg/kg)/day

Central-estimate slope factor: 0.04 per (mg/kg)/day

Criteria for use: Congener or isomer analyses verify that congeners with more than 4 chlorines comprise less than 1/2% of total PCBs.

Slope factors are multiplied by lifetime average daily doses to estimate the cancer risk.

SAMPLE CALCULATIONS ARE GIVEN IN U.S. EPA (1996a). Although PCB exposures are often characterized in terms of Aroclors, this can be both imprecise and inappropriate. Total PCBs or congener or isomer analyses are recommended.

UNIT RISK ESTIMATE AND DRINKING WATER CONCENTRATIONS

For ingestion of water-soluble congeners, the middle-tier slope factor can be converted to a unit risk estimate and drinking water concentrations associated with specified risk levels.

Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day

Upper-bound unit risk: 1×10^{-5} per ug/L

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

For inhalation of evaporated congeners, the middle-tier slope factor can be converted to a unit risk estimate and ambient air concentrations associated with specified risk levels.

Upper-bound slope factor: 0.4 per (mg/kg)/day

Upper-bound unit risk: 1×10^{-4} per ug/cu.m

3. Carcinogenicity Assessment References

- Amano, M., K. Yagi, H. Nakajima, R. Takehara, H. Sakai and G. Umeda. 1984. Statistical observations about the causes of the death of patients with oil poisoning. *Japan Hygiene*. 39(1): 1-5.
- Anderson, L.M., S.D. Fox, D. Dixon, L.E. Beebe and H.J. Issaq. 1991. Long- term persistence of polychlorinated biphenyl congeners in blood and liver and elevation of liver aminopyrine demethylase activity after a single high dose of Aroclor 1254 to mice. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 681-690.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1993. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls. ATSDR, Atlanta, GA. TP 92/16, update.
- Aulerich, R.J., R.K. Ringer and J. Safronoff. 1986. Assessment of primary vs. secondary toxicity of Aroclor 1254 to mink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15: 393-399.
- Bahn, A.K., I. Rosenwaike, N. Herrmann, P. Grover, J. Stellman and K. O'Leary. 1976. Melanoma after exposure to PCB's. *New Engl. J. Med.* 295: 450.
- Bahn, A.K., P. Grover, I. Rosenwaike, K. O'Leary and J. Stellman. 1977. Reply to letter from C. Lawrence entitled, "PCB? and melanoma". *New Eng. J. Med.* 296: 108.
- Bertazzi, P.A., L. Riboldi, A. Pesatori, L. Radice and C. Zocchetti. 1987. Cancer mortality of capacitor manufacturing workers. *Am. J. Ind. Med.* 11(2): 165-176.
- Brown, D.P. 1987. Mortality of workers exposed to polychlorinated biphenyls - An update. *Arch. Environ. Health.* 42(6): 333-339.
- Brown, D.P. and M. Jones. 1981. Mortality and industrial hygiene study of workers exposed to polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Health.* 36(3): 120-129.
- Brunner, M.J., T.M. Sullivan, A.W. Singer, et. al. 1996. An assessment of the chronic toxicity and oncogenicity of Aroclor-1016, Aroclor-1242, Aroclor- 1254, and Aroclor-1260 administered in diet to rats. Study No. SC920192. Chronic toxicity and oncogenicity report. Battelle, Columbus OH.
- Calabrese, E.J. and A.J. Sorenson. 1977. The health effects of PCBs with particular emphasis on human high risk groups. *Rev. Environ. Health.* 2: 285-304.
- Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, et al. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants, Vol. I, Ch. 36. U.S. EPA, Washington, DC. EPA 440/4 79 029a.
- Crump, K.S., D.G. Hoel, C.H. Langley and R. Peto. 1976. Fundamental carcinogenic processes and their implications for low dose risk assessment. *Cancer Res.* 36: 2973-2979.
- Dewailly, E., J.-P. Weber, S. Gingras and C. Laliberte. 1991. Coplanar PCBs in human milk in the province of Quebec, Canada: Are they more toxic than dioxin for breast fed infants? *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47: 491-498.
- Dewailly, E., J.J. Ryan, C. Laliberte, et al. 1994. Exposure of remote maritime populations to coplanar PCBs. *Environ. Health Perspect.* 102(Suppl. 1): 205-209.
- Gustavsson, P., C. Hogstedt and C. Rappe. 1986. Short-term mortality and cancer incidence in capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). *Am. J. Ind. Med.* 10: 341-344.
- Hornshaw, T.C., R.J. Aulerich and H.E. Johnson. 1983. Feeding Great Lakes fish to mink: Effects on mink and accumulation and elimination of PCBs by mink. *J. Toxicol. Environ. Health.* 11: 933-946.
- Hovinga, M.E., M. Sowers and H.E.B. Humphrey. 1992. Historical changes in serum PCB and DDT levels in an environmentally-exposed cohort. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 22: 362-366.
- Hutzinger, O., S. Safe and V. Zitko. 1974. The chemistry of PCB's. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Ito, N., H. Nagasaki, M. Arai, S. Makiura, S. Sugihara and K. Hirao. 1973. Histopathologic studies on liver tumorigenesis induced in mice by technical polychlorinated biphenyls and its promoting effect on liver tumors induced by benzene hexachloride. *J. Natl. Cancer Inst.* 51(5): 1637-1646.
- Ito, N., H. Nagasaki, S. Makiura and M. Arai. 1974. Histopathological studies on liver tumorigenesis in rats treated with polychlorinated biphenyls. *Gann.* 65: 545-549.
- Keenan, R.E. and J.A. Stickney. 1996. ChemRisk, Portland, ME. Letter to J. Coglian, U.S. EPA, Washington, DC. June 24.
- Kimbrough, R.D. and R.E. Linder. 1974. Induction of adenofibrosis and hepatomas in the liver of BALB/cJ mice by polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254). *J. Natl. Cancer Inst.* 53(2): 547-552.
- Kimbrough, R.D., R.E. Linder and T.B. Gaines. 1972. Morphological changes in livers of rats fed polychlorinated biphenyls: Light microscopy and ultrastructure. *Arch. Environ. Health.* 25: 354-364.
- Kimbrough, R.D., R.A. Squire, R.E. Linder, J.D. Strandberg, R.J. Montali and V.W. Burse. 1975. Induction of liver tumors in Sherman strain female rats by polychlorinated biphenyl Aroclor 1260. *J. Natl. Cancer Inst.* 55(6): 1453-1459.
- Kimura, N.T. and T. Baba. 1973. Neoplastic changes in the rat liver induced by polychlorinated biphenyl. *Gann.* 64: 105-108.
- Lutz, W.K. 1990. Dose-response relationship and low dose extrapolation in chemical carcinogenesis. *Carcinogenesis.* 11(8): 1243-1247.
- McFarland, V.A. and J.U. Clarke. 1989. Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: Considerations for a congener-specific analysis. *Environ. Health Perspect.* 81: 225-239.
- Moore, J.A., J.F. Hardisty, D.A. Banas and M.A. Smith. 1994. A comparison of liver tumor diagnoses from seven PCB studies in rats. *Reg. Toxicol. Pharmacol.* 20: 362-370.
- Morgan, R.W., J.M. Ward and P.E. Hartman. 1981. Aroclor 1254-induced intestinal metaplasia and adenocarcinoma in the glandular stomach of F344 rats. *Cancer Res.* 41: 5052-5059.
- NTP (National Toxicology Program). 1982. Carcinogenesis bioassay of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo-p-dioxin (CAS no. 1746 01 6) in Osborne-Mendel rats and B6C3F1 mice (gavage study). NTP Tech. Rep. Ser. No. 209. Research Triangle Park, NC.
- NTP (National Toxicology Program). 1983. Carcinogenesis studies of polybrominated biphenyl mixture (Firemaster FF 1) (CAS no. 67774 32 7) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). NTP Tech. Rep. Ser. No. 244. Research Triangle Park, NC.
- NCI (National Cancer Institute). 1978. Bioassay of Aroclor 1254 for possible carcinogenicity. *Carcinogenesis Tech. Rep. Ser. No. 38.*
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). 1977. Criteria for a Recommended Standard . . . Occupational Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs). U.S. DHEW, PHS, CDC, Rockville, Md. Publ. No. 77-225.
- Norback, D.H. and R.H. Weltman. 1985. Polychlorinated biphenyl induction of hepatocellular carcinoma in the Sprague-Dawley rat. *Environ. Health Perspect.* 60: 97-105.
- Rao, C.V. and A.S. Banerji. 1988. Induction of liver tumors in male Wistar rats by feeding polychlorinated biphenyls (Aroclor 1260). *Cancer Lett.* 39: 59-67.
- Safe, S. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 24(2): 87-149.
- Schaeffer, E., H. Greim and W. Goessner. 1984. Pathology of chronic polychlorinated biphenyl (PCB) feeding in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 75: 278-288.
- Shalat, S.L., L.D. True, L.E. Fleming and P.E. Pace. 1989. Kidney cancer in utility workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). *Br. J. Ind. Med.* 46(11): 823-824.
- Silberhorn, E.M., H.P. Glauert and L.W. Robertson. 1990. Carcinogenicity of polyhalogenated biphenyls: PCBs and PBBs. *Crit. Rev. Toxicol.* 20(6): 439-496.
- Sinks, T., G. Steele, A.B. Smith, K. Watkins and R.A. Shults. 1992. Mortality among workers exposed to polychlorinated biphenyls. *Am. J. Epidemiol.* 136(4): 389-398.

- U.S. EPA. 1988. Drinking Water Criteria Document for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC.
- U.S. EPA, 1996a. PCBs: Cancer Dose-Response Assessment and Application to Environmental Mixtures. Prepared by the National Center for Environmental Assessment, Washington DC.
- U.S. EPA. 1996b. Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment; notice. Fed. Reg. 61(79): 17960-18011.
- U.S. EPA. 1996c. Report on peer review workshop on "PCBs: Cancer-dose response assessment and application to environmental mixtures." National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- Vater, S.T., S.F. Velazquez and V.J. Coglianò. 1995. A case study of cancer data set combinations for PCBs. Reg. Toxicol. Pharmacol. 22: 2-10.
- Ward, J.M. 1985. Proliferative lesions of the glandular stomach and liver in F344 rats fed diets containing Aroclor 1254. Environ. Health Perspect. 60: 89-95.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0294.htm>

IV. TIPO DE POP: HEXACHLOROBENZENE

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- 1.6 per (mg/kg)/day

Drinking Water Unit Risk -- 4.6E-5 per (ug/L)

Extrapolation Method -- Linearized multistage, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- 4.6E-4 per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linearized multistage, extra risk

Air Concentrations at Specified Risk Levels:

3. Oral RfD References

- Arnold, D.L., C.A. Moodie, S.M. Charbonneau, et al. 1985. Long-term toxicity of hexachlorobenzene in the rat and the effect of dietary Vitamin A. *Food. Chem. Toxicol.* 23(9): 779-793.
- Cam, C. and C. Nigogosyan. 1963. Acquired toxic porphyria cutanea tarda due to hexachlorobenzene. Report of 348 cases caused by this fungicide. *J. Am. Med. Assoc.* 183: 88-91.
- Kuiper-Goodman, T., D.L. Grant, C.A. Moodie, G.O. Korsrud and I.C. Munro. 1977. Subacute toxicity of hexachlorobenzene in the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 40: 529-549.
- Peters, H.A., S.A.M. Johnson, S. Cam, Y. M:uft:u, S. Oral and T. Ergene. 1966. Hexachlorobenzene-induced porphyria: Effect of chelation of the disease, porphyria, and metal metabolism. *Am. J. Med. Sci.* 251(3): 314-322.
- Peters, H.A., A. Gocmen, D.J. Cripps, G.T. Bryan and I. Dobramaci. 1982. Epidemiology of hexachlorobenzene-induced porphyria in Turkey. Clinical and laboratory follow-up after 25 years. *Arch. Neurol.* 39(12): 744-749.
- U.S. EPA. 1985. Health Assessment Document for Chlorinated Benzenes. Prepared by the Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Air Quality, Planning and Standards, Washington, DC. EPA 600/8-84-015F. NTIS PB 85-150332.
- U.S. EPA. 1988. Drinking Water Criteria Document for Hexachlorobenzene. Prepared by the Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC.

4. Inhalation RfC References

- U.S. EPA. 1986. Drinking Water Criteria Document for Hexachlorobenzene. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC. EPA-600/X-84-179-1. NTIS PB 86-117777.
- U.S. EPA. 1985. Health Assessment Document for Chlorinated Benzenes. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. EPA/600/8-84/015F. NTIS PB 85-150332.

5. Carcinogenicity Assessment References

- Arnold, D.L., C.A. Moodie, S.M. Charbonneau, et al. 1985. Long-term toxicity of hexachlorobenzene in the rat and the effect of dietary vitamin A. *Food Chem. Toxicol.* 23(9): 779-793.
- Cabral, J.R.P., P. Shubik, T. Mollner and F. Raitano. 1977. Carcinogenic activity of hexachlorobenzene in hamsters. *Nature.* 269: 510-511.
- Cabral, J.R.P., T. Mollner, F. Raitano and P. Shubik. 1979. Carcinogenesis of hexachlorobenzene in mice. *Int. J. Cancer.* 23(1): 47-51.
- Cripps, D.J., H.A. Peters, A. Gocmen and I. Dogramaci. 1984. Porphyrinuria due to hexachlorobenzene: A 20- to 30-year follow-up study on 204 patients. *Br. J. Dermatol.* 111: 413-422.
- Erturk, E., R.W. Lambrecht, H.A. Peters, D.J. Cripps, A. Gocmen, C.R. Morris and G.T. Bryan. 1986. Oncogenicity of hexachlorobenzene. In: *Hexachlorobenzene: Proc. Int. Symp.*, C.R. Morris and J.R.P. Cabral, Ed. IARC Scientific Publ. No. 77, Oxford University Press, Oxford. p. 417-423.
- Guerzoni, M.E., L. Del Cupolo and I. Ponti. 1976. Mutagenic activity of pesticides (attività mutagenica degli antiparassitari). *Riv. Sci. Tecn. Alim. Nutri. Um.* 6: 161-165.
- Lawlor, T., S.R. Haworth and P. Voytek. 1979. Evaluation of the genetic activity of nine chlorinated phenols, seven chlorinated benzenes, and three chlorinated hexanes. *Environ. Mutagen.* 1: 143. (Abstr.)
- Lewis, J. 1989. Syracuse Research Corporation, Cincinnati, OH. Letter to R. Schoeny, U.S. EPA. March 22.
- Shirai, T., Y. Miyata, K. Nakanishi, G. Murasaki and N. Ito. 1978. Hepatocarcinogenicity of polychlorinated terphenyl (PCT) in ICR mice and its enhancement by hexachlorobenzene (HCB). *Cancer Lett.* 4(5): 271-175.
- Simon, G.S., R.G. Tardiff and J.F. Borzelleca. 1979. Failure of hexachlorobenzene to induce dominant lethal mutations in the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 47: 415-419.
- Smith, A.G. and J.R. Cabral. 1980. Liver-cell tumours in rats fed hexachlorobenzene. *Cancer Lett.* 11(2): 169-172.
- U.S. EPA. 1985. Health Assessment Document for Chlorinated Benzenes. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Air Quality Planning and Standards, Washington, DC. EPA/600/8-84-015F. NTIS PB 85- 150332.
- U.S. EPA. 1988. Drinking Water Criteria Document for Hexachlorobenzene. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC. EPA-600/X-84-179-1. NTIS PB 86-117777.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0374.htm>

V. TIPO DE POP: DICHLORODIPHENYLTRICHLOROETHANE (DDT)

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- 3.4×10^{-1} per (mg/kg)/day

Drinking Water Unit Risk -- 9.7×10^{-6} per (ug/L)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- 9.7×10^{-5} (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linear multistage procedure, extra risk

3. Oral RfD References

- Fitzhugh, O.G. 1948. Use of DDT insecticides on food products. *Ind. Eng. Chem.* 40(4): 704-705.
- Laug, E.P., A.A. Nelson, O.G. Fitzhugh and F.M. Kunze. 1950. Liver cell alteration and DDT storage in the fat of the rat induced by dietary levels of 1-50 ppm DDT. *J. Pharmacol. Exp. Therap.* 98: 268-273.
- Treon, J.F. and F.P. Cleveland. 1955. Toxicity of certain chlorinated hydrocarbon insecticides for laboratory animals, with special reference to aldrin and dieldrin. *J. Agric. Food Chem.* 3(5): 402-408.

4. Carcinogenicity Assessment References

- Adamson, R.H. and S.M. Sieber. 1979. The use of nonhuman primates for chemical carcinogenesis studies. *Ecotoxicol. Environ. Qual.* 2: 275-296.
- Adamson, R.H. and S.M. Sieber. 1983. Chemical carcinogenesis studies in nonhuman primates. *Basic Life Sci.* 24: 129-156.
- Bradley, M.O., B. Bhuyan, M.C. Francis, R. Langenbach, A. Peterson and E. Huberman. 1981. Mutagenesis by chemical agents in V79 Chinese hamster cells: A review and analysis of the literature. *Mutat. Res.* 87: 81-142.
- Cabral, J.R.P., R.K. Hall, L. Rossi, S.A. Bronczyk and P. Shubik. 1982. Effects of long-term intake of DDT on rats. *Tumorigenesis.* 68: 11-17.
- Casarett, L.J., G.C. Fryer, W.L. Yaeger, Jr. and H.W. Klemmer. 1968. Organochlorine pesticide residues in human tissue--Hawaii. *Arch. Environ. Health.* 17: 306-311.
- Dacre, J.C. and R.W. Jennings. 1970. Organochlorine insecticides in normal and carcinogenic human lung tissues. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 17: 277.
- Fitzhugh, O.G. and A.A. Nelson. 1946. The chronic oral toxicity of DDT [2,2- bis(p-chlorophenyl)-1,1,1-trichloroethane]. *J. Pharmacol.* 89: 18-30.
- Griffin, D.E. and W.E. Hill. 1978. In vitro breakage of plasmid DNA by mutagens and pesticides. *Mutat. Res.* 52: 161-169.
- Halver, J.E. 1967. Crystalline aflatoxin and other vectors for trout hepatoma. In: J.E. Halver and I.A. Mitchell, Ed. *Trout Hepatoma Research Conference Papers*. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Research Rep. No. 70. Dept. of the Interior, Washington, DC: p. 78-102.
- Hilpert, D., W. Romen and H-G. Neumann. 1983. The role of partial hepatectomy and of promoters in the formation of tumors in non-target tissues of trans-4-acetylaminostilbene in rats. *Carcinogenesis.* 4(12): 1519-1525.
- Hoffman, W.S., H. Adler, W.I. Fishbein and F.C. Bauer. 1967. Relation of pesticide concentrations in fat to pathological changes in tissues. *Arch. Environ. Health.* 15: 758-765.
- Innes, J.R.M., B.M. Ulland, M.G. Valerio, et al. 1969. Bioassay of pesticides and industrial chemicals for tumorigenicity in mice: A preliminary note. *J. Natl. Cancer Inst.* 42(6): 1101-1114.
- Kashyap, S.K., S.K. Nigam, A.B. Karnik, R.C. Gupta and S.K. Chatterjee. 1977. Carcinogenicity of DDT (dichlorodiphenyl trichloroethane) in pure inbred Swiss mice. *Int. J. Cancer.* 19: 725-729.

- Kubinski, H., G.E. Gutzke and Z.O. Kubinski. 1981. DNA-cell-binding (DCB) assay for suspected carcinogens and mutagens. *Mutat. Res.* 89: 95-136.
- Lehman, A.J. 1951. Chemicals in Foods: A Report to the Association of Food and Drug Officials on Current Developments. Part II, Pesticides. Section V. Pathology, Q. *Bull. Assoc. Food Drug Office, U.S.* 15(4): 126-132.
- Lehman, A.J. 1965. Summaries of pesticide toxicity. Association of Food and Drug Officials of the United States, Topeka, Kansas.
- Maier-Bode, H. 1960. Zur Frage der Herkunft des DDT im Koperfett des Menschen. *Med. Exp.* 3: 284-286. (Ger.)
- NCI (National Cancer Institute). 1978. Bioassays of DDT, TDE and p,p'-DDE for possible carcinogenicity (CAS No. 50-29-3, 72-54-8, 72-55-9). NCI Report No. 131. DHEW Publ. No. (NIH) 78-1386.
- Peraino, C., R.J.M. Fry, E. Staffeldt and J. P. Christopher. 1975. Comparative enhancing effects of phenobarbital, amobarbital, diphenylhydantoin, and dichlorodiphenyltrichloroethane of 2-acetylaminofluorene-induced hepatic tumorigenesis in the rat. *Cancer Res.* 35: 2884-2890.
- Preston, R.J., W. Au, M.A. Bender, et al. 1981. Mammalian in vivo and in vitro cytogenetic assays: A report of the U.S. EPA's Gene-Tox Program. *Mutat. Res.* 87: 143-188.
- Rabello, M.N., W. Becak, W.F. DeAlmeida, et al. 1975. Cytogenetic study on individuals occupationally exposed to DDT. *Mutat. Res.* 28: 449-454.
- Ray-Chaudhuri, R., M. Currens and P.T. Iype. 1982. Enhancement of sister- chromatid exchanges by tumor promoters. *Br. J. Cancer.* 45: 769-777.
- Robinson, J., A. Richardson, C.G. Hunter, A.N. Crabtree and H.S. Rees. 1965. Organo-chlorine insecticide content of human adipose tissue in south-eastern England. *Br. J. Ind. Med.* 22: 220-229.
- Rossi, L., M. Ravera, G. Repetti and L. Santi. 1977. Long-term administration of DDT or phenobarbital-Na in Wistar rats. *Int. J. Cancer.* 19: 179-185.
- Scribner, J.D. and N.K. Mottet. 1981. DDT acceleration of mammary gland tumors induced in the male Sprague-Dawley rat by 2-acetamidophenanthrene. *Carcinogenesis.* 2(12): 1235-1239.
- Shabad, L.M., T.S. Kolesnichenko and T.V. Nikonova. 1973. Transplacental and combined long-term effect of DDT in five generations of A-strain mice. *Int. J. Cancer.* 11: 688-693.
- Tarjan, R. and T. Kemeny. 1969. Multigeneration studies on DDT in mice. *Food Cosmet. Toxicol.* 7: 215-222.
- Terracini, B., M.C. Testa, J.R. Cabral and N. Day. 1973. The effects of long-term feeding of DDT to BALB/c mice. *Int. J. Cancer.* 11: 747-764.
- Thorpe, E. and A.I.T. Walker. 1973. The toxicology of dieldrin (HEOD). II. Comparative long-term oral toxicity studies in mice with dieldrin, DDT, phenobarbitone, beta-BHC and gamma-BHC. *Food Cosmet. Toxicol.* 11: 433-442.
- Tomatis, L. and V. Turusov. 1975. Studies on the carcinogenicity of DDT. *Gann Monograph Cancer Res.* 17: 219-241.
- Turusov, V.S., N.E. Day, L. Tomatis, E. Gati and R.T. Charles. 1973. Tumors in CF-1 mice exposed for six consecutive generations to DDT. *J. Natl. Cancer Inst.* 51: 983-998.
- U.S. EPA. 1985. The Carcinogenic Assessment Groups Calculation of the Carcinogenicity of Dicofol (Kelthane), DDT, DDE and DDD (TDE). Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Carcinogen Assessment Group, Washington, DC for the Hazard Evaluation Division, Office of Pesticide Programs, Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington, DC.
- Walker, A.I.T., E. Thorpe and D.E. Stevenson. 1973. The toxicology of dieldrin (HEOD). I. Long-term oral toxicity studies in mice. *Food Cosmet. Toxicol.* 11: 415-432.
- Wasserman, M., D.P. Nogueira, L. Tomatis, et al. 1976. Organochlorine compounds in neoplastic and adjacent apparently normal breast tissue. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 15(4): 478-484.

Fuentes: <http://www.epa.gov/iris/subst/0147.htm>

VI. TIPO DE POP: ALDRIN

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- $1.7E+1$ per (mg/kg)/day

Drinking Water Unit Risk -- $4.9E-4$ per (ug/L)

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- $4.9E-3$ per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

3. Carcinogenicity Assessment References

- Cleveland, F.P. 1966. A summary of work on aldrin and dieldrin toxicity at the Kettering Laboratory. Arch. Environ. Health. 13: 195.
- Davis, K.J. 1965. Pathology report on mice fed dieldrin, aldrin, heptachlor, or heptachlor epoxide for two years. Internal FDA memorandum to Dr. A.J. Lehrman, July 19.
- Davis, K.J. and O.G. Fitzhugh. 1962. Tumorigenic potential of aldrin and dieldrin for mice. Toxicol. Appl. Pharmacol. 4: 187-189.
- Ditraglia, D., D.P. Brown, T. Namekata and N. Iverson. 1981. Mortality study of workers employed at organochlorine pesticide manufacturing plants. Scand. J. Environ. Health. 7(suppl 4): 140-146.
- Epstein, S.S. 1975. The carcinogenicity of dieldrin. Part 1. Sci. Total Environ. 4: 1-52.
- Fahrig, R. 1974. Comparative mutagenicity with pesticides. IARC Publ. (U.N.) 10: 161-181.
- Georgian, L. 1975. The comparative cytogenic effects of aldrin and phosphamidon. Mutat. Res. 31: 103-108.
- NCI (National Cancer Institute). 1978. Bioassays of aldrin and dieldrin for possible carcinogenicity. DHEW Publication No. (NIH) 78-821. NCI Carcinogenesis Tech. Rep. Ser. No. 21. NCI-C6-TR-21.
- Probst, G.S., R.E. McMahon, L.W. Hill, D.Z. Thompson, J.K. Epp and S.B. Neal. 1981. Chemically-induced unscheduled DNA synthesis in primary rat hepatocyte cultures: A comparison with bacterial mutagenicity using 218 chemicals. Environ. Mutagen. 3: 11-32.
- Rocchi, P., P. Perocco, W. Alberghini, A. Fini and G. Prodi. 1980. Effect of pesticides on scheduled and unscheduled DNA synthesis of rat thymocytes and human lymphocytes. Arch. Toxicol. 45: 101-108.
- U.S. EPA. 1986. Carcinogenicity Assessment of Aldrin and Dieldrin. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Carcinogen Assessment Group, Washington, DC, for the Hazard Evaluation Division, Office of Pesticides and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, Washington, DC.
- Van Raalte, H.G.S. 1977. Human experience with dieldrin in perspective. Ecotoxicol. Environ. Safety. 1: 203-210.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0130.htm>

VII. TIPO DE POP: CHLORDANE

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- $3.5E-1$ per mg/(kg-day)

Drinking Water Unit Risk -- $1E-5$ per (ug/L)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Air Unit Risk -- $1E-4$ per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

3. Oral RfD (Reference Dose) References

- Adeshina, F. and E.L. Todd. 1991. Application of biological data in cancer risk estimations of chlordane and heptachlor. Regul. Toxicol. Pharmacol. 14: 59-77.
- Al-Hachim, G.M. and A. Al-Baker. 1973. Effects of chlordane on conditioned avoidance response, brain seizure threshold and open-field performance of prenatally-treated mice. Br. J. Pharmacol. 49: 480-483.
- Alvarez, W.C. and S. Hyman. 1953. Absence of toxic manifestations in workers exposed to chlordane. Arch. Ind. Hyg. Occup. Med. 8: 480-483.
- Barnett, J.B., D. Holcomb, J.H. Menna, and L.S.F. Soderberg. 1985a. The effect of prenatal chlordane exposure on specific anti-influenza cell-mediated immunity. Toxicol. Lett. 25(3): 229-238.
- Barnett, J.B., L.S.F. Soderberg, and J.H. Menna. 1985b. The effect of prenatal chlordane exposure on the delayed hypersensitivity response of BALB/C mice. Toxicol. Lett. 25(2): 173-183.
- Barnett, J.B., B.L. Blaylock, J. Gandy, J.H. Menna, R. Denton, and L.S. Soderberg. 1990a. Long-term alteration of adult bone marrow colony formation by prenatal chlordane exposure. Fundam. Appl. Toxicol. 14(4): 688-695.
- Barnett, J.B., B.L. Blaylock, J. Gandy, J.H. Menna, R. Denton, and L.S. Soderberg. 1990b. Alteration of fetal liver colony formation by prenatal chlordane exposure. Fundam. Appl. Toxicol. 15(4): 820-822.
- Cassidy, R. A., C.V. Vorhees, D. J. Minnema, and L. Hastings. 1994. The effects of chlordane exposure during pre- and postnatal periods at environmentally relevant levels on sex steroid-mediated behaviors and functions in the rat. Toxicol. Appl. Pharmacol. 126(2): 326-337.
- Dearth, M.A. and R. A. Hites. 1991. Complete analysis of technical chlordane using negative ionization mass spectrometry. Environ. Sci. Technol. 25(2): 245-254.
- Fleming, L. E. And W. Timmeny. 1993. Aplastic anemia and pesticides: An etiologic association? J. Occup. Med. 35:1,106-1,116.
- Fishbein, W. I., J. V. White, and H. J. Isaacs. 1964. Survey of workers exposed to chlordane. Ind. Med. Surg. 33:726-727.
- Grutsch, J.F. and A. Khasawinah. 1991. Signs and mechanisms of chlordane intoxication. Biomed. Environ. Sci. 4(3): 317-326.
- ICF-Clement. 1987. Pathology peer review of chlordane in F344 rats. Pathology review participants: Goodman, D.G., A.W. Mackin, R.R. Maronpot, J.A. Popp, R.A. Squire, J.M. Ward, and M.R. Anver.
- Infante, P., S.S. Epstein, and W.A. Newton, Jr. 1978. Blood dyscrasias and childhood tumors and exposure to chlordane and heptachlor. Scand. J. Work Environ. Health 4: 137-150.
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1973. Eighteen-month oral carcinogenic study of chlordane in mice. Unpublished report to Velsicol Chemical Corporation. MRID No. 00067568. Available from the U. S. Environmental Protection Agency.
- Khasawinah, A. 1989. Chlordane residues in rat and monkey tissues following subchronic inhalation exposure to technical chlordane. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43: 459-466.

- Khasawinah, A.M. and J.F. Grutsch. 1989a. Chlordane: 24-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10: 244-254.
- Khasawinah, A.M. and J. Grutsch. 1989b. Chlordane: thirty-month tumorigenicity and chronic toxicity test in rats. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10(2): 95-109.
- Kilburn, K.H. and J.C. Thornton. 1995. Protracted neurotoxicity from chlordane sprayed to kill termites. *Environ. Health Perspect.* 103(7-8): 690-694.
- Mussalo-Rauhamaa, H. 1991. Partitioning and levels of neutral organochlorine compounds in human serum, blood cells, and adipose and liver tissue. *Sci. Total Environ.* 103: 159-175.
- NCI (National Cancer Institute). 1977. Bioassay of chlordane for possible carcinogenicity. Technical Report Series No. 8. U.S. Department of Health, Education and Welfare; National Institutes of Health. PB 271 977.
- Nomeir, A.A. and N.P. Hajjar. 1987. Metabolism of chlordane in mammals. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 100: 1-22.
- Rani, B.E., N.G. Karanth, and M.K. Krishnakumari. 1992. Accumulation and embryotoxicity of the insecticide heptachlor in the albino rat. *J. Environ. Biol.* 13(2): 95-100.
- Satoh, A. and H. Kikawa. 1992. Metabolic fate of cis- and trans-chlordane in mice. *Nippon Eiseigaku Zasshi* 47(4): 818-825.
- Sipes, I.G. and A.J. Gandolfi. 1991. Biotransformation of toxicants. In: Casarett and Doull's Toxicology, 4th Ed. (Klassen, C.D., M.O. Amdur, and J. Doull, eds.). McGraw-Hill; pp. 88-126.
- Solleveld, S.P., J.K. Haseman, and E.E. McConnell. 1984. Natural history of body weight gain, survival and neoplasia in the F344 rat. *J. Natl. Cancer Inst.* 72: 929-940.
- Spyker-Cranmer, J.M., J.B. Barnett, D.L. Avery, and M.F. Cranmer. 1982. Immunoteratology of chlordane: Cell-mediated and humoral immune responses in adult mice exposed in utero. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 62(3): 402-408.
- Stromberg, P.C. and L.M. Vogtsberger. 1983. Pathology of the mononuclear cell leukemia of Fischer rats. I. Morphologic studies. *Vet. Pathol.* 20: 698-708.
- Taguchi, S. and T. Yakushiji. 1988. Influence of termite treatment in the home on the chlordane concentration in human milk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 65-72.
- U. S. EPA. 1979. Acceptable Common Names and Chemical Names for the Ingredient Statement on Pesticide Labels. EPA 540/9-77-017. Washington, DC: Office of Pesticide Programs.
- U.S. EPA 1986. Carcinogenicity Assessment of Chlordane and Heptachlor/Heptachlor Epoxide. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment. NTIS, PB87-208757.
- U.S. EPA. 1997. Toxicological Review of Chlordane. Available online from: <http://www.epa.gov/iris>.
- Velsicol Chemical Corporation. 1983. Twenty-four month chronic toxicity and tumorigenicity test in mice by chlordane technical. Unpublished study by Research Institute for Animal Science in Biochemistry and Toxicology, Japan. MRID No. 00144312, 00132566. Available from U. S. Environmental Protection Agency.

4. Inhalation RfC References

- Adeshina, F. and E.L. Todd. 1991. Application of biological data in cancer risk estimations of chlordane and heptachlor. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 14: 59-77.
- Al-Hachim, G.M. and A. Al-Baker. 1973. Effects of chlordane on conditioned avoidance response, brain seizure threshold and open-field performance of prenatally-treated mice. *Br. J. Pharmacol.* 49: 480-483.
- Alvarez, W.C. and S. Hyman. 1953. Absence of toxic manifestations in workers exposed to chlordane. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.* 8: 480-483.
- Barnett, J.B., D. Holcomb, J.H. Menna, and L.S.F. Soderberg. 1985. The effect of prenatal chlordane exposure on specific anti-influenza cell-mediated immunity. *Toxicol. Lett.* 25(3): 229-238.
- Barnett, J.B., B.L. Blaylock, J. Gandy, J.H. Menna, R. Denton, and L.S. Soderberg. 1990a. Long-term alteration of adult bone marrow colony formation by prenatal chlordane exposure. *Fundam. Appl. Toxicol.* 14(4): 688-695.
- Barnett, J.B., B.L. Blaylock, J. Gandy, J.H. Menna, R. Denton, and L.S. Soderberg. 1990b. Alteration of fetal liver colony formation by prenatal chlordane exposure. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15(4): 820-822.
- Cassidy, R.A., C.V. Vorhees, D.J. Minnema, and L. Hastings. 1994. The effects of chlordane exposure during pre- and postnatal periods at environmentally relevant levels on sex steroid-mediated behaviors and functions in the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 126(2): 326-337.
- Dearth, M.A. and R.A. Hites. 1991. Complete analysis of technical chlordane using negative ionization mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 25(2): 245-254.
- Fleming, L.E. and W. Timmeny. 1993. Aplastic anemia and pesticides: An etiologic association? *J. Occup. Med.* 35: 1106-1116.
- Fishbein, W.I., J.V. White, and H.J. Isaacs. 1964. Survey of workers exposed to chlordane. *Ind. Med. Surg.* 33: 726-727.
- Grutsch, J.F. and A. Khasawinah. 1991. Signs and mechanisms of chlordane intoxication. *Biomed. Environ. Sci.* 4(3): 317-326.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1991. Monographs, Volume 53. pp. 115-175.
- Infante, P., S.S. Epstein, and W.A. Newton, Jr. 1978. Blood dyscrasias and childhood tumors and exposure to chlordane and heptachlor. *Scand. J. Work Environ. Health* 4: 137-150.
- Kaneko, J.J. 1989. Serum proteins and the dysproteinemias. In: *Clinical Biochemistry of Domestic Animals*, 4th Ed. (Kaneko, J.J., ed.). New York, NY: Academic Press; pp. 142-165.
- Khasawinah, A. 1989. Chlordane residues in rat and monkey tissues following subchronic inhalation exposure to technical chlordane. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 459-466.
- Khasawinah, A.M. and J.F. Grutsch. 1989. Chlordane: 24-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10: 244-254.
- Khasawinah, A., C. Hardy, and G. Clark. 1989a. Comparative inhalation toxicity of technical chlordane in rats and monkeys. *J. Toxicol. Environ. Health* 28(3): 327-347. (The 90-day rat study.)
- Khasawinah, A., C. Hardy, and G. Clark. 1989b. Comparative inhalation toxicity of technical chlordane in rats and monkeys. *J. Toxicol. Environ. Health* 28(3): 327-347. (The 28-day rat study.)
- Kilburn, K.H. and J.C. Thornton. 1995. Protracted neurotoxicity from chlordane sprayed to kill termites. *Environ. Health Perspect.* 103(7-8): 690-694.
- Mussalo-Rauhamaa, H. 1991. Partitioning and levels of neutral organochlorine compounds in human serum, blood cells, and adipose and liver tissue. *Sci. Total Environ.* 103: 159-175.
- NCI (National Cancer Institute). 1977. Bioassay of chlordane for possible carcinogenicity. Technical Report Series No. 8. U.S. Department of Health, Education and Welfare, National Institutes of Health PB 271 977.
- Nomeir, A.A. and N.P. Hajjar. 1987. Metabolism of chlordane in mammals. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 100: 1-22.
- Rani, B.E., N.G. Karanth, and M.K. Krishnakumari. 1992. Accumulation and embryotoxicity of the insecticide heptachlor in the albino rat. *J. Environ. Biol.* 13(2): 95-100.
- Satoh, A. and H. Kikawa. 1992. Metabolic fate of cis- and trans-chlordane in mice. *Nippon Eiseigaku Zasshi* 47(4): 818-825.

- Spyker-Cranmer, J.M., J.B. Barnett, D.L. Avery, and M.F. Cranmer. 1982. Immunotoxicology of chlordane: Cell-mediated and humoral immune responses in adult mice exposed in utero. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 62(3): 402-408.
- Taguchi, S. and T. Yakushiji. 1988. Influence of termite treatment in the home on the chlordane concentration in human milk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 65-72.
- U.S. EPA. 1979. Acceptable Common Names and Chemical Names for the Ingredient Statement on Pesticide Labels. EPA 540/9-77-017. Washington, DC: Office of Pesticide Programs.
- U.S. EPA. 1986. Carcinogenicity Assessment of Chlordane and Heptachlor/Heptachlor Epoxide. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment. NTIS, PB87-208757.
- U.S. EPA. 1994. Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry. EPA/600/8-90/066F, October.
- U.S.EPA. 1997. Toxicological Review of Chlordane. Available online from: <http://www.epa.gov/iris>.

5. Carcinogenicity Assessment References

- Ahmed, F.E., N.J. Lewis, and R.W. Hart. 1977. Pesticide induced ouabain resistant mutants in Chinese hamster V79 cells. *Chem. Biol. Interact.* 19: 369-374.
- Barrass, N., M. Stewart, S. Warburton, J. Aitchison, D. Jackson, P. Wadsworth, A. Marsden, and T. Orton. 1993. Cell proliferation in the liver and thyroid of C57B1/10J mice after dietary administration of chlordane. *Environ. Health Perspect.* 101(suppl. 5): 219-224.
- Bessi, H., C. Rast, B. Rether, G. Nguyen-Ba, and P. Vasseur. 1995. Synergistic effects of chlordane and TPA in multistage morphological transformation of SHE cells. *Carcinogenesis* 16: 237-244.
- Blair, A., D.J. Grauman, J.H. Lubin, and J.F. Fraumeni. 1983. Lung cancer and other causes of death among licensed pesticide applicators. *J. Natl. Cancer Inst.* 71: 31-37.
- Brimfield, A.A. and J.C. Street. 1981. Microsomal activation of chlordane isomers to derivatives that irreversibly interact with cellular macromolecules. *J. Toxicol. Environ. Health* 7: 193-206.
- Brown, D.P. 1992. Mortality of workers employed at organochlorine pesticide manufacturing plants - an update. *Scand. J. Work Environ. Health* 18: 155-161.
- Brown, L.M., A. Blair, R. Gibson, G.D. Everett, K.P. Cantor, M. Schuman, L.F. Burmeister, S.F. Van Lier, and F. Dick. 1990. Pesticide exposures and other agricultural risk factors for leukemia among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res.* 50: 6,585-6,591.
- Brown, L.M., L.F. Burmeister, G.D. Everett, and A. Blair. 1993. Pesticide exposures and multiple myeloma in Iowa men. *Cancer Causes Control* 4: 153-156.
- Caldwell, G.G., S.B. Cannon, C.B. Pratt, and R.D. Arthur. 1981. Serum pesticide levels in patients with childhood colorectal carcinoma. *Cancer* 48: 774-778.
- Cantor, K.P., A. Blair, G. Everett, R. Gibson, L.F. Burmeister, L.M. Brown, L. Schuman, and F.R. Dick. 1992. Pesticides and other agricultural risk factors for Non-Hodgkin's lymphoma among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res.* 52: 2,447-2,455.
- Chuang, L.F., Y. Liu, K. Killiam, and R.Y. Chuang. 1992. Modulation by insecticides heptachlor and chlordane of the cell-mediated immune proliferative responses of rhesus monkeys. *In Vivo* 6: 29-32.
- Ditraglia, D., D.P. Brown, N. Namekata, and N. Iverson. 1981. Mortality study of workers employed at organochlorine manufacturing plants. *Scand. J. Work Environ. Health* 7(suppl.): 140-146.
- Epstein, S.S. and Ozonoff, D. 1987. Leukemias and blood dyscrasias following exposure to chlordane and heptachlor. *Teratog. Carcinogen. Mutagen.* 7(6): 527-540.
- Falck, F., A. Ricci, M.S. Wolff, J. Godbold, and P. Deckers. 1992. Pesticides and polychlorinated biphenyl residues in human breast lipids and their relation to breast cancer. *Arch. Environ. Health* 47: 143-146.
- Hassoun, E., M. Bagchi, D. Bagchi, and S.J. Stohs. 1993. Comparative studies on lipid peroxidation and DNA-single strand breaks induced by lindane, DDT, chlordane and endrin in rats. *Comp. Biochem. Physiol.* 104C: 427-431.
- ICF-Clement. 1987. Pathology peer review of chlordane in F344 rats. Pathology review participants: Goodman, D.G., A.W. Mackin, R.R. Maronpot, J.A. Popp, R.A. Squire, J.M. Ward, and M.R. Anver.

- Infante, P.F. and C. Freeman. 1987. Cancer mortality among workers exposed to chlordane. *J. Occup. Med.* 29(11): 908-909. Infante, P., S.S. Epstein, and W.A. Newton, Jr. 1978. Blood dyscrasias and childhood tumors and exposure to chlordane and heptachlor. *Scand. J. Work Environ. Health* 4: 137-150.
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1973. Eighteen-month oral carcinogenic study of chlordane in mice. Unpublished report to Velsicol Chemical Corporation. MRID No. 00067568. Available from U.S. Environmental Protection Agency.
- Jackson, M.A., H.F. Stack, and M.D. Waters. 1993. The genetic toxicology of putative nongenotoxic carcinogens. *Mutat. Res.* 296: 241-277.
- Johnson, K.W., N.E. Kaminski, and A. Munson. 1987. Direct suppression of cultured spleen cell responses by chlordane and the basis for differential effects on in vitro immunocompetence. *J. Toxicol. Environ. Health* 22 (4): 497-515.
- Khasawinah, A.M. and J.F. Grutsch. 1989a. Chlordane: 24-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10: 244-254.
- Khasawinah, A.M. and J.F. Grutsch. 1989b. Chlordane: thirty-month tumorigenicity and chronic toxicity test in mice. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10(2): 95-109.
- MacMahon, B., R.R. Monson, H.H. Wang, and T. Zheng. 1988. A second follow-up of mortality in a cohort of pesticide applicators. *J. Occup. Med.* 30: 429-432.
- Malarkey, D.E., T.R. Devereux, G.E. Dinse, P.C. Mann, and R.R. Maronpot. 1995. Hepatocarcinogenicity of chlordane in B6C3F1 and B6D2F1 male mice: evidence for regression in B6C3F1 mice and carcinogenesis independent of ras proto-oncogene activation. *Carcinogenesis* 16: 2,617-2,625.
- McGregor, D.B., A. Brown, P. Cattnach, I. Edwards, D. McBride, C. Riach, and W.J. Caspary. 1988. Responses of the L5178Ytk+/tk- mouse lymphoma cell forward mutation assay, III. 72 coded chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.* 12: 85-154.
- Moser, G.J. and R.C. Smart. 1989. Hepatic tumor-promoting chlorinated hydrocarbons stimulate protein kinase C activity. *Carcinogenesis* 10: 851-856.
- NCI (National Cancer Institute). 1977. Bioassay of chlordane for possible carcinogenicity. Technical Report Series No. 8. U.S. Department of Health, Education and Welfare; National Institutes of Health. PB 271 977.
- Pesatori, A.C., J.M. Sonntag, J.H. Lubin, D. Consonni, and A. Blair. 1994. Cohort mortality and nested case-control study of lung cancer among structural pest control workers in Florida (United States). *Cancer Causes Control* 5: 310-318.
- Ruch, R.J., R. Fransson, S. Flodstrom, L. Warngard, and J.E. Klaunig. 1990. Inhibition of hepatocyte gap junctional intercellular communication by endosulfan, chlordane and heptachlor. *Carcinogenesis* 11: 1,097-1,101.
- Schop, R.N., M.H. Hardy, and M.T. Goldberg. 1990. Comparison of the activity of topically applied pesticides and the herbicide 2,4-D in two short-term in vivo assays of genotoxicity in the mouse. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15: 666-675.
- Shindell, S. and S. Ulrich. 1986. Mortality of workers employed in the manufacture of chlordane: an update. *J. Occup. Med.* 28: 497-501.
- Sobti, R.C., A. Krishan, and J. Davies. 1983. Cytokinetic and cytogenetic effect of agricultural chemicals on human lymphoid cells in vitro. *Arch. Toxicol.* 52: 221-231.
- Solleveld, S.P., J.K. Haseman, and E.E. McConnell. 1984. Natural history of body weight gain, survival and neoplasia in the F344 rat. *J. Natl. Cancer Inst.* 72: 929-940.
- Stromberg, P.C. and L.M. Vogtsberger. 1983. Pathology of the mononuclear cell leukemia of Fischer rats. I. Morphologic studies. *Vet. Pathol.* 20: 698-708.
- Telang, S., C. Tong, and G.M. Williams. 1982. Epigenetic membrane effects of a possible tumor promoting type on cultured liver cells by the non-genotoxic organochlorine pesticides chlordane and heptachlor. *Carcinogenesis* 3: 1,175-1,178.
- Teufel, M., K.H. Niessen, J. Sartoris, W. Brands, H. Lochbühler, K. Waag, P. Schweizer, and G.V. Oelsnitz. 1990. Chlorinated hydrocarbons in fat tissue: Analyses of residues in healthy children, tumor patients and malformed children. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 646-652.
- U.S. EPA. 1986. Carcinogenicity Assessment of Chlordane and Heptachlor/Heptachlor Epoxide. Washington, DC: Office of Health and Environmental Assessment. NTIS, PB87-208757.

- U.S. EPA. 1988. Review of Pathology Working Group Slide Reevaluation of Livers of Rats in a 30-Month Oral Exposure to Chlordane. Office of Pesticides and Toxic Substances. Memorandum from Henry Spencer to George LaRocca, March, 14.
- U.S. EPA. 1996. (new proposed) Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, 1996. (These guidelines are currently only available as a draft.)
- U.S. EPA. 1997. Toxicological Review of Chlordane. Available online from: <http://www.epa.gov/iris>.
- Velsicol Chemical Corporation. 1983. Thirty-month chronic toxicity and tumorigenicity test in rats by chlordane technical. Unpublished study by Research Institute for Animal Science in Biochemistry and Toxicology, Japan. MRID No. 00138591, 00144313. Available from U.S. Environmental Protection Agency.
- Wang, H.H. and B. MacMahon. 1979. Mortality of pesticide applicators. J.Occup. Med. 21: 741-744.
- Woods, J.S., L. Polissar, R.K. Severson, L.S. Heuser, and B.G. Kulander. 1987. Soft tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma in relation to phenoxyherbicide and chlorinated phenol exposure in western Washington. J. Natl. Cancer Inst. 78(5): 899-910.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0142.htm>

VIII. TIPO DE POP: DIELDRIN

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- 1.6×10^1 per (mg/kg) day

Drinking Water Unit Risk -- 4.6×10^{-4} per (ug/L)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- 4.6×10^{-3} per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

3. Oral RfD References

- Chernoff, N., R.J. Kavlock, J.R. Kathrein, J.M. Dunn and J.K. Haseman. 1975. Prenatal effects of dieldrin and photodieldrin in mice and rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 31: 302-308.
- Fitzhugh, O.G., A.A. Nelson and M.L. Quaife. 1964. Chronic oral toxicity of aldrin and dieldrin in rats and dogs. *Food Cosmet. Toxicol.* 2: 551-562.
- U.S. EPA. 1987. Dieldrin: Health Advisory. Office of Drinking Water, Washington, DC. NTIS PB 88-113543/AS.
- Walker, A.I.T., D.E. Stevenson, J. Robinson, E. Thorpe and M. Roberts. 1969. The toxicology and pharmacodynamics of dieldrin (HEOD): Two-year oral exposures of rats and dogs. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 15: 345-373.
- Walker, A.I.T., E. Thorpe and D.E. Stevenson. 1972. The toxicology of dieldrin (HEOD). I. Long-term oral toxicity studies in mice. *Food Cosmet. Toxicol.* 11: 415-432.

4. Carcinogenicity Assessment References

- Ahmed, F.E., R.W. Hart and N.J. Lewis. 1977. Pesticide induced DNA damage and its repair in cultured human cells. *Mutat. Res.* 42: 161-174.
- Bidwell, K., E. Weber, I. Neinholt, T. Connor and M.S. Legator. 1975. Comprehensive evaluation for mutagenic activity of dieldrin. *Mutat. Res.* 31: 314. (Abstract)
- Davis, K.J. 1965. Pathology report on mice fed aldrin, dieldrin, heptachlor or heptachlor epoxide for two years. Internal FDA memorandum to Dr. A.J. Lehman. July 19. (Cited in: U.S. EPA, 1986)
- Davis, K.J. and O.G. Fitzhugh. 1962. Tumorigenic potential of aldrin and dieldrin for mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 4: 187-189.
- Deichmann, W.B., W.E. MacDonald, E. Blum, et al. 1970. Tumorigenicity of aldrin, dieldrin and endrin in the albino rat. *Ind. Med. Surg.* 39: 426-434.
- Ditraglia, D., D.P. Brown, T. Namekata and M. Iverson. 1981. Mortality study of workers employed at organochlorine pesticide manufacturing plants. *Scand. J. Work. Env. Health.* 7 (Suppl. 4): 140-146.
- Epstein, S.S. 1975a. The carcinogenicity of dieldrin. Part 1. *Sci. Total Environ.* 4: 1-52.
- Epstein, S.S. 1975b. The carcinogenicity of dieldrin. Part 2. *Sci. Total Environ.* 4: 205-217.
- Epstein, S.S. 1976. Case study 5: Aldrin and dieldrin suspension based on experimental evidence and evaluation and societal needs. *Ann. NY. Acad. Sci.* 271: 187-195.
- Fahrig, R. 1974. Comparative mutagenicity studies with pesticides. IARC Scientific Press No. 10.
- Fitzhugh, O.G., A.A. Nelson and M.L. Quaife. 1964. Chronic oral toxicity of aldrin and dieldrin in rats and dogs. *Food Cosmet. Toxicol.* 2: 551-562.
- Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck and E. Zeigler. 1983. Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ. Mutag.* 5(Suppl. 1): 1-142.
- Majumdar, S.K., H.A. Kopelman and M.J. Schnitman. 1976. Dieldrin-induced chromosome damage in mouse bone-marrow and WI-38 human lung cells. *J. Hered.* 67: 303-307.

- Majumdar, S.K., L.G. Maharam and G.A. Viglianti. 1977. Mutagenicity of dieldrin in the Salmonella-microsome test. *J. Hered.* 68: 184-185.
- Markaryan, D.S. 1966. Cytogenic effect of some chlorinated insecticides on mouse bone-marrow cell nuclei. *Soviet Genetics*. 2(1): 80-82.
- Marshall, T.C., H.W. Dorrough and H.E. Swim. 1976. Screening of pesticides for mutagenic potential using Salmonella typhimurium mutants. *J. Agric. Chem.* 24: 560-563.
- Meierhenry, E.F., B.H. Reuber, M.E. Gershwin, L.S. Hsieh and S.W. French. 1983. Dieldrin-induced Mallory bodies in hepatic tumors of mice of different strains. *Hepatology*. 3: 90-95.
- NCI (National Cancer Institute). 1978a. Bioassays of aldrin and dieldrin for possible carcinogenicity. DHEW Publication No. (NIH) 78-821. National Cancer Institute Carcinogenesis Technical Report Series, No. 21. NCI-CG-TR-21.
- NCI (National Cancer Institute). 1978b. Bioassays of aldrin and dieldrin for possible carcinogenicity. DHEW Publication No. (NIH) 78-822. National Cancer Institute Carcinogenesis Technical Report Series, No. 22. NCI-CG-TR-22.
- Probst, G.S., R.E. McMahon, L.W. Hill, D.Z. Thompson, J.K. Epp and S.B. Neal. 1981. Chemically induced unscheduled DNA synthesis in primary rat hepatocyte cultures: A comparison with bacterial mutagenicity using 218 chemicals. *Environ. Mutagen.* 3: 11-32.
- Reuber, M.D. 1974. Exhibit 42. Testimony at hearings on aldrin/dieldrin. (Cited in: Epstein, 1975a)
- Rocchi, P., P. Perocco, W. Alberghini, A. Fini and G. Prodi. 1980. Effect of pesticides on scheduled and unscheduled DNA synthesis of rat thymocytes and human lymphocytes. *Arch. Toxicol.* 45: 101-108.
- Shirasu, Y., M. Moriya, K. Kato, A. Furuhashi and T. Kada. 1976. Mutagenicity screening of pesticides in the microbial system. *Mutat. Res.* 40(1): 19-30.
- Song, J. and W.E. Harville. 1964. Carcinogenicity of aldrin and dieldrin in mouse and rat liver. *Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol.* 23: 336.
- Tennekkes, H.A., A.S. Wright, K.M. Dix and J.H. Koeman. 1981. Effects of dieldrin, diet, and bedding on enzyme function and tumor incidence in livers of male CF-1 mice. *Cancer Res.* 41: 3615-3620.
- Thorpe, E. and A.I.T. Walker. 1973. The toxicology of dieldrin (HEOD). Part II. Comparative long-term oral toxicology studies in mice with dieldrin, DDT, phenobarbitone, beta-BHC and gamma-BHC. *Food Cosmet. Toxicol.* 11: 433-441.
- Treon, J.F. and F.P. Cleveland. 1955. Toxicity of certain chlorinated hydrocarbon insecticides for laboratory animals, with special reference to aldrin and dieldrin. *Agric. Food Chem.* 3: 402-408.
- Trepanier, G., F. Marchessault, J. Bansal and A. Chagon. 1977. Cytological effects of insecticides on human lymphoblastoid cell line. *In Vitro*. 13: 201.
- U.S. EPA. 1986. Carcinogenicity Assessment of Aldrin and Dieldrin. Prepared by Carcinogen Assessment Group, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC for Hazard Evaluation Division, Office of Pesticide Programs, Office of Pesticides and Toxic Substances. OHEA-C-205.
- Van Raalte, H.G.S. 1977. Human experience with dieldrin in perspective. *Ecotox. Environ. Saf.* 1: 203-210.
- Wade, M.J., J.W. Moyer and C.H. Hine. 1979. Mutagenic action of a series of epoxides. *Mutat. Res.* 66(4): 367-371.
- Walker, A.I.T., D.E. Stevenson, J. Robinson, E. Thorpe and M. Roberts. 1969. The toxicology and pharmacodynamics of dieldrin (HEOD): Two year oral exposures of rats and dogs. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 15: 345-373.
- Walker, A.I.T., E. Thorpe and D.E. Stevenson. 1972. The toxicology of dieldrin (HEOD). I. Long-term oral toxicity studies in mice. *Food Cosmet. Toxicol.* 11: 415-432.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0225.htm>

XI. TIPO DE POP: ENDRIN

1. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Oral RfD (Reference Dose) Summary

Mild histological lesions in liver, Occasional convulsions -- 3E-4 mg/kg/day

Source: Velsicol Chemical Corporation. 1969. MRID. No. 00030198. Available from EPA. Write FOI, EPA, Washington, DC. 20460.

* Conversion Factors: 1 ppm = 0.025 mg/kg/day (assumed dog food consumption)

2. Oral RfD References

- Treon, J.F., F.P. Cleveland and J. Cappel. 1955. Toxicity of endrin for laboratory animals. *Agric. Food Chem.* 3(10): 842-848.
- U.S. EPA. 1987. Health Effects Assessment for Endrin. Final Draft. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH. ECAO-CIN-H089.
- U.S. EPA. 1985. Drinking Water Criteria Document for Endrin. Final Draft. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH. NTIS PB86- 117967.
- Velsicol Chemical Corporation. 1969. MRID. No. 00030198. Available from EPA. Write FOI, EPA, Washington, DC. 20460.

3. Carcinogenicity Assessment References

- Albert, R. 1977. Memorandum to Kyle Barbehenn, Endrin Project Manager, Office of Special Pesticide Review. Carcinogen Assessment Group, Washington, DC. June 20.
- Bierbower, G.W. 1965. Final report on pathological study of rats fed endrin or dieldrin. Prepared as a memo to A.J. Lehman. Food and Drug Administration. (Cited in: Reuber, 1978)
- Deichmann, W.B., W.E. MacDonald, E. Blum, et al. 1970. Tumorigenicity of aldrin, dieldrin and endrin in the albino rat. *Ind. Med.* 39: 426-434.
- Ditraglia, D., D.P. Brown, T. Namekata and N. Iverson. 1981. Mortality study of workers employed at organochlorine pesticide manufacturing plants. *Scand. J. Work Environ. Health.* 7: 140-146.
- Glatt, H., R. Jung and F. Oesch. 1983. Bacterial mutagenicity investigation of epoxides: Drugs, drug metabolites, steroids and pesticides. *Mutat. Res.* 11: 99-118.
- Maslansky, C.J. and G.M. Williams. 1981. Evidence for an epigenetic mode of action in organochlorine pesticide hepatocarcinogenicity: A lack of genotoxicity in rat, mouse, and hamster hepatocytes. *J. Toxicol. Environ. Health.* 8: 121-130.
- Moriya, M., T. Ohta, K. Watanabe, T. Miyazawa, K. Kato and Y. Shirasu. 1983. Further mutagenicity studies on pesticides in bacterial reversion assay systems. *Mutat. Res.* 116: 185-216.
- NCI (National Cancer Institute). 1979. Bioassay of endrin for possible carcinogenicity. Carcinogenesis Technical Report Series 12, NCR-CG-TR-12. Publ. No. (NIH) 79-812.
- Probst, G.S., K.E. McMahon, L.E. Hill, et al. 1981. Chemically-induced unscheduled DNA synthesis in primary rat hepatocyte cultures: A comparison with bacterial mutagenicity using 218 compounds. *Environ. Mutagen.* 3: 11-32.
- Reuber, M.D. 1978. Carcinomas, sarcomas and other lesions in Osborne-Mendel rats ingesting endrin. *Exp. Cell. Biol.* 46: 129-145.
- Reuber, M.D. 1979. Carcinogenicity of endrin. *Sci. Total Environ.* 12: 101-135.
- Sobti, R.C., A. Krishan and J. Davies. 1983. Cytokinetic and cytogenetic effect of agricultural chemicals on human lymphoid cells in vitro. II. Organochlorine pesticides. *Arch. Toxicol.* 52: 221-231.
- Treon, J.F., F.P. Cleveland and J. Cappel. 1955. Toxicity of endrin for laboratory animals. *J. Agric. Food Chem.* 3: 842-848.

- U.S. EPA. 1987a. Drinking Water Criteria Document for Endrin. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC. (External Review Draft)
- U.S. EPA. 1987b. Health Effects Assessment for Endrin. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. (Final Draft)
- Witherup, S., K.L. Stemmer, P. Taylor and P. Bietsch. 1970. The incidence of neoplasms in two strains of mice sustained on diets containing endrin. Kettering Lab., Univ. Cincinnati, Cincinnati, OH.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0363.htm>

X. TIPO DE POP: HEPTACHLOR

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- $4.5E+0$ per (mg/kg)/day

Drinking Water Unit Risk -- $1.3E-4$ per (ug/L)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- $1.3E-3$ per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- Linearized multistage procedure, extra risk

3. Oral RfD References

- Velsicol Chemical Corporation. 1955a. MRID No. 00062599. Available from EPA. Write to FOI, EPA, Washington, DC 20460.
- Velsicol Chemical Corporation. 1955b. MRID No. 00062599. Available from EPA. Write to FOI, EPA, Washington, DC 20460.
- Velsicol Chemical Corporation. 1964. MRID No. 00086210. Available from EPA. Write to FOI, EPA, Washington, DC 20460.
- Velsicol Chemical Corporation. 1967. MRID No. 00147058. Available from EPA. Write to FOI, EPA, Washington, DC 20460.

•

4. Carcinogenicity Assessment References

- Davis, K. 1965. Pathology Report on Mice Fed Aldrin, Dieldrin, Heptachlor and Heptachlor Epoxide for Two Years. Internal FDA memorandum to Dr. A.J. Lehman, July 19.
- Epstein, S.S. 1976. Carcinogenicity of heptachlor and chlordane. Sci. Total Environ. 6: 103-154.
- NCI (National Cancer Institute). 1977. Bioassay of Heptachlor for Possible Carcinogenicity. NCI Carcinogenesis Tech. Rep. Ser. No. 9. (Also published as DHEW Publication No. [NIH] 77-809).
- Reuber, M.D. 1977. Histopathology of Carcinomas of the Liver in Mice Ingesting Heptachlor or Heptachlor Epoxide. Exp. Cell Biol. 45: 147-157.
- U.S. EPA. 1986. Carcinogenicity Assessment of Chlordane and Hepta- chlor/Heptachlor Epoxide. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Carcinogen Assessment Group, Washington, DC. OHEA-C-204.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0243.htm>

XI. TIPO DE POP: MIREX

1. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Oral RfD Summary

Liver cytomegaly, fatty metamorphosis, angiectasis; thyroid cystic follicles -- 2E-4 mg/kg/day

Source: NTP (National Toxicology Program). 1990. Toxicology and Carcinogenesis Studies of MIREX (CAS No. 2385-85-5) in F344/N Rats (Feed Studies). NTP TR 313.

2. Oral RfD References

- Byard, J.L., U.C.H. Koepke, R. Abraham, L. Goldberg and F. Coulston. 1975. Biochemical changes in the liver of mice fed mirex. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 33: 70-77.
- Chernoff, N., J.T. Stevens and E.H. Rogers. 1979a. Perinatal toxicology of mirex administered in the diet: I. Viability, growth, cataractogenicity and tissue levels. *Toxicol. Lett.* 4: 263-268.
- Chernoff, N., R.E. Linder, T.M. Scotti, E.H. Rogers, B.D. Carver and R.J. Kavlock. 1979b. Fetotoxicity and cataractogenicity of mirex in rats and mice with notes on kepone. *Environ. Res.* 18: 257-269.
- Chernoff, N. and R.J. Kavlock. 1982. An in vivo teratology screen utilizing pregnant mice. *J. Toxicol. Environ. Health.* 10: 541-550.
- Chu, I., D.C. Villeneuve, B.L. MacDonald, V.E. Secours and V.E. Valli. 1981a. Reversibility of the toxicological changes induced by photomirex and mirex. *Toxicology.* 21: 235-250.
- Chu, I., D.C. Villeneuve, V.E. Secours, V.E. Valli and G.C. Becking. 1981b. Effects of photomirex and mirex on reproduction in the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 60: 549-556.
- Fulfs, J., R. Abraham, B. Drobeck, K. Pittman and F. Coulston. 1977. Species differences in the hepatic response to mirex: Ultrastructural and histochemical studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 1: 327-342.
- Gaines, T.B. and R.D. Kimbrough. 1970. Oral toxicity of mirex in adult and suckling rats. *Arch. Environ. Health.* 21: 7-14.
- Grabowski, C.T. 1983. The electrocardiogram of fetal and newborn rats and dysrhythmias induced by toxic exposure. In: *Abnormal Functional Development of the Heart, Lungs and Kidneys: Approaches to Functional Teratology.* Alan R. Liss, Inc., NY. p. 185-206.
- Grabowski, C.T. and D.B. Payne. 1980. An electrocardiographic study of cardiovascular problems in mirex-fed rat fetuses. *Teratology.* 22: 167-177.
- Grabowski, C.T. and D.B. Payne. 1983a. The causes of perinatal death induced by prenatal exposure of rats to the pesticide, mirex. Part I: Pre-parturition observations of the cardiovascular system. *Teratology.* 27: 7-11.
- Grabowski, C.T. and D.B. Payne. 1983b. The causes of perinatal death induced by prenatal exposure of rats to the pesticide, mirex. Part II. Postnatal observations. *J. Toxicol. Environ. Health.* 11: 301-315.
- Kavlock, R.J., N. Chernoff, E. Rogers et al. 1982. An analysis of fetotoxicity using biochemical endpoints of organ differentiation. *Teratology.* 26: 183-194.
- Khera, K.S., D.C. Villeneuve, G. Terry, L. Panopio, L. Nash and G. Trivett. 1976. Mirex: A teratogenicity, dominant lethal and tissue distribution study in rats. *Food Cosmet. Toxicol.* 14: 25-29.
- Larson, P.S., J.L. Egle, Jr., G.R. Hennigar and J.F. Borzelleca. 1979. Acute and subchronic toxicity of mirex in the rat, dog and rabbit. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 49: 271-277.
- NTP (National Toxicology Program). 1990. Toxicology and Carcinogenesis Studies of MIREX (CAS No. 2385-85-5) in F344/N Rats (Feed Studies). NTP TR 313.
- Scotti, T.M., N. Chernoff, R. Linder and W.K. McElroy. 1981. Histopathologic lens changes in mirex-exposed rats. *Toxicol. Lett.* 9: 289-294.
- Shannon, V.C. 1976. The effects of mirex on the reproductive performance and behavioral development of the prairie vole *Microtus ochrogaster*. Ph.D. Thesis. University Microfilms International Dissertation Services, Ann Arbor, MI.
- Ulland, B.M., N.P. Page, R.A. Squire, E.K. Weisburger and R.L. Cypher. 1977. A carcinogenicity assay of mirex in Charles River CD rats. *J. Natl. Cancer Inst.* 58: 133-140.

- U.S. EPA. 1987. Health Effects Assessment for Mirex. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Solid Waste and Emergency and Response, Washington, DC. EPA/600/8-88/046.
- Yarbrough, J.D., J.E. Chambers, J.M. Grimley et al. 1981. Comparative study of 8-monohydromirex and mirex toxicity in male rats. Toxicol. Appl. Pharmacol. 58: 105-117.
- Ware, G.W. and E.E. Good. 1967. Effects of insecticides on reproduction in the laboratory mouse. Toxicol. Appl. Pharmacol. 10: 54-61.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0251.htm>

XII. TIPO DE POP: TOXAPHENE

1. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

Summary of Risk Estimates

Oral Slope Factor -- 1.1×10^0 per (mg/kg)/day

Drinking Water Unit Risk -- 3.2×10^{-5} per (ug/L)

Extrapolation Method -- linearized multistage procedure, extra risk

2. Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure

Summary of Risk Estimates

Inhalation Unit Risk -- 3.2×10^{-4} per (ug/cu.m)

Extrapolation Method -- linearized multistage procedure, extra risk

3. Carcinogenicity Assessment References

- Epstein, S.S. E. Arnold, J. Andrea, W. Bass and Y. Bishop. 1972. Detection of chemical mutagens by the dominant lethal assay in the mouse. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 23(2): 288-325.
- Hill, R.N. 1977. Memorandum to Fred Hageman. Off. Spec. Pestic. Rev., U.S. EPA. December 15.
- Litton Bionetics. 1978. Carcinogenic evaluation in mice: Toxaphene. Final report. Prepared by Litton Bionetics, Inc., Kensington, MD for Hercules, Inc., Wilmington, DE. LBI Project No. 20602.
- NCI (National Cancer Institute). 1979. Bioassay of Toxaphene for Possible Carcinogenicity. Carcinogenesis Testing Program. Division of Cancer Cause and Prevention. NCI, National Institute of Health, Bethesda, Maryland, 20014. U.S. Department of Health, Education and Welfare. DHEW Publication No. (NIH) 79-837.
- U.S. EPA. 1978. Occupational Exposure to Toxaphene. A Final Report by the Epidemiologic Studies Program, Human Effects Monitoring Branch, Benefits and Field Studies Division, OPP, OTS, EPA.
- U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Toxaphene. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Water Regulations and Standards. Washington, DC. EPA 440/5-80-076. NTIS PB 81-117863.

Fuente: <http://www.epa.gov/iris/subst/0346.htm>

Technical Notes

- Although individual risk is assumed to increase with increasing exposure and dose all along the distribution, exposures of concern are typically defined to be those above some minimal level of risk (e.g., WHO considers this to be a 1 in 10^5 or 10^6 excess lifetime risk of developing cancer).
- Unit cancer risk numbers are given in inverse concentration units for food, water and air as $(\text{ppm})^{-1}$, $(\text{ppb})^{-1}$ or $\text{mg}^{-1}\text{m}^{-3}$. Expressed in inverse dose units ($\text{mg kg}^{-1}\text{day}^{-1}$), the cancer slope risk factor is multiplied by ingestion or inhalation rates and adjusted for body weight. Individual cancer risk is calculated by assuming a lifetime of exposure at a given level of contamination.
- When exposure data are available, it is then possible to approximate the cancer risk of the typical or average person in the population or one who might be at maximum risk due to a greater level of exposure.
- The units used in toxicology are basically the same as those used in medicine. The gram is the standard unit. However, most exposures will be smaller quantities and thus the milligram (mg) is commonly used. For example, the common adult dose of Tylenol is 650 milligrams.
- The clinical and toxic effects of a dose must be related to age and body size. For example, 650 mg is the adult dose of Tylenol. That would be quite toxic to young children, and thus Children's Tylenol tablets contain only 80 mg. A better means to allow for comparison of effectiveness and toxicity is the amount of a substance administered on a body weight basis. A common dose measurement is mg/kg which stands for mg of substance per kg of body weight.
- Another important aspect is the time over which the dose is administered. This is especially important for exposures of several days or for chronic exposures. The commonly used time unit is one day and thus, the usual dosage unit is mg/kg/day.
- Since some xenobiotics are toxic in much smaller quantities than the milligram, smaller fractions of the gram are used, such as microgram (μg). Other units are shown below:

Unit	Gram Equivalents	Exp. Form
Kilogram (kg)	1000.0 g	10^3 g
Gram (g)	1.0 g	1 g
Milligram (mg)	0.001 g	10^{-3} g
Microgram (μg)	0.000,001 g	10^{-6} g
Nanogram (ng)	0.000,000,001 g	10^{-9} g
Picogram (pg)	0.000,000,000,001 g	10^{-12} g
Femtogram (fg)	0.000,000,000,000,001 g	10^{-15} g

Environmental exposure units are expressed as the amount of a xenobiotic in a unit of the media.

- mg/liter (mg/l) for liquids
- mg/gram (mg/g) for solids
- mg/cubic meter (mg/m³) for air

Smaller units are used as needed, e.g., μg/ml. Other commonly used dose units for substances in media are parts per million (ppm), parts per billion (ppb) and parts per trillion (ppt).

ANEXO N° 3.

CUADROS ESTRAIDOS DE LA PLANILLA DE CÁLCULO

Tipo de COP: DIOXINAS Y FURANOS

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	N° Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	0,001	428.594	1%	4.286	3,94	1%	0,17	0,2
II	Cancer	0,001	493.984	1%	4.940	4,71	1%	0,23	0,3
III	Cancer	0,001	254.336	1%	2.543	5,65	1%	0,14	0,2
IV	Cancer	0,001	603.210	1%	6.032	4,49	1%	0,27	0,3
V	Cancer	0,001	1.539.852	1%	15.399	10,68	1%	1,64	1,9
VI	Cancer	0,001	780.627	1%	7.806	13,54	1%	1,06	1,2
VII	Cancer	0,001	908.097	1%	9.081	11,96	1%	1,09	1,2
VIII	Cancer	0,001	1.861.562	1%	18.616	65,63	1%	12,22	13,9
IX	Cancer	0,001	869.535	1%	8.695	59,68	1%	5,19	5,9
X	Cancer	0,001	1.073.135	1%	10.731	31,61	1%	3,39	3,9
XI	Cancer	0,001	91.492	1%	915	1,41	1%	0,01	0,0
XII	Cancer	0,001	150.826	1%	1.508	0,77	1%	0,01	0,0
RM	Cancer	0,001	6.061.185	1%	60.612	20,45	1%	12,40	14,1
Total	Cancer	0,001	15.116.435	5%	755.822	234,52	5%	37,82	4,3E+01

Tipo de COP PCBs

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	Nº Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	0,40	428.594	1%	4.286	0,00	1%	0,01	0,0
II	Cancer	0,40	493.984	1%	4.940	0,22	1%	4,32	4,9
III	Cancer	0,40	254.336	1%	2.543	0,07	1%	0,68	0,8
IV	Cancer	0,40	603.210	1%	6.032	0,01	1%	0,20	0,2
V	Cancer	0,40	1.539.852	1%	15.399	0,01	1%	0,76	0,9
VI	Cancer	0,40	780.627	1%	7.806	0,08	1%	2,42	2,8
VII	Cancer	0,40	908.097	1%	9.081	0,05	1%	1,66	1,9
VIII	Cancer	0,40	1.861.562	1%	18.616	0,00	1%	0,03	0,0
IX	Cancer	0,40	869.535	1%	8.695	0,10	1%	3,51	4,0
X	Cancer	0,40	1.073.135	1%	10.731	0,00	1%	0,02	0,0
XI	Cancer	0,40	91.492	1%	915	0,00	1%	0,00	0,0
XII	Cancer	0,40	150.826	1%	1.508	0,00	1%	0,00	0,0
RM	Cancer	0,40	6.061.185	1%	60.612	0,03	1%	7,98	9,1
Total	Cancer	0,40	15.116.435	5%	755.822	0,56	5%	21,60	2,5E+01

Tipo de COP: HCB

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	Nº Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	1,60	428.594	1%	4.286		1%	0,00	0,0E+00
II	Cancer	1,60	493.984	1%	4.940		1%	0,00	0,0E+00
III	Cancer	1,60	254.336	1%	2.543		1%	0,00	0,0E+00
IV	Cancer	1,60	603.210	1%	6.032		1%	0,00	0,0E+00
V	Cancer	1,60	1.539.852	1%	15.399		1%	0,00	0,0E+00
VI	Cancer	1,60	780.627	1%	7.806		1%	0,00	0,0E+00
VII	Cancer	1,60	908.097	1%	9.081		1%	0,00	0,0E+00
VIII	Cancer	1,60	1.861.562	1%	18.616		1%	0,00	0,0E+00
IX	Cancer	1,60	869.535	1%	8.695		1%	0,00	0,0E+00
X	Cancer	1,60	1.073.135	1%	10.731	5,0E-06	1%	0,00	9,8E-04
XI	Cancer	1,60	91.492	1%	915		1%	0,00	0,0E+00
XII	Cancer	1,60	150.826	1%	1.508		1%	0,00	0,0E+00
RM	Cancer	1,60	6.061.185	1%	60.612	1,0E-06	1%	0,00	1,1E-03
Total	Cancer	1,60	15.116.435	5%	755.822	6,0E-06	5%	0,00	2,1E-03

Tipo de COP: DDT

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	Nº Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	0,34	428.594	1%	4.286		1%	0,00	0,0E+00
II	Cancer	0,34	493.984	1%	4.940		1%	0,00	0,0E+00
III	Cancer	0,34	254.336	1%	2.543		1%	0,00	0,0E+00
IV	Cancer	0,34	603.210	1%	6.032		1%	0,00	0,0E+00
V	Cancer	0,34	1.539.852	1%	15.399	3,1E-04	1%	0,02	1,9E-02
VI	Cancer	0,34	780.627	1%	7.806		1%	0,00	0,0E+00
VII	Cancer	0,34	908.097	1%	9.081	2,5E-05	1%	0,00	8,8E-04
VIII	Cancer	0,34	1.861.562	1%	18.616		1%	0,00	0,0E+00
IX	Cancer	0,34	869.535	1%	8.695		1%	0,00	0,0E+00
X	Cancer	0,34	1.073.135	1%	10.731	7,7E-05	1%	0,00	3,2E-03
XI	Cancer	0,34	91.492	1%	915		1%	0,00	0,0E+00
XII	Cancer	0,34	150.826	1%	1.508		1%	0,00	0,0E+00
RM	Cancer	0,34	6.061.185	1%	60.612	1,6E-05	1%	0,00	3,6E-03
Total	Cancer	0,34	15.116.435	5%	755.822	4,3E-04	5%	0,02	2,6E-02

Tipo de COP: ALDRINA

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	Nº Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	17,00	428.594	1%	4.286		1%	0,00	0,0E+00
II	Cancer	17,00	493.984	1%	4.940		1%	0,00	0,0E+00
III	Cancer	17,00	254.336	1%	2.543		1%	0,00	0,0E+00
IV	Cancer	17,00	603.210	1%	6.032		1%	0,00	0,0E+00
V	Cancer	17,00	1.539.852	1%	15.399	2,5E-06	1%	0,01	7,5E-03
VI	Cancer	17,00	780.627	1%	7.806		1%	0,00	0,0E+00
VII	Cancer	17,00	908.097	1%	9.081	1,4E-05	1%	0,02	2,5E-02
VIII	Cancer	17,00	1.861.562	1%	18.616	5,1E-05	1%	0,16	1,8E-01
IX	Cancer	17,00	869.535	1%	8.695		1%	0,00	0,0E+00
X	Cancer	17,00	1.073.135	1%	10.731	5,0E-06	1%	0,01	1,0E-02
XI	Cancer	17,00	91.492	1%	915		1%	0,00	0,0E+00
XII	Cancer	17,00	150.826	1%	1.508		1%	0,00	0,0E+00
RM	Cancer	17,00	6.061.185	1%	60.612		1%	0,00	0,0E+00
Total	Cancer	17,00	15.116.435	5%	755.822	7,2E-05	5%	0,20	2,2E-01

Tipo de COP: HEPTACLORO

Región	Episodio	Pendiente Curva Dosis Respuesta	Población Total (hab)	Población Potencialmente Afectada (%)	Población Total Potencialmente Afectada (hab)	Concentración	Factor de Exposición	Nº Anual de Episodios	Costo Económico Anual (MMUS\$)
I	Cancer	4,50	428.594	1%	4.286		1%	0,00	0,0E+00
II	Cancer	4,50	493.984	1%	4.940		1%	0,00	0,0E+00
III	Cancer	4,50	254.336	1%	2.543		1%	0,00	0,0E+00
IV	Cancer	4,50	603.210	1%	6.032		1%	0,00	0,0E+00
V	Cancer	4,50	1.539.852	1%	15.399	4,0E-06	1%	0,00	3,2E-03
VI	Cancer	4,50	780.627	1%	7.806	1,5E-05	1%	0,01	6,0E-03
VII	Cancer	4,50	908.097	1%	9.081		1%	0,00	0,0E+00
VIII	Cancer	4,50	1.861.562	1%	18.616		1%	0,00	0,0E+00
IX	Cancer	4,50	869.535	1%	8.695		1%	0,00	0,0E+00
X	Cancer	4,50	1.073.135	1%	10.731		1%	0,00	0,0E+00
XI	Cancer	4,50	91.492	1%	915		1%	0,00	0,0E+00
XII	Cancer	4,50	150.826	1%	1.508		1%	0,00	0,0E+00
RM	Cancer	4,50	6.061.185	1%	60.612		1%	0,00	0,0E+00
Total	Cancer	4,50	15.116.435	5%	755.822	1,9E-05	5%	0,01	9,2E-03