



## **REVISIÓN DE METODOLOGÍAS UTILIZADAS PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS EXTERNALIDADES**

Proyecto: Uso sustentable de hidrocarburos

(CEPAL/República Federal de Alemania)

---

Este documento fue elaborado por la consultora Leonor Turtós para la Unidad de Energía de la Sede Subregional de la CEPAL en México, y fue revisado por la señora Elieza Meneses Ruiz del Centro de Gestión de la Información y Desarrollo de la Energía (CUBAENERGÍA). Las opiniones expresadas en él son de la exclusiva responsabilidad de la autora y pueden no coincidir con las de la Organización.

No ha sido sometido a revisión editorial.

## ÍNDICE

|  | <u>Página</u> |
|--|---------------|
| I. CONCEPTOS GENERALES .....   | 1             |
| 1. Premisas .....  | 1             |
| 2. Definición.....   | 1             |
| 3. ¿Qué significa estimar las externalidades? .....  | 1             |
| 4. ¿Para qué? .....  | 1             |
| 5. Posibles enfoques para el tratamiento de las externalidades.....  | 2             |
| II. METODOLOGÍA DE VÍAS DE IMPACTO.....  | 7             |
| 1. Paso I: Caracterización de la fuente emisora .....  | 7             |
| 2. Paso II: Dispersión de los contaminantes .....  | 9             |
| 3. Paso III: Evaluación de los impactos .....  | 12            |
| 4. Paso IV: Evaluación monetaria.....  | 15            |
| 5. Software para estimar las externalidades utilizando la metodología<br>de vías de impacto.....                           | 17            |
| 6. Dificultades para aplicar esta metodología en países en vías de<br>desarrollo.....                                      | 23            |
| III. METODOLOGÍAS SIMPLIFICADAS: SIMPACTS.....   | 25            |
| 1. Modelo simplificado básico (Simple Uniform World Model<br>- SUWM).....  | 26            |
| 2. Modelo simplificado mejorado (Robust Uniform World Model<br>- RUWM) .....   | 32            |
| 3. Modelo para la estimación de los impactos en la salud<br>(Quick Estimation of Respiratory health Impacts – QUERI) ..... | 35            |
| 4. Modelo para ambientes urbanos (URBAN).....  | 40            |
| 5. Datos necesarios para las metodologías simplificadas de impacto<br>en la salud del SIMPACTS. Experiencia práctica ..... | 41            |
| 6. AGRIMAT .....   | 45            |
| 7. HYDROPACTS .....  | 49            |
| IV. CARACTERIZACIÓN COMPARATIVA DE LOS PRINCIPALES<br>SOFTWARE DISPONIBLES PARA ESTIMAR LAS<br>EXTERNALIDADES.....         | 53            |
| 1. Valoración del SIMPACTS para evaluar las externalidades .....   | 54            |
| <u>Anexo</u>   |               |
| FORMATO DE FICHEROS DE ENTRADA .....   | 57            |

# I. CONCEPTOS GENERALES

## 1. Premisas

Hoy más que nunca, el desarrollo tecnológico se ha convertido en un indicador de éxito y prosperidad. De modo creciente las actividades del hombre están teniendo un impacto adverso sobre sí mismo y sobre el medio ambiente. Los efectos son con frecuencia irreversibles y se extienden más allá de las fronteras nacionales provocando daños globales.

El desarrollo debe tener en cuenta los daños provocados por las decisiones del hombre sobre las generaciones presentes y futuras, y manejar responsable y económicamente los riesgos adicionales de su expansión sostenible. El manejo de estos riesgos se ha convertido en un asunto tan importante como las nuevas oportunidades de desarrollo.

Estimaciones realizadas muestran que para los países desarrollados la magnitud de las externalidades es comparable a los precios actuales de la producción de electricidad y del transporte por carretera (EC, ExternE, 1998). En los países en desarrollo el asunto reviste especial importancia, ya que a la falta de recursos se agregan impactos medioambientales elevados, tales como baja eficiencia de las instalaciones empleadas y falta de tecnologías de tratamiento de las emisiones y residuos en general.

## 2. Definición

Los costos externos o externalidades –también llamados costos ambientales- incluyen aquellos costos y beneficios que resulten de las actividades productivas, de distribución y de consumo pero que no se consideran en los costos privados de estas actividades. Esos costos son soportados por la sociedad en general, o por individuos que necesariamente no son los usuarios de la producción. Las externalidades están normalmente asociadas con impactos en la salud, medioambientales y estéticos debido a las emisiones a la atmósfera, contaminación de las aguas, deposición de desechos y cambios en los usos de la tierra.

## 3. ¿Qué significa estimar las externalidades?



- Cuantificar los Impactos (casos/año)
- Estimar Costos (\$/año)

## 4. ¿Para Qué?

- Sustituir subjetividades por cálculo científico
- Considerar los resultados en:

- Estudios de mitigación
- Valoración integral de tecnologías y procesos
- Selección de la ubicación de nuevas instalaciones
- Costos efectivos de esquemas de mitigación ambiental como la factibilidad de instalación de tecnologías de reducción de emisiones
- Análisis comparativos de opciones y estrategias de desarrollo
- Promoción de fuentes de energía renovables
- Planificación energética
- Decisiones de despacho

Al sustituir subjetividades por cálculos científicos, realmente se ponen en evidencia los daños que sobre el medio ambiente y la salud humana producen estas actividades y aun sin ser internalizados los costos de los daños en los productos o servicios derivados de dichas actividades, se contribuye de forma muy efectiva a reducir este impacto.

### 5. Posibles enfoques para el tratamiento de las externalidades

No hay un consenso general sobre un esquema de clasificación que pueda abarcar todos los enfoques actualmente empleados por los países para valorar las externalidades aunque se han identificado siete enfoques principales para considerar las externalidades medioambientales en el marco de la planificación integrada de los recursos. Éstos son:



- Tratamiento cualitativo
- Pesado y graduación
- Costo del control
- Adiciones de por cientos
- Monetización por emisiones
- Análisis multicriterio usando Tradeoff y
- Función de daño

Estos enfoques van desde un análisis tan simple como lo es el tratamiento cualitativo hasta enfoques tan complejos como el de función de daño aunque es posible combinar la mayoría de ellos en enfoques genéricos más amplios; en este proceso las particularidades de cada uno tienden a ser enmascaradas y sus límites encubiertos.

#### a) **Tratamiento cualitativo**

En este enfoque se adoptan consideraciones cualitativas con respecto a los impactos medioambientales de las opciones de generación, sin especificar ningún mecanismo cuantitativo o de contabilidad, exigiendo que los impactos sean descritos y considerados durante la planificación energética basándose en consideraciones informales y flexibles, bajo términos descriptivos como: ningún impacto, impacto moderado o impacto significativo.

**b) Pesado y graduación**

Este enfoque se ha considerado como un híbrido entre los enfoques cualitativo y cuantitativo. Él reconoce las externalidades y aplica "puntos" relativos a los recursos que compiten. Los impactos pueden ser medidos según su importancia relativa, y las opciones pueden graduarse para una categoría de impacto dada. Combinando los dos, es posible obtener un "score" o puntuación para cada opción, los que pueden relacionarse a un valor monetario para su uso en el proceso de la planificación. Así, se obtienen valores monetarios a partir de un proceso de evaluación subjetiva en las fases iniciales, el cual ofrece flexibilidad aun cuando los valores de las externalidades sufran cambios absolutos y relativos con el tiempo, y facilita una mejor comprensión del problema analizado; sin embargo, pero debido a que los valores monetarios se obtienen de múltiples subjetividades, las comparaciones resultan confusas.

**c) Costo del control**

Este enfoque considera el costo (en términos monetarios) impuesto por las regulaciones para controlar las emisiones u otros contaminantes, el cual es relativamente fácil de obtener por cálculos ingenieriles, como una representación limitada de los costos del daño. Parte de la consideración de que el costo directo del daño nunca puede estimarse adecuadamente y de que si las regulaciones son establecidas eficazmente para igualar los beneficios medioambientales con los costos incurridos en obtenerlos, éstos son una buena representación de los costos del daño. Los costos del control expresan la voluntad de la sociedad de pagar para evitar los daños y son por tanto una medida de estos daños. Se han expresado dudas acerca de los requisitos para encontrar el criterio de eficacia. Los críticos señalan que existen razones para creer que no pueden aplicarse regulaciones medioambientales a niveles económicamente eficaces. El valor óptimo es precisamente lo que se necesita determinar. En tal caso, la evaluación del costo de reducción es un indicador poco representativo del daño. Muchos estudios cuestionan este concepto debido a que la aplicación uniforme de los costos del control ignora las diferencias entre las regiones.

**d) Adiciones de por cientos**

Las dificultades operacionales implícitas en otros enfoques para la evaluación de los costos externos explican su uso en algunos países. Un porcentaje fijo predeterminado se agrega a (o se subtrae de) el costo evitado de una fuente determinada. La cantidad a ser agregada puede ser definida por ley, por decisión, o puede estimarse del costo del control de los daños. La adición se usa principalmente con el propósito de seleccionar los recursos con respecto a la demanda prevista y no se agrega a los costos directos del recurso una vez seleccionado éste. Como resultado, los recursos se seleccionan en base a los costos más bajos, incluidas las adiciones. Este enfoque pudiera aplicarse no sólo al proceso de selección de recursos, sino también a las decisiones de despacho. Los críticos señalan que el uso de las adiciones no implica que las externalidades estén siendo internalizadas, puesto que su único efecto está sobre la selección de los recursos y puede prestarse a la manipulación arbitraria de los recursos en el proceso de selección.

**e) Monetización por emisiones**

Este enfoque es esencialmente una variación del enfoque anterior y en él las valoraciones de las externalidades se expresan en términos de dols/ton de emisiones o en ¢/Kwh. de electricidad. Los valores representan los costos impuestos a la sociedad por las emisiones residuales por encima de lo acordado. Los valores de las externalidades pueden usarse para ajustar los precios y permitir una comparación de los costos de opciones disponibles. Bajo este enfoque, se estiman los valores monetizados de las externalidades con respecto a las emisiones indicadas, para su inclusión en el mecanismo de cálculo de costos, y proporciona un método fácil para integrar las externalidades dentro del marco de la licitación y el proceso de la planificación integrada de los recursos. Este enfoque se ha usado actualmente en el área de emisiones a la atmósfera. Además de su aplicación al proceso de selección de los probables recursos, sus defensores desean ampliar su alcance incluyendo otras áreas tales como: recursos existentes, remodelación, despacho y transmisión. Este enfoque también está sujeto a algunas de las críticas de las adiciones de por cientos.

**f) Análisis multicriterio usando *tradeoff***

Éste es un enfoque de valoración subjetivo, desarrollado para eludir los problemas asociados con la estimación exacta de los valores monetizados, pues evita hacer una determinación de estos valores e intenta analizar el *tradeoff* entre costos y beneficios de estrategias diferentes. Su punto de partida es la identificación de alternativas y el desarrollo conexo de un juego de atributos o criterios para medir el comportamiento relativo a estas alternativas. Así, este enfoque teóricamente permite la selección de una opción dentro de un grupo de aquéllas que son factibles e identifica variaciones en la composición de los recursos que difieren en costos e impactos. La identificación de una o varias estrategias preferidas se asume como una valoración explícita de la voluntad de la sociedad a pagar para reducir el riesgo medioambiental. Las herramientas disponibles para la planificación, basadas en los costos, cuando se usan dentro de un marco multicriterio, deben ser adecuadas para identificar estrategias con costos sociales más bajos y facilitar su selección. La ventaja principal de este método es que obliga a la consideración global de los efectos de varias decisiones sin estar restringido por la inexactitud y rigidez de la cuantificación. La falta de un proceso de valoración y la aplicación de técnicas subjetivas es el mayor inconveniente de este enfoque. Las evaluaciones de *tradeoff* entre impactos económicos y medioambientales también resultan difíciles.

**g) Función de daño**



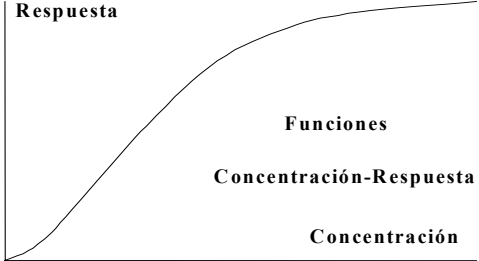

En contraste con los enfoques anteriores, éste tiene como base una teoría económica. Sus primeros dos pasos consisten en identificar los impactos y cuantificarlos. Posteriormente, se valoran los impactos cuantificados y se suman para obtener un costo o valor de impacto total. Es la opción utilizada para estimar las externalidades de los ciclos de combustible en varios estudios, entre ellos, el recientemente completado Proyecto ExternE de la Unión Europea, por las razones siguientes:

- i) Destaca la influencia en los daños de factores tecnológicos y de ubicación.
- ii) La información recopilada para cuantificar impactos y la obtenida sobre los contaminantes proporcionan un conocimiento científico que puede ser usado como base para otros fines.
- iii) El enfoque identifica holguras en la comprensión de los problemas involucrados.

El cómputo de las estimaciones de los daños es más complejo que otros enfoques y requiere gran cantidad de datos de entrada, ingenieriles, medioambientales y económicos. Se requieren datos para obtener las emisiones fuente y para convertir las emisiones en impactos, que luego deberán ser traducidos en valoraciones mediante técnicas económicas normales. La figura 1 muestra los pasos requeridos por este enfoque.

Figura 1

PASOS DEL ANÁLISIS DE FUNCIÓN DE DAÑO DE EXTERNE

|   |   |
|---|---|
| <p><b>Características de la Fuente</b><br/>                 Localización de la fuente (urbana o rural)<br/>                 Tipo de fuente (fuente puntual o lineal)<br/>                 Caracterización de la fuente<br/>                 Inventario de contaminantes emitidos</p>  |                    |
| <p><b>Dispersión de contaminantes</b><br/>                 Incremento de las Concentraciones Ambientales (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> de <math>\text{SO}_x</math> para las regiones afectadas)<br/>                 Dispersión local (cercana a la fuente)<br/>                 Transporte regional (a más de 1000 km de la fuente)</p> |                   |
| <p><b>Evaluación de Impacto</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Salud humana: (Casos de Enfermedades debido a las emisiones de <math>\text{SO}_x</math>)</li> <li>• Cosechas agrícolas</li> <li>• Materiales de construcción</li> <li>• Ecosistemas</li> </ul>   | <p>Respuesta</p>  |
| <p><b>Evaluación Monetaria</b><br/>                 Costos del daño<br/>                 (Costo de determinada enfermedad)</p>  |                   |

La metodología Vías de Impacto usa el enfoque Función de Daño. Consideramos que la aplicación de esta metodología u otra que use este enfoque es la mejor alternativa, pues permitirá no sólo determinar las externalidades del sector eléctrico, sino además crear una base de datos y realizar estudios complementarios que podrán ser utilizados para medir impactos para cualquier actividad, como el transporte.

De todos los pasos, el primero, basado en técnicas ingenieriles, es quizás el más simple. Sin embargo, para manejar los dos últimos pasos, existen varias metodologías, que deberán ser elegidas adecuadamente. Sin embargo, la cuantificación de los impactos, incluso en términos monetarios, no siempre es posible. La adopción del enfoque de función del daño realmente no proporciona una solución a todos los problemas medioambientales, ya que no puede cuantificar todos los efectos (cambio del clima, pérdida de biodiversidad, etc.) cuando el conocimiento científico no apoya fiablemente la cuantificación. Los métodos de evaluación de impacto y las técnicas económicas usadas para valorarlos continúan siendo un problema polémico, aunque este enfoque es superior al resto, por cuanto sus limitaciones pueden superarse con investigaciones actuales y futuras.

Existen otros mecanismos que consideran las externalidades en una u otra forma; entre ellos tenemos: Orden y Control, Normas y Objetivos, Cuotas de emisiones e Impuestos sobre el Combustible, Compensación o Política de Concesiones Comerciales, Consideraciones a la Tasa de Retorno y Consideraciones de colaboración.



## II. METODOLOGÍA DE VÍAS DE IMPACTO

En 1991, la Unión Europea y el Departamento de Energía de Estados Unidos (Oak Ridge National Laboratory) lanzaron un proyecto de investigación conjunta cuyo principal objetivo fue realizar una evaluación comparativa de riesgo de diferentes sistemas de energía, incluyendo, entre otros, el carbón y los ciclos de combustible nucleares. Este esfuerzo inicial fue conocido como “EC-US External Cost of Fuel Cycles Project”. La intención fue desarrollar una metodología común y rigurosa que pudiera ser aplicada para determinar los costos externos de la generación de electricidad en Europa y Estados Unidos. Los trabajos posteriores se han concentrado en un procedimiento de estimación estándar para la valoración de los costos externos, con la meta final de integrar estos costos a las políticas locales y nacionales relacionadas con el manejo de la energía, su planificación y expansión.

Los trabajos continuaron internacionalmente en el marco de diversos proyectos, con el objetivo de mejorar y extender lo desarrollado y aplicar las metodologías propuestas. Así, en una de las etapas del proyecto ExternE (Externalidades de la Energía) se evaluaron los costos externos de la generación de electricidad en cada uno de los estados miembros de la Unión Europea para plantas eléctricas individuales (casos de estudio), incluyendo varios tipos de combustible. El proyecto ExternE tuvo una tercera fase de aplicación, en la que se realizaron revisiones metodológicas y mejoras, ampliándose su alcance para incluir la estimación de las externalidades del transporte (tierra, ferrocarril, agua y aire).

### 1. Paso I: Caracterización de la fuente emisora

#### a) Generación eléctrica

La Metodología Vías de Impacto comienza por identificar la localización de la fuente (urbana o rural), cuantificar sus características físicas y preparar un inventario detallado de contaminantes emitidos.

Los parámetros de la fuente incluyen: el diámetro y la altura de la chimenea por la cual los contaminantes son emitidos, además de la temperatura, velocidad y flujo de gases de escape. Las emisiones son dependientes de la tecnología y del tipo de combustible empleado.

Las emisiones son consideradas continuas durante el año. Esto quiere decir que si una planta tiene un factor de carga de un 70%, las externalidades anuales son calculadas asumiendo que las emisiones son constantes, al 70% de los valores, durante las horas de operación a plena carga.



Localización de la fuente: urbana o rural

Parámetros de la chimenea:

- Altura y diámetro de la chimenea
- Flujo y temperatura de los gases a la salida de la chimenea

Inventario de contaminantes emitidos

## b) Transporte

La estimación de las externalidades para el sector del transporte comienza por identificar los casos de estudio (carreteras o vías que serán evaluadas), los cuales deben ser representativos e incluir todas las categorías de localizaciones posibles identificadas en estudios previos.

- Aglomeraciones (áreas de densidad de población muy altas) por ejemplo París con 10 millones de personas en  $50 \text{ km}^2 \times 50 \text{ km}^2$ .
- Áreas urbanas (densidad de población alta), por ejemplo Ámsterdam y Stuttgart, con 2 millones de personas en  $50 \text{ km}^2 \times 50 \text{ km}^2$ .
- Áreas suburbanas (densidades de población de medias a bajas).

Este criterio de clasificación se estableció a partir de que estos estudios determinaron que la densidad de la población alrededor de una vía es un parámetro para determinar la magnitud de los impactos, y es particularmente importante si se consideran vehículos de diesel en el estudio. Esto debido a que se pudo constatar que los impactos en la salud dominan el daño total, en particular la mortalidad, debido a partículas primarias ( $\text{PM}_{2.5}$ ) y secundarias (nitratos, sulfatos). Los carcinógenos, que se esperaba jugaran un papel importante por su alta toxicidad específica, demostraron ser de mucha menor importancia comparados con las partículas, debido a que se emiten en cantidades pequeñas.

Una vez localizados los casos de estudio, es necesario identificar sus características, las condiciones del tráfico, los tipos de transporte a evaluar (automóviles de gasolina y diesel, con o sin catalizador, autobuses de diesel, trenes eléctricos, etc.), así como las vías de impactos a considerar. Las utilizadas en el proyecto ExternE se muestran en el cuadro 1.

El paso siguiente es estimar las emisiones de los contaminantes incluidos en las vías de impacto identificadas, a partir de los factores de emisión para cada contaminante, multiplicado por la distancia recorrida. Como los factores de emisión son muy dependientes de las condiciones del tráfico y el estado de las carreteras, la distancia total tiene que ser subdividida en segmentos más pequeños, con condiciones similares y por tanto factores de emisión similares. Las emisiones totales son la suma algebraica de las emisiones para cada segmento de la vía.

Cuadro 1

VÍAS DE IMPACTO CONSIDERADAS EN EL PROYECTO EXTERNE  
PARA EL SECTOR DEL TRANSPORTE

| Emisión/ Gravamen                   | Contaminante         | Impacto                     |
|-------------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Benceno                             | Benceno              | Salud                       |
| 1,3-butadieno                       | 1,3-butadieno        | Salud                       |
| Monóxido de Carbono                 | Monóxido de Carbono  | Salud                       |
| Partículas                          | Partículas           | Salud, Materiales           |
| Formaldehído                        | Formaldehído         | Salud                       |
| Etileno                             | Etileno              | Salud                       |
| NO <sub>x</sub>                     | NO <sub>2</sub>      | Salud                       |
| Hidrocarburos Poli aromáticos (PAH) | PAH                  | Salud                       |
| SO <sub>2</sub>                     | SO <sub>2</sub>      | Salud                       |
| SO <sub>2</sub> /NO <sub>x</sub>    | Aerosoles            | Salud                       |
| Gases de efecto invernadero         | Calentamiento Global | Varios                      |
| VOC/NO <sub>x</sub>                 | Ozono                | Salud, Cosechas, Materiales |
| SO <sub>2</sub>                     | SO <sub>2</sub>      | Cosechas                    |
| SO <sub>2</sub> /NO <sub>x</sub>    | Acidez               | Cosechas, Materiales        |



Trazado y localización de la fuente

- Aglomeración
- Urbana
- Suburbana

Tipos de medios de transporte considerados

- Factores de emisión
- Distancia recorrida
- Condiciones del tráfico

Inventario de contaminantes emitidos

## 2. Paso II. Dispersión de los contaminantes

Una vez que los contaminantes son emitidos, éstos se dispersan. La dispersión atmosférica puede ser dividida en local, cuando se extiende a un área de hasta 50 km alrededor de la fuente y regional cuando se extiende más allá de 50 km, hasta alcanzar algunos miles de kilómetros. Dependiendo de la escala (regional o local), se emplean diferentes modelos de transporte de contaminantes para la determinación de las concentraciones.

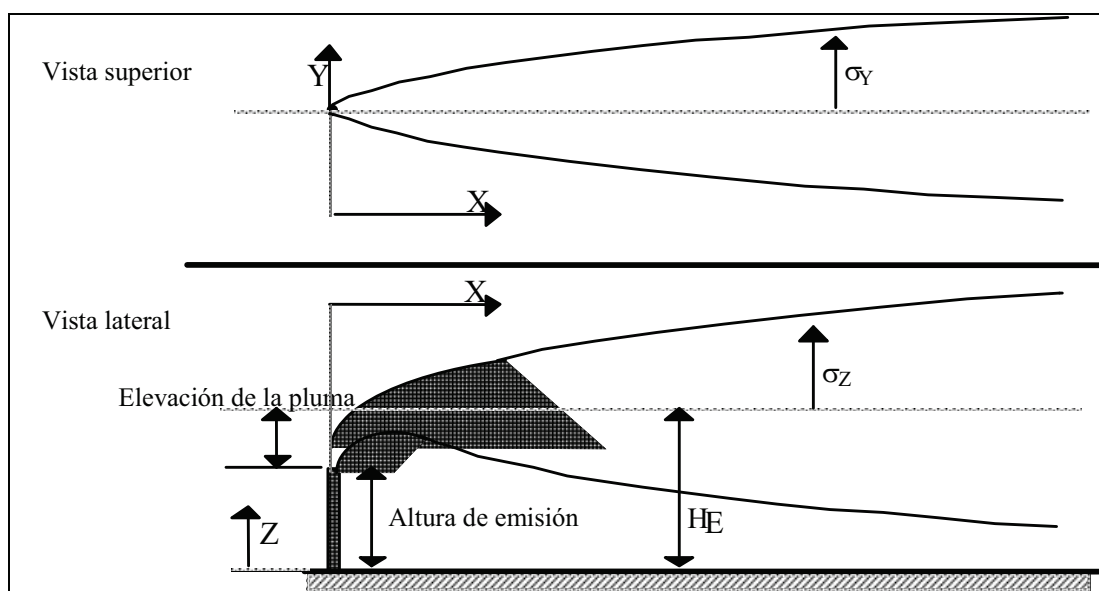
Para escala local, la dispersión de los contaminantes primarios depende fundamentalmente de parámetros meteorológicos, y entre éstos los más importantes son la velocidad y la dirección del viento, la temperatura ambiente, la clase de estabilidad atmosférica y la altura de la mezcla.

En el análisis local se utilizan modelos Gaussianos para estimar los niveles de concentración de los contaminantes primarios para fuentes estacionarias y elevadas (altura de la chimenea por encima del nivel del mar) [Spadaro, 1999]. La consideración básica de los modelos Gaussianos es que una vez que el contaminante es emitido a la atmósfera, los perfiles de concentración vertical y horizontal pueden ser adecuadamente modelados como dos distribuciones Gaussianas independientes, cada una caracterizada por su propia desviación estándar o parámetro sigma (véase la figura 2).

En general, la concentración  $C$  de un contaminante es una función de las coordenadas;  $(x, y, z)$  ó  $(r, \theta, z)$  según el sistema de coordenadas usado, el tiempo  $t$ , la tasa de emisión  $Q$  y de otros varios parámetros de transporte atmosféricos, como la velocidad ( $u$ ) y la dirección del viento y la estabilidad atmosférica. Generalmente se asume que el origen del sistema de la coordenada está fijo en la fuente de contaminación. La capa límite planetaria, también conocida como la capa de mezclado, identifica la zona más baja de la atmósfera donde ocurren los fenómenos de transporte y se extiende hasta una altura  $-h_{mix}$ - de 100 a 2 000 m, dependiendo del grado de turbulencia, la velocidad del viento y la rugosidad de la superficie.

Figura 2

PLUMA GAUSSIANA EN UN SISTEMA DE COORDENADAS ORIENTADO  
EN LA DIRECCIÓN DEL VIENTO



Para una fuente de emisión constante y condiciones meteorológicas estables, el incremento de la concentración tridimensional según los modelos Gaussianos, se evalúa mediante la relación siguiente [Spadaro, 1999]:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \sum_{j=0, \pm 1} \left( e^{\frac{(z+2jh_{mix}-h_e)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{\frac{(z+2jh_{mix}+h_e)^2}{2\sigma_z^2}} \right) \quad [1]$$

Donde:

$Q$ , tasa de emisión del contaminante,

$u$ , velocidad del viento medida a la altura de la emisión,

$\sigma_y$  y  $\sigma_z$ , parámetros de difusión lateral y vertical,

$y$ , distancia en dirección normal a la dirección del vector del viento,

$z$ , distancia vertical sobre tierra,

$h_{mix}$ , altura de la capa de mezcla,

$h_e$ , altura efectiva de la chimenea (altura de la emisión más el levantamiento de la pluma).

Los dos factores exponenciales después del símbolo de sumatoria, consideran las reflexiones de la pluma a lo largo de la superficie de la tierra y en el borde superior de la capa de mezcla, respectivamente. Las concentraciones máximas generalmente ocurren a unos pocos kilómetros de la fuente.

La ecuación [ 1] es considerada más exacta para predecir las concentraciones a largo plazo o anuales, que para estimar las concentraciones instantáneas. Además, en esta expresión se ha asumido que no tienen lugar interacciones químicas en el aire, y las tasas de remoción seca y húmeda son despreciablemente pequeñas. Se debe notar que las concentraciones a determinar dependen altamente de la selección de los parámetros de difusión  $\sigma_y$  y  $\sigma_z$ . Estas variables son frecuentemente determinadas de forma semiempírica o estadísticamente.

En el ámbito regional, por otra parte, las interacciones químicas entre los contaminantes emitidos y las especies existentes en el aire para formar contaminantes secundarios y los mecanismos de remoción y desaparición vía deposición seca y húmeda, tienen tanta importancia como los datos meteorológicos en la determinación del destino de los contaminantes y sus niveles de concentración en el aire.

Como en realidad las concentraciones de los contaminantes secundarios se forman en la atmósfera en un momento posterior a la emisión, generalmente lejos del sitio de emisión, donde el contaminante primario o precursor es transportado y mezclado cada vez más con el aire ambiente debido a la turbulencia, no depende de las condiciones meteorológicas locales ni de los parámetros de la chimenea, y es uniforme por la altura de la capa de mezcla.

De ahí que las especies secundarias sean frecuentemente calculadas utilizando modelos de transporte regional. Estos modelos necesitan para cada una de las celdas del dominio regional considerado, que puede extenderse por miles de kilómetros, los siguientes datos:

- Datos meteorológicos promediados estadísticamente: velocidades del viento, promediadas entre las 24 direcciones del viento igualmente espaciadas, centradas con respecto a la ubicación del receptor, la frecuencia de ocurrencia o probabilidades de que el viento sople en una dirección dada y la tasa de precipitación anual.

- Las concentraciones de fondo de especies existentes en el aire, incluidos los propios contaminantes primarios para simular las reacciones químicas ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$ )



#### Dispersión local

- 50 km alrededor de la fuente
- Modelos Gaussianos (ISC)

#### Dispersión regional

- hasta algunos miles de kilómetros.
- Modelos de Euler y/o Lagrange (WTM)
- Formación de especies secundarias
- Remoción de contaminantes (húmeda y seca)

### 3. Paso III: Evaluación de los impactos

Una vez determinada la concentración de los contaminantes, se procede a calcular los impactos físicos (número de ataques de asma, visitas a hospitales, reducción en la expectativa de vida, etc.), cuantificado a través de las funciones exposición-respuesta. Estas funciones relacionan un cambio incremental en los niveles de concentración de los contaminantes (exposición), con un daño o beneficio en un receptor (respuesta). Un receptor es cualquiera que sea afectado de forma adversa o positiva por cambios en los niveles de contaminación del aire. Potenciales beneficiarios de la contaminación atmosférica son, en algunos casos, las cosechas agrícolas, que al ser expuestas a un incremento en las concentraciones marginales de  $\text{SO}_x$  y  $\text{NO}_x$  necesitan menos fertilizantes. Estos beneficios, sin embargo, dependen considerablemente de los niveles de la concentración de fondo y son frecuentemente mucho más pequeños que el impacto negativo sobre la salud.

Las funciones exposición-respuesta del impacto sobre la salud humana son frecuentemente determinadas por estudios clínicos o epidemiológicos, los cuales relacionan un impacto físico observado o síntoma en la salud, por ejemplo, ingresos hospitalarios por enfermedades respiratorias, con una concentración medida de un contaminante en específico. La concentración de referencia debe ser la exposición personal propia del receptor (la dosis que el receptor recibe); aunque la dosis personal está fuertemente influenciada por la calidad del aire, es igualmente afectada por otros factores tales como: el tiempo que las personas pasan al aire libre, la relación de concentración dentro y fuera de locales, el nivel de actividad física, la composición del aire contaminado, la dimensión y distribución de especies y la proximidad a la fuente de contaminación. Sin embargo, en la práctica, esta información tan detallada casi nunca está disponible; es por esta razón que para la evaluación de los impactos se emplean funciones exposición-respuesta, en lugar de funciones dosis-respuesta. En los trabajos más recientes sobre estos temas, para mayor claridad, se ha sustituido el término exposición por concentración, y las funciones se nombran simplemente concentración-respuesta.

Los métodos epidemiológicos utilizados en las tres últimas décadas para el establecimiento y cuantificación de efectos de la contaminación atmosférica en humanos, han

tenido como objetivo básico verificar que existe una relación causa-efecto entre el incremento en el nivel de concentración de un contaminante en específico y el número de casos o eventos reportados por un punto de salud, dígase un hospital. Aunque la sensibilidad individual a un estímulo externo puede variar considerablemente entre la población, las funciones concentración-respuesta están basadas en los grupos de riesgo. Los grupos de riesgo pueden ser niños, adultos, ancianos mayores de 65 años, asmáticos, etc. En el Proyecto ExternE se consideró como adultos a aquellos individuos mayores de 14 años, que representan el 76% de la población total de Europa, donde los niños constituyeron el 24% restante. Las personas asmáticas y mayores de 65 años representaron el 3.5% y el 14% de la población total, respectivamente [Spadaro, 1999].

Una de las más importantes simplificaciones de la Metodología Vías de Impacto es asumir que las funciones concentración-respuesta para la salud humana son funcionalmente lineales, con concentraciones como parámetro independiente sin umbral; esto significa que no existe ningún valor límite de concentración por debajo del cual el impacto en la salud desaparece.



$$\text{Impacto} = \frac{\text{Concentración incremental del contaminante} \times \text{Densidad o cantidad de Receptores afectados}}{\text{Función concentración-respuesta}}$$



**Receptores:** Algo o alguien beneficiado o afectado por un cambio en el nivel de contaminación

- Hombre (Salud)
- Cosechas agrícolas
- Materiales de construcción
- Ecosistemas

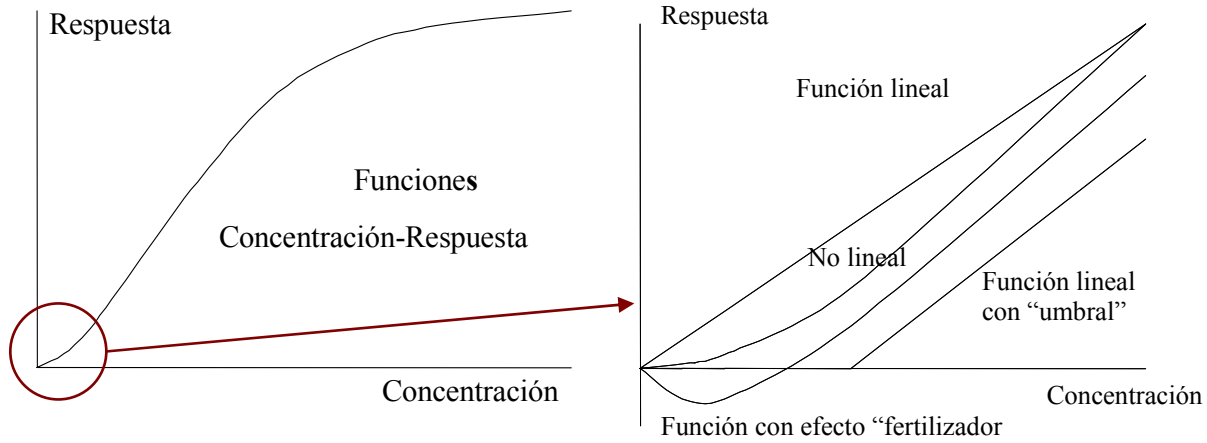


**Funciones concentración-respuesta (FER):**

Daño o beneficio en un receptor por el cambio incremental en los niveles de concentración de los contaminantes (véase la figura 3)

Figura 3

FUNCIONES CONCENTRACIÓN-RESPUESTA



a) **Función de impacto**

El impacto de la contaminación atmosférica es calculado por la Metodología Vías de Impacto, de acuerdo con la fórmula presentada en la ecuación [ 2], para los casos discreto y continuo [Spadaro, 1999].

| Caso Discreto  | Caso Continuo  | [ 2] |
|--|--|------|
| $I = \sum_j N_{rec,j} F_{er} (r_j , C_j (Q))$ <p><i>Sobre todos los receptores</i></p> | $I = \int \rho (r) F_{er} (r , C (r , Q)) dA$ <p><i>Sobre el área de impacto</i></p> |      |

Donde:

$I$ , impacto estimado (eventos de salud por año),

$N_{rec,j}$ , número de receptores en el vector de localización  $r_j$ ,

$F_{er}$ , función concentración -respuesta,

$C(r,Q)$ , cambio incremental en la concentración de fondo en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para una tasa de emisión  $Q$  en el vector de localización  $r$ ,

$\rho (r)$ , densidad de los receptores de riesgo en el vector de localización  $r$  (personas/ $\text{km}^2$ ),

$A$ , área de impacto.

Los signos de sumatoria o integración incluyen todos los receptores expuestos a elevados niveles de contaminación y que experimentan consecuentemente sus efectos. Para simplificar, se asumió que el origen del sistema de coordenadas se encuentra en la fuente de contaminación. Generalmente, se puede expresar  $F_{er}$  como el producto del incremento de la concentración y de la pendiente de la relación concentración-respuesta ( $f_{er}$ ), entonces,  $F_{er}(r,C(r,Q))=f_{er}(r)\times C(r,Q)$ , donde  $f_{er}=\partial F_{er}/\partial C$ .



Para la evaluación del impacto en la salud,  $f_{er}$ , tiene unidades de casos anuales de enfermedad o muerte por receptor de riesgo por unidad de concentración, (casos/(año-receptor- $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )). En ocasiones  $f_{er}$  se expresa como el incremento del riesgo del impacto en cuestión, multiplicado por el índice básico de incidencia de dicho impacto en el grupo de riesgo receptor, tal como indica la ecuación [ 3]. Tanto la pendiente de la Fer como el IRR y el índice básico de incidencia son números positivos.

$$f_{er} = \text{Incremento\_Riesgo} \left( \frac{\%}{\mu\text{g} / \text{m}^3} \right) * \text{Indice\_básico} \left( \frac{\text{casos}}{\text{receptor - año}} \right) \quad [ 3]$$

El incremento del riesgo al impacto IRR, es el cambio en la tasa natural de ocurrencia de una enfermedad en particular (para efectos de morbilidad) o de mortalidad en la población expuesta, respecto al índice básico de incidencia por unidad de cambio de la concentración ambiente, típicamente expresada en  $\% \mu\text{g} / \text{m}^3$ .

El índice básico de incidencia en el grupo de riesgo receptor (Baseline) es la tasa nominal de ocurrencia de una enfermedad particular o de mortalidad en casos anuales por receptor al riesgo (adultos, niños, etc.).

Para impactos de morbilidad, el índice básico de incidencia se obtiene multiplicando el índice básico de incidencia total por la fracción del grupo de riesgo receptor con respecto a la población total.

Los impactos en la mortalidad aguda y crónica son expresados muchas veces en términos de Años de Vida Perdidos o YOLL (*Years of Life Lost*) o reducción en la esperanza de vida, en lugar del número de muertes adicionales o prematuras. En este caso, para obtener el valor del impacto,  $f_{er}$  debe ser multiplicado por los años de vida perdidos en cada caso. Los YOLL para muertes agudas varían de pocas semanas hasta uno o dos años, aunque generalmente se asume 9 meses (0.75 años). Para las muertes crónicas, los YOLL dependen de la tasa de mortalidad de los receptores al riesgo. La tasa de mortalidad depende fuertemente de condiciones culturales, socio-económicas y médicas de la población analizada. La generalización es a menudo difícil e incierta. En los Estados Unidos, una muerte crónica implica una reducción en la esperanza de vida de aproximadamente nueve años, mientras que para la población europea, de alrededor de 11 años. Como promedio se asume 10 años.

#### 4. Paso IV: Evaluación monetaria

El último paso en el análisis dentro de la Metodología Vías de Impacto es la evaluación económica de los costos externos de la contaminación atmosférica, según la ecuación siguiente:

$$D = I \times CU . \quad [ 4]$$

Donde:

$I$ , impacto calculado por la ecuación [ 2],

$D$ , costo social o externo estimado (ECU o \$ por año),

CU, valor del costo específico por caso (costo por ataque de asma).

Para la evaluación del impacto sobre la salud, los costos por caso son frecuentemente determinados por estudios de evaluación vía contingencia, tales como: Voluntad Individual a Pagar (del inglés, *Willingness To Pay*, WTP), con vistas a lograr un beneficio ambiental o Voluntad Individual a Aceptar (del inglés, *Willingness To Accept*, WTA), por un daño medioambiental sufrido. Otras técnicas de evaluación incluyen el uso de esquemas de precios, como métodos indirectos para cuantificar el valor de un bien a través de la variación en el precio de otro; un ejemplo de esto es determinar el valor de los ecosistemas, sitios históricos y paisajes naturales, considerando los cambios en los ingresos del turismo [Spadaro, 1999].

La mayoría de los impactos de morbilidad son evaluados utilizando la aproximación WTP. Los costos de enfermedad y pérdida de salario y productividad son también tomados en cuenta. Los costos externos son generalmente calculados considerando una tasa de descuento del 3% sobre el intervalo de tiempo aplicado.

Para estimar los impactos en la mortalidad, se debe calcular primeramente el Valor de un Año de Vida Perdido (*Value of a Life Year Lost*, VLYL), es decir, el valor de un YOLL en términos económicos.

Para la muerte aguda, el valor VLYL es derivado del Valor Estadístico de la Vida (*Value of Statistical Life*, VSL) usando la serie mostrada en la ecuación [ 5] [Spadaro, 1999]. En las fases iniciales del proyecto Externe, se obtuvo un VSL promedio igual a 3.1 millones de ECU<sub>1995</sub>, o 3.9 millones de dólares estadounidenses, para una tasa de descuento base del 3% ( $d_r = 0.03$ ). Los VLYL correspondientes se muestran a continuación:

$$VSL = VLYL_{\text{Agudo}} \times \sum_{i=a}^{T_i} \frac{{}_a P_i}{(1 + d_r)^{i-a}}$$

|       |                     |           |      |
|-------|---------------------|-----------|------|
| $d_r$ | ECU <sub>1995</sub> | Dlls.2000 |      |
| 0%    | 98 000              |           |      |
| 3%    | 155 000             | 174 000   | [ 5] |
| 10%   | 312 000             |           |      |

Donde:

$a$ , edad del individuo cuyo VLYL es calculado,

${}_a P_i$ , probabilidad que un individuo de edad  $a$  sobreviva hasta la edad  $i$  (valor esperado de la expectativa de vida para una edad específica),

$T_i$ , expectativa máxima de vida (ej.: 100 años),

$d_r$ , tasa de descuento (*discount rate*).

El análisis de la mortalidad crónica es muy diferente al de la mortalidad aguda, pues la muerte no se produce inmediatamente después de la exposición inicial sino muchos años después. Así, la ecuación debe ser modificada para tener en cuenta los efectos de acumulación o de exposición prolongada antes de morir. En los estudios de Externe, esto fue hecho calculando un estimado del VLYL “pesado”. La premisa fundamental es que el riesgo total de muerte está uniformemente distribuido en un periodo de 30 años (en otras palabras, cada año contribuyó 1/30 del impacto cuantificado). El valor de VLYL para casos de mortalidad crónica fue calculado usando la ecuación [ 6] [Spadaro, 1999].

$$VLYL_{Crónico} = \sum_{i=1}^{70} \frac{YOLL_i}{YOLL_{TOT}} \times \frac{VLYL_{Agudo}}{(1 + d_r)^{i-1}}$$

|       |                     |      |
|-------|---------------------|------|
| $d_r$ | ECU <sub>1995</sub> |      |
| 0%    | 98 000              | [ 6] |
| 3%    | 84 330              |      |
| 10%   | 60 340              |      |

Donde:

$YOLL_i$ , número de años de vida perdidos en el año  $i$ , como resultado de un incremento del riesgo o daño,

$YOLL_{tot}$ , número total de años de vida perdidos en la población entera durante un periodo de 70 años.

Para la YOLL crónica, solamente las personas por encima de 30 años son consideradas de riesgo, y constituyen el 60% de la población, debido a que se supone que en las personas menores de 30 años el cuerpo es capaz de neutralizar con sus propios mecanismos los efectos negativos de la contaminación atmosférica [Spadaro, 1999].

Para Europa y los Estados Unidos se estimaron alrededor de 11 y 9 YOLL, respectivamente, por cada muerte crónica relacionada con la contaminación atmosférica.

Estudios posteriores del proyecto ExterneE obtuvieron nuevos resultados, con menores VSL (1 500 000 Dlls.<sub>2000</sub>, para 3% de tasa de descuento), y en consecuencia, de los VLYL agudos y crónicos (174 000 y 101 000 Dlls.<sub>2000</sub>, respectivamente). Debido al alto porcentaje que representan los impactos de mortalidad en las externalidades totales y a la alta incertidumbre de los resultados anteriores, la evaluación monetaria de los impactos de mortalidad es uno de los objetivos fundamentales del proyecto NewExt: Nuevos elementos para la evaluación de los costos externos de las tecnologías energéticas, que se desarrolla actualmente en la Unión Europea.



Costos (\$/año) = Impactos (Casos/año) × Costo por casos (\$/caso)

Costo por casos (\$/caso)

- Costos de mercado
- Métodos hedónicos
- Voluntad por pagar o aceptar, etc.

## 5. Software para estimar las externalidades utilizando la metodología de Vías de Impacto

### a) EXMOD

EXMOD es un software usado para calcular la calidad del aire, los impactos en la salud, y medioambientales y las externalidades asociadas a fuentes estacionarias, permitiendo evaluar un amplio rango de tecnologías y políticas para suministro de electricidad, desde plantas de carbón con ciclo de vapor, centrales nucleares y aerogeneradores hasta programas de ahorro de energía.

EXMOD es un software flexible, amistoso y adaptable, desarrollado por el Instituto Tellus de Boston para calcular las emisiones, su impacto en la calidad del aire, los impactos en la salud pública y las externalidades asociadas con diferentes alternativas de generación de electricidad.

Hasta la fecha el modelo ha sido probado para usos regulatorios y académicos, así como para ayudar en la toma de decisiones y en el planeamiento energético. EXMOD incluye las fortalezas y las limitaciones de la "función de daño" en el tratamiento de las Externalidades.

Algunos de sus rasgos básicos son:

EXMOD estima una gran variedad de efectos sobre la salud, como la bronquitis crónica, los ataques de asma, los síntomas respiratorios agudos y el incremento de la mortalidad, asociados a los cambios en los niveles de ozono y partículas. También incluye los efectos del mercurio, el plomo y otras emisiones tóxicas en la salud humana y los efectos del ozono en las cosechas. Referente a las emisiones a la atmósfera, también considera el cambio climático. Además de las emisiones de contaminantes atmosféricos, los impactos medioambientales incluyen también otros específicos al funcionamiento de las plantas eléctricas, como la contaminación de las aguas terrestres en los sitios de disposición de cenizas.

EXMOD se aplica sólo para fuentes puntuales. El modelo está enfocado a analizar opciones de suministro de electricidad que van desde calderas de carbón/vapor hasta Centrales Electro nucleares y aerogeneradores. El modelo también puede ser usado para evaluar los impactos provenientes de instalaciones industriales.

El modelo está programado en FoxPro, sistema que proporciona un ambiente amistoso con menús desplegados, ayuda en línea y parámetros predefinidos que el usuario puede cambiar. Puede manejar datos y escenarios rápidamente. La arquitectura del software es modular, con posibilidades de ampliación de forma sencilla (incluir más impactos ambientales, accidentes, etc.).

El EXMOD contiene varios modelos de dispersión/transformaciones químicas que son transparentemente incluidos, de forma que el usuario no necesita accederlos directamente; sin embargo, el usuario interesado puede hacerlo en caso deseado. EXMOD utiliza el SCREEN2 y el ISC2LT para calcular las concentraciones máximas y promedios anuales de los contaminantes, hasta 50 km distantes de la fuente. El SLIM3 es usado para calcular la concentración de contaminantes primarios y secundarios en el dominio regional (> 50 km). El OLM, Ozone Limiting Method, es usado para calcular los cambios en las concentraciones de Ozono.

El modelo incluye una extensa base de datos de calidad del aire, meteorológicos, demográficos y de producciones agrícolas, junto con otros datos básicos como elevación y tipo de terreno hasta el nivel de condado para el Estado de New York, sus estados cercanos y provincias canadienses. Ha sido aplicado en los Estados Unidos y Sudáfrica.

Muchos de los datos de entrada del modelo y los valores por defecto se presentan en la forma probabilística. Así, los cálculos permiten obtener, más que un solo valor numérico, rangos de valores con las probabilidades asociadas.

## b) EXMOBILE

El sector del transporte es una de las fuentes que más contribuye a la contaminación de la atmósfera. Las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de los automóviles y camiones son particularmente problemáticas porque ocurren a nivel del terreno, a menudo en áreas densamente pobladas. Por ejemplo, contribuyen a la formación de ozono troposférico, que representa un problema en las áreas urbanas de numerosos países. Las partículas finas, principalmente provenientes de camiones y autobuses de diesel, son especialmente dañinas. Estos contaminantes causan problemas de salud como bronquitis crónica, ataques de asma, síntomas respiratorios agudos, días de actividad restringida y aumento en la mortalidad. Ellos también pueden disminuir la visibilidad, degradar visualmente las áreas urbanas, reducir el rendimiento agrícola en las áreas afectadas y, en general, provocar una gran variedad de impactos ecológicos. También el sector del transporte emite una variedad de sustancias tóxicas consideradas precursoras de cáncer. Finalmente, sus emisiones de gases de efecto invernadero contribuyen al cambio climático global.

El Modelo de EXMOBILE fue desarrollado también en el Instituto Tellus, con el propósito de estimar la calidad del aire, los impactos en la salud, medioambientales y estéticos, y los costos externos asociados a alternativas de estrategias regionales de transporte -modos de transporte, tecnologías y conductas- o a políticas que afecten la cantidad, tipo y modo de uso del combustible, distancia recorrida por vehículo y emisiones.

El modelo estima una amplia variedad de efectos sobre la salud, como bronquitis crónica, ataques de asma, síntomas respiratorios agudos, visitas a hospitales, mortalidad y cambios en la visibilidad; asociado con los cambios en los niveles de concentración de monóxido de carbono, partículas y ozono. También incluye los efectos del benceno, el butadieno, formaldehído y acetaldehído en la salud humana, así como los efectos del ozono en las producciones agrícolas. El modelo también ofrece la opción de entrada para emisiones relacionadas con el cambio climático y otros impactos relacionados con el transporte, como aquellos asociados con la producción y distribución de combustibles.

El EXMOBILE usa los mismos modelos que el EXMOD para calcular la dispersión de las emisiones a la atmósfera y los cambios en la calidad del aire, teniendo en cuenta que la fuente de emisiones es lineal. Incluye igualmente una extensa base de datos de calidad del aire, demográfica y meteorológica. Ha sido aplicado en Estados Unidos y Sudáfrica.

Varios de los parámetros del modelo  $-F_{ER}$  y valores de impactos – son dados por defecto, basados en la literatura y pueden ser accesibles a los usuarios en pantallas de inspección y modificación. Al igual que el EXMOD, muchos de los datos de entrada del modelo y los valores por defecto se presentan en la forma probabilística.

El modelo proporciona una gran variedad de informes a varios niveles de detalle, incluyendo la calidad del aire, los impactos en la salud, las pérdidas de las cosechas, etc., y su valoración.

El modelo tiene un ambiente amigable y resulta fácil de usar. Todas sus funciones se acceden a través de menús y contiene un sistema de ayuda sensible al contexto. Es muy flexible;

los usuarios pueden evaluar diferentes localizaciones, a varios niveles de detalle y realizar estudios de sensibilidad al usar valores de entrada alternativos.

El modelo puede ser adaptado para cubrir otras áreas y obtener una resolución temporal y espacial más fina creando nuevos juegos de datos.

### c) **ECOSENSE**

EcoSense es un software desarrollado por el Instituto para Estudios Económicos y Uso Eficiente de la Energía (Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung) de la Universidad de Stuttgart, para la valoración de los impactos medioambientales y los costos externos provocados por las emisiones de contaminantes a la atmósfera de diferentes opciones de generación de electricidad. Está basado en la Metodología de Vías de Impacto establecida en el Proyecto ExternE.

Uno de los principales objetivos del EcoSense fue desarrollar un sistema amigable capaz de ejecutar procedimientos de valoraciones de impacto altamente estandarizadas, con un mínimo de datos requeridos al usuario. Además de los datos técnicos de las tecnologías a evaluar, sólo se necesita que el usuario introduzca un juego de datos meteorológicos locales requeridos por los modelos de dispersión local de contaminantes. El resto de los datos son proporcionados por el sistema, para que el usuario no pierda tiempo en la tediosa tarea de recopilación. Sin embargo, es obvio que este enfoque limita la flexibilidad del sistema para ser usado en una región para el que no fue concebido.

El EcoSense fue desarrollado con MS C para Windows y Paradox y está integrado por un Sistema de base de datos que comprende varios módulos. Los modelos de transporte de contaminantes, tanto a nivel local (ISCST) como regional (Windrose Trajectory Model, WTM y SROM), están completamente integrados al sistema. El SROM es usado para calcular los cambios en las concentraciones de Ozono. El WTM es una simplificación del Harwell Trajectory Dispersion Model, modelo más complejo desarrollado en el Reino Unido a mediados de los años 80, que modela las transformaciones de contaminantes primarios ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y  $\text{NH}_3$ ) a secundarios (aerosoles de sulfatos y nitratos), la dispersión y la deposición seca y húmeda de ambos tipos de contaminantes a escala regional, como se muestra en la figura 4.

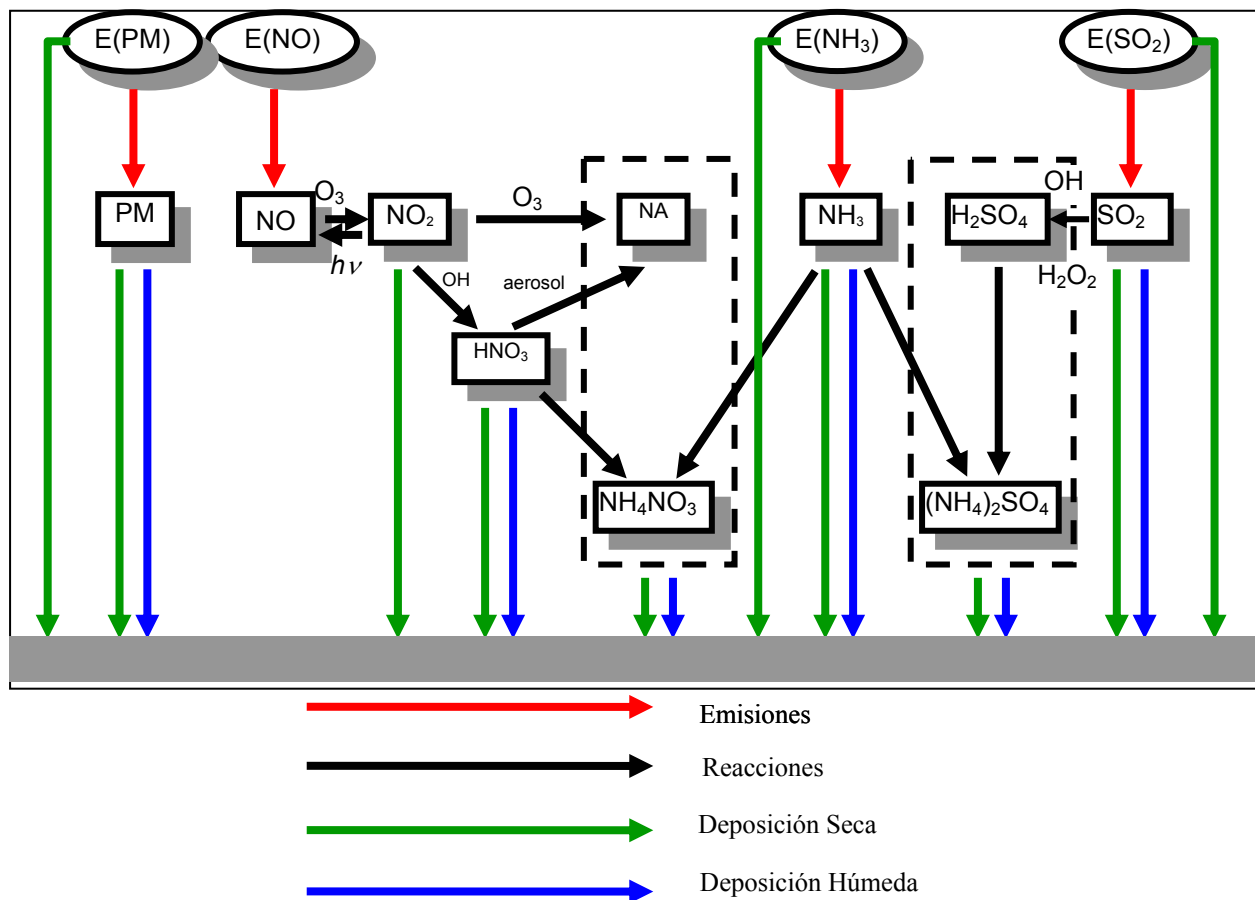
Desde la perspectiva del usuario, la estructura del sistema parece ser bastante diferente de la estructura real. El sistema cuenta con una rejilla regional de baja resolución que se divide a su vez en una rejilla de resolución mayor apropiada para la escala local. Los datos requeridos por ECOSENSE se muestran en el cuadro 2.

Actualmente existen versiones del EcoSense para Europa (impacto local y regional), Brasil/América del Sur, China y Rusia (impacto regional). La versión para Europa usa el sistema EUROGRID, tanto las celdas grandes de  $10\,000\text{ km}^2$  ( $100 \times 100\text{ km}$ ) como las pequeñas de  $100\text{ km}^2$  ( $10 \times 10\text{ km}$ ). Los datos correspondientes a las celdas menores son usados para estimar los impactos a escala local cerca de las fuentes emisoras, mientras que los datos de las celdas grandes son usados para la valoración del impacto regional. En la versión para Brasil y China, las celdas

para el dominio regional son de  $0.5 \times 0.5$ . La figura 5 muestra el dominio de impacto incluido en la versión para América del Sur.

Figura 4

REACCIONES QUÍMICAS QUE CONDUCE A LA FORMACIÓN DE AEROSOLES  
A PARTIR DE  $\text{SO}_2$  Y  $\text{NO}_x$  INCLUIDAS EN EL WTM



EcoSense permite evaluar las emisiones de una única fuente o de un grupo de fuentes agrupadas por sectores, aunque no en todas las versiones están disponibles estas dos opciones ni otras implementadas para Europa; por ejemplo, la versión para América del Sur sólo considera la opción de múltiples fuentes y la evaluación de los impactos regionales usando el WTM, es decir, no modela el impacto local ni la formación de ozono.

El EcoSense permite evaluar instalaciones nucleares, tanto centrales como minas, plantas de procesamiento y reprocesamiento durante la operación normal, como en situaciones de accidentes. El listado de datos requeridos en operación normal incluye la generación de electricidad anual [TWh/a] y la descarga anual de radionuclidos en [TBq/a]: Kr-85, total de gases nobles, H-3, C-14, isótopos de yodo y partículas. Para condiciones de accidentes se necesita el inventario de la instalación en [Bq] (gases nobles, isótopos de yodos y telurio, metales alcalinos, tierras raras, metales nobles y óxidos de metal), las condiciones de la liberación o descarga

(frecuencia de ocurrencia, fracción del inventario descargado, la hora de inicio de la descarga después de la parada de reacción de la cadena [h], la altura de liberación [m] y la energía descargada [MW]).

Cuadro 2

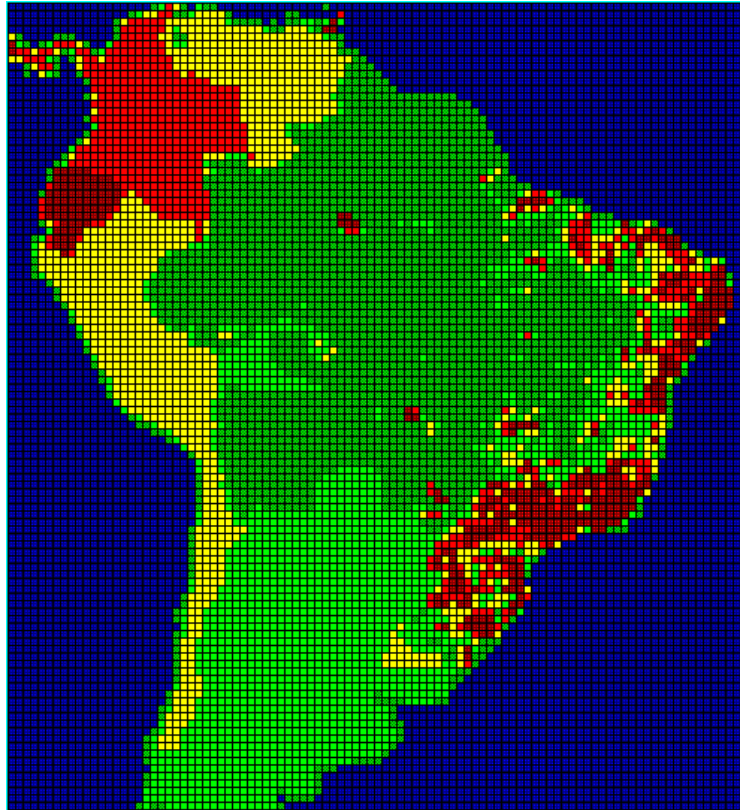
## DATOS NECESITADOS POR ECOSENSE

|  | En la localización de la fuente | EUROGRID 10 x 10 km | EUROGRID 100 x 100 km |
|--|---------------------------------|---------------------|-----------------------|
| Datos de los receptores  |                                 |                     |                       |
| Población  |                                 | ✓                   | ✓                     |
| Producciones agrícolas: trigo, cebada, remolacha azucarera, papas, avena y centeno |                                 | ✓                   | ✓                     |
| Materiales: piedra natural, cinc, acero galvanizado, mortero y pintura             |                                 |                     | ✓                     |
| Áreas de bosques de 4 categorías de sensibilidad                                   |                                 |                     | ✓                     |
| Áreas de 9 ecosistemas naturales   |                                 |                     | ✓                     |
| Datos meteorológicos regionales estadísticamente promediados                       |                                 |                     |                       |
| Velocidad del viento promedio  |                                 |                     | ✓                     |
| Rosa de los vientos en 24 sectores   |                                 |                     | ✓                     |
| Precipitaciones  |                                 |                     | ✓                     |
| Datos meteorológicos locales horarios durante un año                               |                                 |                     |                       |
| Velocidad del viento [m/s]   | ✓                               |                     |                       |
| Dirección del viento, (viento desde el norte = 180°, desde el este = 270°),        | ✓                               |                     |                       |
| Temperatura ambiente [K]   | ✓                               |                     |                       |
| Categoría de estabilidad   | ✓                               |                     |                       |
| Altura de la capa de mezcla rural y urbana [m],                                    | ✓                               |                     |                       |
| Exponente de perfil de viento  | ✓                               |                     |                       |
| Gradiente vertical potencial de temperatura [K]                                    | ✓                               |                     |                       |
| Altura del anemómetro  | ✓                               |                     |                       |
| Emisiones regionales   |                                 |                     |                       |
| SO <sub>2</sub> (Altas y bajas), NO <sub>x</sub> (Altas y bajas), NH <sub>3</sub>  |                                 |                     | ✓                     |
| Datos de la fuente emisora   |                                 |                     |                       |
| Capacidad bruta y neta [MW]  | ✓                               |                     |                       |
| Horas anuales de trabajo a plena carga [h]   | ✓                               |                     |                       |
| Emisiones de SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> y partículas [mg/Nm <sup>3</sup> ]  | ✓                               |                     |                       |
| Altura y diámetro de la chimenea [m]   | ✓                               |                     |                       |
| Flujo y temperatura de gases de escape [Nm <sup>3</sup> /h] [K]                    | ✓                               |                     |                       |
| Elevación de la base de chimenea sobre el nivel del mar [m]                        | ✓                               |                     |                       |
| Otros datos  |                                 |                     |                       |
| Elevación promedio del terreno   |                                 | ✓                   |                       |



Figura 5

Dominio de impacto en la versión del EcoSense Brasil/América del Sur



## 6. Dificultades para aplicar esta metodología en países en vías de desarrollo

El proceso de estimación de las externalidades medioambientales típicamente involucra a muchos expertos de diferentes ramas: ingenieros, modeladores de dispersión, epidemiólogos, ecólogos y economistas. Los análisis detallados necesitan gran cantidad de recursos, datos y tiempo. Los expertos en los países en vías de desarrollo enfrentamos a menudo el problema de no contar ni con los recursos ni con los datos necesarios para conducir un estudio de impacto detallado. La evaluación del impacto requiere gran cantidad de datos, en particular para estimar los impactos regionales, debido a que este dominio puede extenderse por miles de kilómetros. Se necesitan para cada una de las celdas del dominio regional considerado, los datos meteorológicos y la elevación, promediados estadísticamente –velocidades y dirección del viento, temperaturas y precipitaciones-, las concentraciones de fondo de especies existentes en el aire y que participarán en las reacciones químicas, incluidos los propios contaminantes primarios y la cantidad o densidad de los receptores –población, cultivos, materiales, ecosistemas-, según los impactos a evaluar.

A esto se suma un limitado nivel de recursos para determinar  $F_{ER}$  (a partir de estudios epidemiológicos) y realizar las valoraciones económicas en cada uno de los países, incluso regiones. Es por eso que el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) ha propuesto

recientemente un grupo de Metodologías Simplificadas basado en la Metodología Vías de Impacto, agrupadas en el software SIMPACTS, que permiten la estimación de los costos externos de una manera más sencilla, al alcance de los países en desarrollo.



SIMPACTS fue desarrollado para poner a disposición de los expertos nacionales un grupo de herramientas de cálculo que utilicen un número limitado de datos para evaluar los impactos físicos y los costos del daño a la salud humana y el ambiente de diferentes opciones de producción de electricidad. La metodología de SIMPACTS es transparente, fácil de implementar, requiere limitados datos de entrada y proporciona resultados razonablemente exactos y confiables, comparados con los obtenidos de los programas más sofisticados de valoración de impacto medioambientales.

Es importante tener presente que SIMPACTS está concebido para obtener un impacto aproximado, pero que su papel no es reemplazar un análisis de impacto medioambiental detallado. Más bien, ambos deben complementarse: SIMPACTS puede realizar un chequeo de los resultados de las valoraciones detalladas y obtener estimaciones en los casos en que los datos de entrada no están disponibles para realizar un análisis detallado, mientras que los análisis detallados permiten mejorar numerosos coeficientes que utilizan las metodologías simplificadas y por tanto mejorar sus resultados.

### III. METODOLOGÍAS SIMPLIFICADAS: SIMPACTS

SIMPACTS consiste en tres módulos principales: AIRPACTS, NUKPACTS e HYDROPACTS.

AIRPACTS estima los impactos en la salud humana, las cosechas agrícolas y los materiales, de la exposición a las emisiones atmosféricas rutinarias

Para evaluar los impactos en la salud, AIRPACTS incluye varios modelos que representan diferentes niveles de acercamiento analítico al problema en cuestión:

1. Modelo Simplificado Mejorado. En inglés *Robust Uniform World Model (RUWM)*. Estimaciones Básica (Basic), Media (Intermediate) y Superior (Best).
2. Modelo para la estimación de los impactos en la salud. En Inglés *QUick Estimation of Respiratory health Impacts (QUERI)*. Estimaciones Básica (Basic), Media (Intermediate) y Superior (Best).
3. Modelo para ambientes urbanos (*URBAN*). Estimaciones Básica (Basic) y Superior (Best).

El punto de partida de estos tres modelos es el Modelo Simplificado Básico. En inglés *Simple Uniform World Model (SUWM)*.

Los Modelos Simplificados Básico y Mejorado son soluciones aproximadas de la función de evaluación de impacto, en los que uno o más parámetros son asumidos uniformes o constantes a través del dominio de impacto.

En el SUWM, la densidad de población, los parámetros de dispersión atmosférica, en particular la tasa de remoción de un contaminante en el aire y las funciones exposición-respuestas, son tratados como constantes e independientes de los parámetros de la fuente y de su localización. En el RUWM la dependencia de la localización (caracterizada por la distribución de población local) y los parámetros reales de la fuente (en particular la altura de la chimenea y el flujo de gases) son considerados por un tratamiento matemático más riguroso, pero aún simplificado.

A pesar de las simplificaciones del SUWM y el RUWM, los estimados del impacto son razonablemente cercanos a los valores obtenidos en Europa cuando se aplicó la Metodología Vías de Impacto [Spadaro, 1998]. Los resultados se hacen más cercanos cuando la fuente se localiza en un área Rural o un poco poblada. En particular, los estimados del SUWM, cuando se analiza una fuente de altura de chimenea de 25m o más, varían dentro de un orden de magnitud respecto a los valores obtenidos en la Metodología Vías de Impacto, aun cuando las fuentes están localizadas cerca de ciudades densamente pobladas.

AGRIMAT evalúa los impactos en las cosechas agrícolas (pérdidas o aumento del rendimiento de las cosechas) y los materiales y estructuras constructivas (área de superficie

afectada), así como los costos resultantes de las emisiones de SO<sub>2</sub>, sin tener en cuenta la deposición húmeda. Los costos específicos se expresan como dlls/kg de cosechas ganadas o pérdidas, o dlls/m<sup>2</sup> de superficie afectada. AGRIMAT es una aplicación en Excel.

NUKFACTS proporciona una metodología para cuantificar y valorar los efectos adversos en la salud humana de las emisiones rutinarias y accidentales a la atmósfera de radionúclidos procedentes de instalaciones nucleares. El módulo HYDROPACTS ofrece un enfoque simplificado para estimar la pérdida de tierra y el desplazamiento de la población por la construcción de centrales hidroeléctricas, así como los impactos debido a accidentes o fallas de la presa y emisiones durante su construcción y operación.

Toda la información que aparece en este documento acerca de las Metodologías Simplificadas ha sido tomada de la documentación del SIMFACTS [Spadaro, 1999] La forma definitiva de los diferentes modelos está considerada en la versión final de SIMFACTS, y fue presentada en el taller de Trieste, Italia, en mayo 12-23/2003.

SIMFACTS también contiene un módulo de análisis de opciones, Decision Analysis Module, DAM.



## SIMFACTS

### 1. AIRFACTS

- Salud: RUWM, QUERI, URBAN, todos basados en el SUWM
- Cosechas y materiales: AGRIMAT

### 2. NUKFACTS

### 3. HYDROPACTS

### 4. DAM

## 1. Modelo Simplificado Básico (Simple Uniform World Model - SUWM)

El punto de partida del SUWM es la fórmula de evaluación de impacto mostrada en la ecuación [ 2] del capítulo II. Los daños son integrados sobre todos los receptores en riesgo. Usualmente el rango de impacto se extiende desde la fuente de emisión hasta algunos miles de kilómetros de distancia, dependiendo del tiempo de residencia del contaminante en el aire, antes de su eventual remoción, ya sea por transformaciones químicas, decaimiento (en el caso de las sustancias radioactivas) o deposición. Los rangos de tiempo de residencia varían desde unos minutos hasta años, incluso décadas. Los gases de efecto invernadero, como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O tienen largos tiempos de residencia. Por otra parte, las partículas de 10 µm o mayores son depositadas con bastante rapidez, y su efecto es limitado a algunos cientos de kilómetros de la fuente. Sin embargo, cortos tiempos de residencia no son necesariamente un indicador de un daño pequeño; el impacto depende considerablemente de la densidad del receptor, particularmente en áreas cercanas a la fuente de emisión.

### a) Consideraciones

Para encontrar una solución aproximada de la ecuación [ 2] son necesarias algunas consideraciones, las cuales incluyen [Spadaro, 1999]:

1. Se asume que los receptores de riesgo en el ámbito regional están uniformemente distribuidos, entonces:  $\rho(r) = \rho_{uni} = constante$ .
2. Las funciones concentración-respuesta se asumen independiente de la concentración de fondo, lineales sobre todo en el rango de concentraciones ambientales y sin umbral (no existe un valor de concentración mínimo por debajo del cual el impacto es cero). Las unidades de  $f_{er}$  son casos anuales o YOLL por receptor de riesgo (niños, adultos,.....) por unidad de concentración en el aire, la cual es usualmente expresada en unidades de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Se asume implícitamente que para todos los valores de  $C$ ,  $F_{er}(r,C(Q)) = f_{er}(r) C(r,Q)$ , donde  $f_{er}$  es la pendiente de la función concentración-respuesta.
3. Se asume además que la pendiente de las funciones concentración-respuesta tiene un valor constante en todo el dominio de impacto, de ahí que para todo valor de  $r$ , se cumpla la relación  $f_{er}(r) = f_{er,uni} = constante$
4. El incremento en la concentración se asumió proporcional a la tasa de remoción del contaminante de la atmósfera, tal que  $M(r) = k(r)C(r,Q)$ , donde  $M(r)$  es el flujo de remoción del contaminante a lo largo de la superficie de la tierra y tiene unidades de masa, por unidad de tiempo, por unidad de área de superficie (horizontal) y  $k(r)$  la constante de proporcionalidad con unidades de velocidad, de ahí que se nombre velocidad de decaimiento en el aire.

Se asumió que la velocidad de decaimiento es uniforme en todo el dominio de cálculo. Esto implica que los parámetros de dispersión atmosférica son independientes de la localización geográfica de la fuente de emisión. Por lo tanto  $k(r) = k_{uni} = constante$ .

Sustituyendo las ecuaciones anteriores en la ecuación principal de evaluación de impacto, se obtiene:

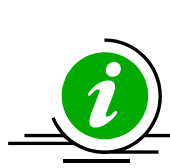
$$I = \frac{\rho_{uni} f_{er,uni}}{k_{uni}} \int_{\text{área}} M(r) dA. \quad [ 7]$$

La integral en la ecuación [ 7] es evaluada fácilmente teniendo en cuenta la conservación de masa. Así, para condiciones meteorológicas uniformes y estables en el dominio del impacto, se obtuvo:

$$\int_{\text{área}} M(r) dA = \begin{cases} Q & \text{Contaminantes primarios} \\ \frac{k_{p \rightarrow s} Q}{k_p} & \text{Contaminantes secundarios} \end{cases} \quad [ 8]$$

Donde  $K_p$  es la velocidad de decaimiento del contaminante primario. La descomposición química de los contaminantes primarios a especies secundarias (identificados por  $s$ ), si tal descomposición tiene lugar en el aire, es caracterizada por la velocidad de transformación  $k_{p-s}$ .

Finalmente, sustituyendo la ecuación [ 8] en la [ 7] se obtienen las expresiones del modelo para evaluar el impacto de los contaminantes primarios y secundarios.



Contaminantes Primarios

$$I = \frac{\rho_{uni} f_{er,p} Q}{k_p} \quad [ 9]$$

Contaminantes Secundarios

$$I = \frac{\rho_{uni} f_{er,s} Q}{k_{s,eff}}; \quad k_{s,eff} = \frac{k_s \cdot k_p}{k_{p \rightarrow s}} \quad [ 10]$$

Donde  $Q$  es la tasa de emisión de la especie primaria (masa por unidad de tiempo). Los subíndices  $p$  y  $s$  se refieren a los contaminantes primarios y secundarios respectivamente.

La ecuación de impacto [ 2] puede ser presentada en la forma siguiente, si  $Q$  y los parámetros que caracterizan el transporte en la atmósfera son considerados constante y la  $F_{ER}$  es lineal con pendiente  $f_{er}$ , sin umbral o con concentración de fondo superior al umbral.

$$I = \frac{\rho_{avg} f_{er} Q}{k} R, \quad R = \int_{Area\ de\ impacto} \frac{\rho(r,\theta)}{\rho_{avg}} \frac{M(r,\theta)}{Q} r dr d\theta \quad [ 11]$$

Teniendo en cuenta las ecuaciones [ 9] y [ 10], en el SUWM, el parámetro  $R$  en la ecuación anterior es considerado igual a 1 pues se asume una distribución de los receptores y una velocidad de decaimiento constantes.

Los costos totales de los impactos en la salud de un contaminante según el SUWM son calculados entonces como:

$$D = \frac{\rho_{uni} Q}{k} \sum_{impactos} f_{er,j} x C U_j \quad [ 12]$$

## b) Área de Impacto

Una consideración importante en las metodologías simplificadas es la determinación de los límites espaciales o el rango geográfico del análisis. ¿A qué distancia de la fuente emisora debe extenderse el análisis de la dispersión y la valoración de impacto para considerar “la mayoría” de los gravámenes sobre la salud?

Estudios realizados mostraron que para incluir entre 90% y 95% del impacto total, los límites espaciales del análisis deben extenderse hasta aproximadamente 1 000 km de la fuente emisora, límite que depende, en sentido inverso, de la densidad de población local; es decir que es menor cuando la fuente se localiza cerca de un gran centro urbano, pero en función directa de la altura de liberación de los contaminantes a la atmósfera (altura de la chimenea).

Una estimación aproximada del radio de dominio para evaluar el impacto de los contaminantes primarios puede obtenerse usando la relación especificada en la ecuación [ 13], donde  $u$  es la velocidad promedio del viento y  $h_{mix}$  la altura media de la capa de mezcla,  $k_p$  es la velocidad de decaimiento del contaminante primario (el rango típico es de 0.5 a 3 cm/s),  $\rho_{Local}$  y  $\rho_{Reg}$  son, respectivamente, las densidades locales y regionales de los receptores, promediadas sobre las superficies de tierra y agua.

La escala local consiste en un círculo con un radio de 50 km, centrado en la fuente emisora, mientras que el dominio regional considera un círculo con un radio de 1 000 km. Si el valor del rango de impacto calculado por la ecuación [ 13] excede 1 000 km, se usa un valor de 1 000 km para los análisis simplificados. Al calcular la densidad de receptor  $\rho_{uni}$  en las ecuaciones [ 9] y [ 10], el área de impacto se define como un círculo con un radio igual a  $R_{Impacto}$

$$R_{Impacto} = - \frac{u h_{mix}}{k_p} \text{Ln} \left[ 0.05 \left( \frac{\rho_{Local}}{\rho_{Reg}} \left( 1 - e^{\left( \frac{-50000 k_p}{u h_{mix}} \right)} \right) + e^{\left( \frac{-50000 k_p}{u h_{mix}} \right)} \right) \right]. \quad [ 13]$$

Como las especies secundarias se forman lejos del sitio de la emisión, el rango de impacto para estos contaminantes es mayor que el estimado para especies primarias, 1000 a 1500 km [Spadaro, 1999]. El rango para los aerosoles del sulfato es típicamente más pequeño que para los de nitrato.

En la práctica, se define un dominio local y la densidad local correspondiente, así como un radio regional de 1 000 km, en primera aproximación, y una densidad regional en ese dominio. Con estos valores se calcula el radio del impacto mediante la expresión anterior. Se estima así la densidad regional correspondiente al nuevo radio. Si la diferencia es considerable, se vuelve a calcular el radio del impacto regional.

### c) Velocidad de decaimiento

Las velocidades de decaimiento para contaminantes primarios y secundarios se pueden estimar por medio de tres métodos. Si no se tienen valores propios ni posibilidades de calcularlos, en primera aproximación se pueden utilizar las velocidades de decaimiento obtenidas para Europa. Los valores más elevados de  $k$  corresponden a contaminantes que desaparecen más rápidamente de la atmósfera, ya sea mediante deposición seca o húmeda o por transformación química a un compuesto secundario. El contaminante primario es referido como el precursor de la especie secundaria.

i) Método 1: Regresión a partir de los cálculos de dispersión atmosférica. Las velocidades de decaimiento para las sustancias primarias y secundarias se estiman mediante un modelo matemático simplificado que predice los cambios marginales en los valores de las concentraciones regionales, en función de la distancia de la fuente. A partir de mediciones o de simulaciones detalladas se calculan los coeficientes que hacen comparables los resultados de los modelos matemáticos simplificados con los detallados. El comportamiento de los contaminantes primarios y secundarios es diferente y por consiguiente se tratan separadamente.

Utilizando un sistema de coordenadas polares, el modelo matemático simplificado asumido considera:

- 1) Comportamiento estacionario:  $C(r, \theta, z, t, Q(t)) = C(r, \theta, z, Q)$
- 2) Contaminante verticalmente bien mezclado,  $C(r, \theta, z, Q) = C(r, \theta, Q)$
- 3) La velocidad y la dirección del viento es uniforme en el dominio del impacto:  $u(r, \theta, z, t) = u = \text{constante}$  y  $C(r, \theta, Q) = C(r, Q)$ .
- 4) La altura de la capa de mezcla y la velocidad de decaimiento son constantes en el dominio del impacto:  $h_{mix} = \text{constante}$ ;  $k = \text{constante}$ .

Con base en estas consideraciones, se obtuvieron las siguientes expresiones para los contaminantes primarios y secundarios, respectivamente:

|   |        |
|---|--------|
| Contaminantes Primarios   |        |
| $C_P = \frac{A_P}{r} e^{B_P r}, A_P = -\frac{Q}{2\pi u h_{mix}}, B_P = -\frac{k_P}{u h_{mix}}, k_P = -\frac{Q B_P}{2\pi A_P}$ | [ 14 ] |
| Contaminantes Secundarios   |        |
| $C_S = \frac{A_S}{r} \left( e^{B_P r} - e^{B_S r} \right), k_S = -\frac{Q B_P B_S}{2\pi A_S (B_S - B_P)}$                     | [ 15 ] |

Donde:

$$A_S = (A_P k_P - s) / (k_S - k_P),$$

$$A_P = Q / (2\pi u h_{mix}),$$

$$B_S = -k_S / (u h_{mix}),$$

$$B_P = -k_P / (u h_{mix}),^1$$

ii) Método 2. Ecuaciones de comportamiento de la atmósfera. Las velocidades de decaimiento de los contaminantes primarios y secundarios pueden ser obtenidas de las ecuaciones de balance de masa de la atmósfera que consideran la deposición seca, la remoción húmeda y la transformación de las especies primarias a secundarias. Las velocidades de la deposición seca ( $v_p$  y  $v_s$ ) están en función del tamaño y forma de la partícula y de las condiciones de la superficie. En general, las velocidades de deposición secas pueden abarcar hasta dos órdenes de magnitud, aunque los valores típicos normalmente varían en el rango de 0.1 a 2 cm/s. El coeficiente de lavado,  $\Lambda$ , determina la magnitud de la deposición húmeda, es decir, la razón a que el contaminante es removido del aire debido a la “purificación” local por las gotas de agua y a la

<sup>1</sup>  $A_P, B_P, A_S, B_S$  son obtenidos por análisis de regresión.



subsiguiente remoción en forma de precipitación.  $\Lambda$  tiene unidades de  $\text{seg}^{-1}$ , con valores típicos, en el orden de  $10^{-5}/\text{seg}$ .  $R_{p-s}$  y  $R_{s-t}$  son las tasas de conversión química de contaminantes primarios a secundarios y de secundarios a terciarios. Normalmente, los valores son reportados como % de la especie precursora transformada por hora.

|   |       |
|---|-------|
| Contaminantes Primarios   |       |
| $\frac{k_{pr}}{h_{mix}} = \left( \frac{v_{seca}}{h_{mix}} + \Lambda + R_{pr \rightarrow sc} \right)_P$  | [ 16] |
| Contaminantes Secundarios   |       |
| $\frac{k_{sc,eff}}{h_{mix}} = \frac{\left( \frac{v_{seca}}{h_{mix}} + \Lambda + R_{pr \rightarrow sc} \right)_{pr} \times \left( \frac{v_{seca}}{h_{mix}} + \Lambda + R_{sc \rightarrow tc} \right)_{sc}}{R_{pr \rightarrow sc}}$ | [ 17] |

iii) Método 3: Tiempo de residencia en la atmósfera. En la ausencia de mediciones o de datos de concentraciones regionales numéricamente generados, las velocidades de decaimiento  $k$  pueden estimarse a partir del tiempo de residencia en la atmósfera  $\tau$ . La velocidad de decaimiento es proporcional a  $(\tau_{aire})^{-0.4}$  para intervalos de residencia de hasta 75 días. Si  $\tau_{aire}$  se expresa en días, la constante de proporcionalidad es numéricamente igual a 1.2 y la velocidad de decaimiento tiene unidades de cm/s. Por ejemplo, la residencia típica cronometrada para NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> y partículas es de 1.1, 4.4 y 7.3 días, respectivamente. Por consiguiente, esta simple relación indica que las velocidades de decaimiento para estos contaminantes es de 1.16, 0.66 y 0.54 cm/s (Columna 4 del cuadro 3). Estas estimaciones son menores que los resultados obtenidos por el método 1, en aproximadamente un 20%. Ciertamente, estos resultados son aceptables. Estas comparaciones son un chequeo de consistencia, pues arrojan que las velocidades de decaimiento calculadas por métodos diferentes son similares.

$$k \text{ (cm/s)} = \frac{1.2}{\tau^{0.4} \text{ (días)}}, \quad (\tau_{aire} < 75 \text{ días}) \quad [ 18]$$

Cuadro 3

Velocidades de decaimiento (cm/seg) en Europa calculados por los tres métodos

| Contaminante    | Método 1: Análisis de regresión | Método 2: Balance de masa de la atmósfera <sup>2</sup> | Método 3: Tiempo de residencia atmosférica |
|-----------------|---------------------------------|--|--|
| Partículas      | 0.67                            | 0.15-2.5 (0.6) <sup>3</sup>                            | 0.54                                       |
| SO <sub>2</sub> | 0.73                            | 0.38-6.4 (1.3) <sup>4</sup>                            | 0.66                                       |
| NO <sub>x</sub> | 1.47                            |  | 1.16                                       |
| Sulfatos        | 1.73                            | 2.0-11.0(2.4) <sup>5</sup>                             |  |
| Nitratos        | 0.71                            |  |  |

<sup>2</sup> Los valores entre paréntesis corresponden a la “mejor estimación”.

<sup>3</sup>  $v_p=0.1-0.5$  (0.2 cm/seg),  $\Lambda=(0.25-1.7) \times 10^{-5}$  ( $0.5 \times 10^{-5}$  seg<sup>-1</sup>),  $R_{p-s}=0$ ,  $h_{mix}=200-1200$  (800 m).

<sup>4</sup>  $v_p=0.3-3.0$  (0.5 cm/seg),  $\Lambda=(0.25-1.7) \times 10^{-5}$  ( $0.5 \times 10^{-5}$  seg<sup>-1</sup>),  $R_{p-s}=0.5-4\%$  1/hora (1%/hora),  $h_{mix}=200-1200$  (800 m).

<sup>5</sup>  $v_p=0.1-0.8$  (0.2 cm/seg),  $\Lambda=(0.25-1.7) \times 10^{-5}$  ( $0.5 \times 10^{-5}$  seg<sup>-1</sup>),  $R_{p-s}=0.5-4\%$  1/hora (1%/hora),  $R_{s-t}=0$ ,  $h_{mix}=200-1200$  (800 m).

Cuadro 4

Velocidades de decaimiento (cm/seg) para varias regiones

| Continente        | Región             | PM <sub>10</sub> | SO <sub>2</sub> | NO <sub>x</sub> | Sulfatos | Nitratos |
|-------------------|--------------------|------------------|-----------------|-----------------|----------|----------|
| Europa            | Occidental         | 0.67             | 0.73            | 1.47            | 1.73     | 0.71     |
|                   | Oriental           | 0.86             | 0.89            | 1.05            | 1.98     | 1.29     |
| América del Norte | New York, EU       | 1.00             |                 |                 |          |          |
| América del Sur   | Norte de Argentina | 2.19             | 2.08            | 0.40            | 3.63     | 1.59     |
|                   | Norte de Paraguay  | 1.13             | 1.05            | 2.13            | 3.13     | 1.04     |
|                   | Norte de Brasil    | 2.86             | 1.38            | 2.26            | 4.76     | 3.00     |
|                   | Sur de Brasil      | 1.26             | 0.84            | 1.49            | 3.11     | 1.33     |
| Asia              | Beijing, China     | 0.64             | 0.84            | 1.44            | 1.77     | 0.82     |
|                   | Shangai, China     | 0.96             | 1.06            | 1.40            | 2.27     | 1.02     |
|                   | Sur de China       | 1.83             | 1.16            | 0.90            | 2.26     | 0.81     |
|                   | China Central      | 0.99             | 1.06            | 2.35            | 2.06     | 0.67     |
|                   | Norte de Tailandia | 0.65             | 0.87            | 1.53            | 1.82     | 0.76     |



### Datos básicos necesarios

1. Densidad regional de la población en un radio de 1000 km alrededor de la fuente: personas/km<sup>2</sup>
2. Tasa de emisión del contaminante evaluado: Ton/año\*
3. Pendiente de la  $F_{ER}$  para el contaminante evaluado y el impacto producido (casos/(año-receptor- $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )) ó índices básicos de incidencia del impacto (casos/(año-receptor) e incremento del riesgo (%/( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )).
4. Grupos de riesgos (% de la población total)
5. Velocidad de decaimiento del contaminante evaluado en la atmósfera: cm/seg
6. Costo del impacto producido: US\$/casos.

\* La tasa de emisión en Ton/año facilita que se consideren las emisiones medias en el año

## 2. Modelo Simplificado Mejorado (Robust Uniform World Model - RUWM)

El desarrollo del RUWM está determinado por el hecho de que el impacto de los contaminantes primarios es muy sensible a los parámetros de la chimenea, a las condiciones meteorológicas locales y a la distribución local de los receptores, lo que no es tomado en cuenta en el SUWM.

El RUWM es un modelo matemático aproximado que mejora los resultados obtenidos con el SUWM, ya que trata los dominios locales y regionales de forma independiente, teniendo en cuenta de una u otra forma, según la estimación que se trate, la distribución local de receptores, los datos meteorológicos locales y los parámetros de la fuente de emisión, particularmente la altura de la chimenea. El RUWM cuenta con tres estimaciones. Los resultados se obtienen a partir de la ecuación [ 19] [Spadaro, 1999].

$$R_{RUWM} = \frac{I}{I_{SUWM}} = \int_A \frac{\rho(r)}{\rho_{uni}} k_{uni} \left[ \frac{C}{Q} \Big|_{Local} + \frac{C}{Q} \Big|_{Regional} \right] dA \quad [ 19]$$

Donde:

$k_{uni}$  y  $\rho_{uni}$ , velocidad de decaimiento y densidad de población, ambas uniformes en todo el dominio,

$\rho(r)$ , densidad de receptores de riesgo en el vector de localización  $r$

$C$ , cambio incremental en la concentración de fondo para una tasa de emisión  $Q$

$A$ , área de impacto

$I_{SUWM}$ , es el impacto estimado a partir del SUWM

$I$ , impacto estimado

$R$ , véase ecuación 11.

Las contribuciones locales y regionales están separadas explícitamente. Para determinar las concentraciones locales se utiliza el modelo Gaussiano, según la ecuación [ 1]. En la escala regional, las concentraciones son promediadas horizontalmente, se asumen constantes la densidad regional de población y los parámetros meteorológicos.

### a) Estimación 1

En la estimación 1 del RUWM se realizan cuatro consideraciones fundamentales:

- i) La población local y la regional no son iguales entre sí pero ambas están uniformemente distribuidas en sus respectivos dominios:  $\rho(r) = \rho_{Local} = constante$ ,  $\rho(r) = \rho_{Regional} = constante$
- ii) El dominio local es un círculo con radio  $R_0$  centrado en la fuente (por defecto 50 km)
- iii) La velocidad del viento es constante y la rosa de los vientos uniforme.
- iv) El contaminante es verticalmente bien mezclado, es decir, la dispersión vertical es bastante rápida o instantánea

$$R_{RUWM1} = \frac{I}{I_{SUWM}} \Big|_{EST1} = \frac{\rho_{local}}{\rho_{regional}} \left[ 1 - e^{\left( -\frac{k R_0}{u h_{mix}} \right)} \right] + e^{\left( -\frac{k R_0}{u h_{mix}} \right)} \quad [ 20]$$

La aproximación  $\rho(r) = \rho_{uni}$  es usualmente válida, al menos que el dominio regional esté escasamente poblado. Asumiendo que  $k_{uni}=1$  cm/seg,  $u=2$  m/seg y  $h_{mix}=800$  m, entonces:

$$\frac{k}{u h_{MIX}} \approx 6.25 \times 10^{-6} \quad y \quad \frac{\rho_R}{\rho_{uni}} \approx 1$$

Esta estimación aparece en SIMPACTS como la Estimación Intermedia del RUWM.

### b) Estimación 2

En la estimación 2 se mantienen algunas consideraciones de la estimación 1: las poblaciones local y regional no son iguales entre sí, pero están uniformemente distribuidas en sus respectivos dominios; la velocidad del viento es constante y las rosas de los vientos uniformes, sin embargo ya se asume que el contaminante no se mezcla bien verticalmente, lo cual implica

que la concentración local es dependiente de la altura y de la distancia de la fuente. En consecuencia, se incorpora a la ecuación la altura efectiva de la chimenea, lo cual representa una mejora con respecto a la estimación 1, ya que los parámetros de la fuente juegan un papel importante en el proceso de dispersión.

$$R_{RUWM2} = \frac{I}{I_{SUWM}|_{EST2}} = \left( \frac{\rho_L}{\rho_{regional}} \right) \left( \frac{\sqrt{2} k}{\sqrt{\pi} u} \right) \int_0^{R_o} \frac{1}{\sigma_z} e^{-\frac{h_e^2}{2\sigma_z^2}} dr + e^{\left( -\frac{k R_o}{u h_{mix}} \right)} \quad [21]$$

$$\frac{\sqrt{2} k}{\sqrt{\pi} u} \approx 4.0 \times 10^{-3}$$

$\sigma_z$ , el coeficiente de dispersión vertical del penacho es función de la distancia a la fuente  $r$ , y de la estabilidad atmosférica.

Esta estimación aparece en SIMPACTS como la Estimación Superior del RUWM.

### c) Estimación 3

Esta estimación ofrece los resultados más exactos porque los datos meteorológicos locales y la distribución real de la población local son utilizados en los análisis. Localmente, la concentración es calculada usando la forma general de la dispersión Gaussiana (Ecuación [ 1]), que multiplicada por los datos locales de población y la  $F_{ER}$  permite obtener el impacto local. El impacto regional es calculado por medio del SUWM.

El impacto local total es la suma pesada de los impactos para cada valor de velocidad del viento  $u_j$ , siendo  $P_j$  la probabilidad de ocurrencia de dicha velocidad. En resumen, esta estimación considera:

- La población local no distribuida uniformemente
- Rosa de los vientos no uniforme
- El contaminante no es verticalmente bien mezclado, se necesita la altura efectiva de la chimenea

$$\frac{I}{I_{SUWM}|_{EST3}} = \sum_j \int_{-R_o}^{R_o} P_j \left( \frac{\rho(\vec{r}) k}{\rho_{uni} \pi u_j \sigma_y} \right) e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} dy \int_0^{R_o} \frac{1}{\sigma_z} e^{-\frac{h_e^2}{2\sigma_z^2}} dr + \left( \frac{\rho_R}{\rho_{uni}} \right) e^{\left( -\frac{k R_o}{u h_{mix}} \right)} \quad [22]$$

Donde  $\sigma_y$  es el coeficiente de dispersión lateral del penacho, también función de  $r$  y de la estabilidad;  $y$ ,  $r$  son las distancias perpendicular y en la dirección del viento.

Esta estimación no aparece en la versión actual de SIMPACTS.



### Datos necesarios adicionales al SUWM

Estimación Básica

7. Coordenadas de la fuente (Longitud/Latitud)

8. Ubicación de la fuente

Estimación Intermedia

9. Densidad local de la población en un radio < de 50 km alrededor de la fuente: personas/km<sup>2</sup>

10. Radio del dominio local: km

Estimación Superior

11. Datos meteorológicos promedios (Velocidad media del viento, Temperatura ambiente media, Estadísticas de estabilidad atmosférica);

12. Altura de la chimenea

13. Temperatura y velocidad de los gases de escape

### 3. Modelo para la estimación de los impactos en la salud (Quick Estimation of Respiratory health Impacts - QUERI)

A diferencia del RUWM, que es un modelo matemático aproximado, el QUERI es un modelo semiempírico. Su punto de partida es la ecuación de impacto del SUWM, modificada con diferentes coeficientes determinados sobre la base de los resultados de análisis detallados mediante la Metodología Vías de Impacto, y considerando algunas localizaciones en Europa, además de diferentes características de la fuente emisora

Los coeficientes están sujetos a futuras revisiones en la medida que se realicen análisis detallados en otras partes del mundo.

La versión más actualizada de este programa incluye tres estimaciones del impacto de la contaminación atmosférica por partículas: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y sus componentes atmosféricos secundarios (aerosoles de sulfatos y nitratos) sobre la salud. En la práctica, las estimaciones realizadas por el programa dependen de la disponibilidad de los datos de entrada. La estimación más simple requiere solamente de un dato de entrada: específicamente, la densidad regional de población en un radio de 1 000 kilómetros alrededor de la fuente emisora. El área de impacto se extiende sobre ambas superficies (agua y tierra). Un análisis más detallado se logra si se adiciona a la densidad regional de población, las estadísticas de la población local en una resolución de 5 x 5 kilómetros y los datos meteorológicos locales, en particular, velocidad y dirección del viento, y temperatura del aire.

Entre las Metodologías Simplificadas disponibles, el modelo que más se asemeja a los modelos detallados y que debe proporcionar resultados más exactos es la Estimación Superior del QUERI, ya que ninguno de los otros modelos considera la distribución de la población local en detalle, tanto en una resolución de 10 km x 10 km inicialmente, como de 5 km x 5 km en la última versión, así como los datos meteorológicos horarios para un año de referencia y todos los parámetros de la fuente emisora.

En los cuadros 5 al 7 se resumen las ecuaciones de evaluación de impacto usadas por el modelo. Los coeficientes resumidos en estas tablas fueron determinados sobre la base de los

resultados de los costos externos obtenidos de un análisis detallado mediante la Metodología Vías de Impacto, considerando algunas localizaciones en Europa y diferentes características en la fuente de emisión. Finalmente, conviene señalar que las relaciones de las tablas están sujetas a futuras revisiones, en la medida en que se realicen análisis detallados en otras partes del mundo.

### a) Estimación básica

La Estimación Básica requiere la menor cantidad de datos de entrada: sólo se necesita la densidad de la población regional alrededor de la fuente de emisión ( $\rho_{reg}$ , expresada en personas/km<sup>2</sup>). Los factores de corrección adimensionales  $C_F$  y  $C_T$  del cuadro 5 ajustan el estimado del SUWM, para el flujo de gases de escape y la temperatura de salida respectivamente, cuando estos parámetros son conocidos. Si el flujo de salida y/o la temperatura no son conocidos, los coeficientes  $R_F$  y  $R_T$  son iguales a uno.

Para los contaminantes primarios, la magnitud del impacto decrece con el incremento de la altura de la chimenea. Como la altura de la chimenea es una variable importante, a fin de incluirla se introduce un parámetro de corrección adicional ( $C_H$ ). El coeficiente  $C_H$  depende de la localización de la fuente y su valor es seleccionado, de forma que el estimado del QUERI y el impacto calculado utilizando la Metodología Vías de Impacto, conduce a los mismos resultados, cuando la altura de la chimenea es 100 metros.

Cuadro 5

#### ECUACIÓN DE EVALUACIÓN DE IMPACTO PARA LA ESTIMACIÓN BÁSICA DEL QUERI

| Calculo del daño: Impacto = SUWM $\times$ $C_F \times C_T \times C_H \times C_P \times C_K$ [ 23] |   |                 |                              |       |                  |
|---|---|-----------------|------------------------------|-------|------------------|
| ID  | Criterios de localización <sup>6</sup>            | $C_F$           | $C_T$                        | $C_H$ | $\gamma_{Local}$ |
| 0   | Rural ( $\rho_{Loc} / \rho_{Reg} < 2$ )           | $R_F^{-0.0568}$ | $1.020 \times R_T^{-0.2446}$ | 0.62  | 0.22             |
| 1   | Pequeña ciudad ( $\rho_{Loc} / \rho_{Reg} < 6$ )  | $R_F^{-0.1034}$ | $1.035 \times R_T^{-0.4288}$ | 2.44  | 0.50             |
| 2   | Mediana ciudad ( $\rho_{Loc} / \rho_{Reg} < 10$ ) |                 |                              | 4.29  | 0.73             |
| 3   | Gran ciudad ( $\rho_{Loc} / \rho_{Reg} > 10$ )    | $R_F^{-0.1507}$ | $1.050 \times R_T^{-0.600}$  | 6.10  | 0.84             |
| 4   | A de 25 km de una gran ciudad                     | $R_F^{-0.1034}$ | $1.035 \times R_T^{-0.4288}$ | 4.14  | 0.76             |
| 5   | A de 40 km de una gran ciudad                     |                 |                              | 2.22  | 0.54             |
| 6   | Más de 40 km de una gran ciudad                   |                 |                              | 1.69  | 0.41             |

Cuando la densidad local  $\rho_{loc}$  es conocida, para criterios de localización 0, 1, 2 y 3, radio del dominio local entre 44 y 56 km y relación de la densidad local y regional entre 0.5 y 15, el coeficiente  $C_H$  puede estimarse utilizando la función empírica basada en los resultados de ExternE  $C_H = 0.7972 \times (\rho_{loc}/\rho_{reg})^{0.7912}$ . Para las restantes localizaciones, los valores de  $C_H$  son tomados tal como se muestran en el cuadro 5. Basada en una aproximación matemática simple, puede calcularse como:

<sup>6</sup> Independientemente de las relaciones  $\rho_{loc} / \rho_{reg}$ , cuando se trate de una fuente localizada en una isla pequeña, cerca de un gran cuerpo de agua (lago u océano) o de una ciudad rodeada por áreas escasamente pobladas, los criterios de localización apropiados van de 0 a 1.

$$C_H = \frac{\rho_{local}}{\rho_{regional}} \left[ 1 - \exp\left(-\frac{k R_0}{u h_{mix}}\right) \right] + \exp\left(-\frac{k R_0}{u h_{mix}}\right) \quad [24]$$

Los otros factores del cuadro 5 se explican a continuación:

*SUWM*, Estimación del Modelo Simplificado Básico.

$C_H$ , factor de corrección por altura de la chimenea ( $h_{ref}=100m$ )

$C_T$ , factor de corrección por diferencia en la temperatura de los gases de escape ( $T_{ref} = 413 K$ , rango aceptable: 300-600 K)

$$R_T = \frac{T_{gases} (^{\circ}K)}{T_{ref}}, \quad [25]$$

$C_F$ , factor de corrección por diferencia en el flujo de gases de escape ( $F_{ref}=61.126 Nm^3/seg$ , rango aceptable: 30-120  $Nm^3/seg$ )

$$R_F = \frac{F_{gases} \left(\frac{Nm^3}{seg}\right)}{F_{ref}}, \quad F_{gases} \left(\frac{Nm^3}{seg}\right) = \frac{F_{gases} \left(\frac{m^3}{seg}\right) \times 273^{\circ}K}{T_{gases} (^{\circ}K)}, \quad [26]$$

$C_P$ , factor de corrección por diferencia en las densidades regionales ( $\rho_{Reg\_ref} = 80$  personas/ $km^2$ )

$$C_P = \frac{\rho_{Reg\_ref}}{\rho_{Reg}} \left[ \gamma_{Local} + (1 - \gamma_{Local}) \frac{\rho_{Reg\_ref}}{\rho_{Reg}} \right], \quad [27]$$

Donde  $\gamma_{Local}$  representa la fracción del impacto total correspondiente al dominio local. Cuando la densidad local  $\rho_{Loc}$  es conocida, para radio del dominio local entre 44 y 56 km y relación de la densidad local y regional de entre 0.5 y 15, el valor de  $\gamma_{Local}$  es estimado utilizando la siguiente expresión. En caso contrario  $\gamma_{Local}$  es aproximado usando las constantes que se muestran también en el cuadro 5.

$$\gamma_{Local} = 0.2574 \left( \frac{\rho_{Local}}{\rho_{Reg}} \right)^{0.4715} \quad [28]$$

$C_K$ , Factor de corrección por tipo de contaminante ajustado por las velocidades de decaimiento ( $k_{ref}=0.67$  cm/seg)

$$C_K = \frac{k}{k_{ref}} \left[ \gamma_{Local} + (1 - \gamma_{Local}) \frac{k}{k_{ref}} \right] \quad [29]$$

## b) Estimación media

Para la Estimación Media se requieren las densidades de población local y regional, así como la altura de la chimenea. Los parámetros  $F_S$  y  $F_\rho$  sustituyen a  $C_H$  y consideran la altura de la chimenea y la densidad de la población, respectivamente. El factor de corrección  $F_S$  asume que la densidad de población es constante e igual a  $\rho_{Reg}$  en todo el dominio de impacto. Como se muestra en el Cuadro 6, el parámetro  $F_\rho$  depende en gran medida de la localización geográfica de la fuente. Por ejemplo, para alturas de chimenea de 100 metros, el valor  $F_\rho$  para un gran centro urbano es 2.5 veces mayor que el correspondiente valor para una pequeña ciudad y para una altura de chimenea de 25 metros: la diferencia se incrementa a 3.5 veces [Spadaro, 1999].

Una ventaja especialmente importante de la Estimación Media es que el impacto físico calculado para un sitio de referencia puede ser transferido a otra localización donde se dispone de escasos o ningunos datos. El coeficiente  $C_{ST}$  tiene en cuenta las diferencias entre la población local y regional para la localización de referencia ubicada en Europa y la nueva localización.

Cuadro 6

### ECUACIÓN DE EVALUACIÓN DE IMPACTO PARA LA ESTIMACIÓN MEDIA DEL QUERI

| Calculo el daño: Impacto = SUWM $\times$ C <sub>p</sub> $\times$ C <sub>k</sub> $\times$ C <sub>f</sub> $\times$ C <sub>t</sub> $\times$ F <sub>s</sub> $\times$ F <sub>ρ</sub> |                            |  | [ 30 ]                 |
|---|----------------------------|--|------------------------|
| ID  | F <sub>s</sub>             | F <sub>ρ</sub>                           | ρ <sub>Local_ref</sub> |
| 0   | $2.94 \times h_S^{-0.206}$ | $4.35 \times h_S^{-0.153} \times C_{ST}$ | 56                     |
| 1   | $1.52 \times h_S^{-0.076}$ |  | 424                    |
| 2   | $1.38 \times h_S^{-0.056}$ |  | 559                    |
| 3   | $1.47 \times h_S^{-0.071}$ | $30.4 \times h_S^{-0.374} \times C_{ST}$ | 1013                   |
| 4   | $1.40 \times h_S^{-0.060}$ | $11.9 \times h_S^{-0.248} \times C_{ST}$ | 993                    |
| 5   | $1.50 \times h_S^{-0.074}$ | $3.93 \times h_S^{-0.141} \times C_{ST}$ | 692                    |
| 6   | $1.52 \times h_S^{-0.076}$ | $4.35 \times h_S^{-0.153} \times C_{ST}$ | 362                    |

Donde  $h_S$  es la altura de la chimenea (rango aceptable entre 25 y 300 m). Para contaminantes secundarios, las variables  $F_S$  y  $F_\rho$  son iguales a 1.

La variable  $C_{ST}$  es evaluada utilizando la siguiente relación:

$$C_{ST} = \frac{(\gamma_{Local} \times \rho_{Local} + (1 - \gamma_{Local}) \times \rho_{REG})_{localización\_nueva}}{(\gamma_{Local} \times \rho_{Local} + (1 - \gamma_{Local}) \times \rho_{REG})_{Localización\_ref}} \quad [ 31 ]$$

Cuando no se dispone de estadísticas de la población local, la densidad local puede estimarse  $\rho_{Local\_asumida}$  usando el criterio de localización especificado por el usuario y una densidad local de referencia para una localización en Europa que tenga el mismo criterio. Entonces:

$$\rho_{Local} = \rho_{Local\_asumida} = \rho_{Local\_ref} \left( \frac{\rho_{Reg}}{\rho_{Reg\_ref}} \right) \quad [ 32 ]$$



### c) Estimación superior

La Estimación Superior del QUERI (véase el Cuadro 7) requiere mayor cantidad de información, pero incluye todos los parámetros de la chimenea, las variables meteorológicas locales y los datos de población en una resolución de 10 km por 10 km, tomando como centro la fuente de emisión y extendiéndose 50 kilómetros alrededor de ésta. Las variables meteorológicas incluyen la velocidad (m/s) y la dirección del viento ( $^{\circ}$ ), así como la temperatura ambiente. La altura del anemómetro (m) a la cual es medida la velocidad del viento, es un dato adicional. En caso de no estar disponibles los datos meteorológicos horarios, es posible utilizar datos de mediciones cada tres horas.

Para los contaminantes primarios, el impacto local es calculado mediante un modelo de dispersión Gaussiano (Industrial Source Complex Long Term Model, ISCLT), mientras que el impacto regional es simplemente el estimado del SUWM. Puesto que los efectos locales para los compuestos secundarios (aerosoles de sulfatos y nitratos) son despreciables, para éstos sólo se necesita la estimación de impacto regional a partir de la ecuación 15 del capítulo I.

Los resultados del QUERI Estimación Superior varían en un rango de entre dos órdenes de magnitud cuando se comparan con los resultados detallados de la Metodología de Vías de Impacto.

Cuadro 7

ECUACIÓN DE EVALUACIÓN DE IMPACTO PARA LA ESTIMACIÓN SUPERIOR DEL QUERI

$$I = I_{P|Local} + I_{P|Reg} + I_{S|Reg} \quad I_{P|Local} = \sum_{j=1}^{400} N_{recep_j} f_{ER} \Delta C_j \quad [33]$$

$$I_{P|Reg} = I_{P|SUWM} e^{-\frac{k}{u_{Reg} h_{mix}} Ro} \quad I_{S|Reg} = I_{S|SUWM}$$

Donde:

$f_{ER}$ , Pendiente de las funciones concentración-respuesta

$C_j$ , Incremento en los niveles de concentración en la localización  $j$

$N_{receptores_j}$ , Número de receptores en la localización  $j$  ( $j$  varía de 1 a 400)



#### Datos necesarios adicionales al SUWM

Estimación Básica

7. Coordenadas de la fuente (Longitud/Latitud)

8. Ubicación de la fuente

Estimación Intermedia

9. Densidad local de la población en un radio < de 50 km alrededor de la fuente: personas/km<sup>2</sup>

10. Radio del dominio local: km

- 11. Altura de la chimenea  
Estimación Superior
- 12. Población local en una resolución de 5x5km
- 13. Temperatura y velocidad de los gases de escape
- 14. Datos meteorológicos horarios

#### 4. Modelo para ambientes urbanos (URBAN)

El modelo URBAN estima los impactos en la salud y los costos respectivos resultantes de los contaminantes primarios y secundarios emitidos desde una fuente situada en un ambiente urbano o muy cerca de él. Utiliza los datos meteorológicos locales medios y asume rosas de los vientos uniformes. Los datos de la población local pueden ser especificados mediante los valores reales, con una resolución de 5 km x 5 km, tomando como centro la fuente de emisión y extendiéndose hasta 50 kilómetros alrededor de ésta. Sin embargo, su distribución puede calcularse en forma aproximada mediante una distribución Gaussiana. En este caso, es necesario conocer la densidad de fondo ( $\rho_{fondo}$ ), posición del máximo ( $X_{max}$ ,  $Y_{max}$ ), y desviación estándar ( $\sigma_D$ ); el pico de la distribución ( $\rho_{max}$ ) y la densidad de personas en las coordenadas  $X$  y  $Y$  se calculan como:

$$\rho = (\rho_{max} - \rho_{fondo}) e^{-\left[ \frac{(X - X_{max})^2 + (Y - Y_{max})^2}{2\sigma_D^2} \right]} + \rho_{fondo} \quad [34]$$

La concentración de los contaminantes primarios es un promedio pesado sobre las categorías de estabilidad atmosféricas y se calcula como:

$$C_{Local} = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}\sigma_z} \frac{1}{r} e^{-\left( \frac{h_E^2}{2\sigma_z^2} \right)} \quad [35]$$

Los impactos a su vez son calculados como:

##### Para contaminantes primarios

$$I_{Local} = \sum_j N_{recep} j f_{ER} \Delta C_{Local} \quad [36]$$

$$I_{Reg} = I_{Reg}|_{SUWM} - I_{Local}|_{SUWM} \quad [37]$$

## Para contaminantes secundarios

$$I = I_{Reg} |_{SUWM}$$

[ 38]



### Datos necesarios adicionales al SUWM

Estimación Básica

7. Coordenadas de la fuente (Longitud/Latitud)

8. Ubicación de la fuente

Estimación Superior

9. Altura de la chimenea

10. Población local en una resolución de 5x5km

11. Temperatura y velocidad de los gases de escape

12. Datos meteorológicos estadísticos promedios

## 1. Datos necesarios para las metodologías simplificadas de impacto en la salud del SIMPACTS. Experiencia práctica

El Cuadro 8 resume los datos necesarios para cada una de las metodologías simplificadas descritas anteriormente.

Los datos necesarios para la Estimación Básica de los modelos QUERI, RUWM y URBAN son los mismos. Los siguientes epígrafes dan orientaciones prácticas de cómo estos datos pueden ser estimados.


### a) Datos de la fuente de emisión

Las metodologías simplificadas (SIMPACTS) no incluyen ningún módulo para cálculo de emisiones, éstas y el resto de los datos necesarios para evaluar la dispersión de los contaminantes, son datos de entrada para este software, así que las emisiones deben medirse o calcularse con otras metodologías: la del IPCC, usando factores de emisión típicos, el módulo de cálculo de emisiones del Sistema DECADES, etc.

La metodología para calcular los factores de emisión de CO<sub>2</sub> (dióxido de carbono), SO<sub>2</sub> (dióxido de azufre) y partículas en las centrales termoeléctricas a partir de la composición del combustible, de la estequiometría de las reacciones de combustión y de las condiciones reales en que éstas ocurren, en particular las características del ciclo térmico, es bastante sencilla. Los datos necesarios aparecen en el cuadro 9. Esta metodología no puede usarse para el cálculo de los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) en los gases de escape, los cuales se forman a partir de la reacción del nitrógeno contenido en el combustible o en el aire con el oxígeno de este último a altas temperaturas. Cuando no se dispone de metodologías exactas para calcular la formación de los contaminantes, como es el caso de los NO<sub>x</sub>, CO (monóxido de carbono), CH<sub>4</sub> (metano) y COVDM (compuestos orgánicos volátiles diferentes del metano), ni de datos experimentales, es posible estimar los factores de emisión en mg/Nm<sup>3</sup> a partir de los reportados en la literatura y en bases de datos internacionales.

Cuadro 8

DATOS DE ENTRADA REQUERIDOS POR LAS METODOLOGÍAS SIMPLIFICADAS  
INCLUIDAS EN SIMPACTS

|  Parámetros | SUWM                                   | RUWM  |          | QUERI  |       | URBAN    |               |
|--|--|-------|----------|--------|-------|----------|---------------|
|  |  | Media | Superior | Básica | Media | Superior |               |
|  | Dominio Regional                       |       |          |        |       |          |               |
| Densidad regional de los receptores  | ✓                                      | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | ✓             |
|  | Dominio Local: Datos de la fuente      |       |          |        |       |          |               |
| Ubicación (Longitud y latitud)   |  | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | ✓             |
| Zona horaria   |  |       |          |        |       | ✓        | ✓             |
| Altura de la chimenea  |  |       | ✓        |        | ✓     | ✓        | ✓             |
| Diámetro de la chimenea  |  |       | ✓        |        |       | ✓        | ✓             |
| Temperatura de los gases de escape   |  |       | ✓        | ‡      | ‡     | ✓        | ✓             |
| Velocidad de los gases de escape   |  |       | ✓        | ‡      | ‡     | ✓        | ✓             |
| Tasa de Emisión  | ✓                                      | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | ✓             |
| Velocidad de decaimiento   | ✓                                      | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | ✓             |
|  | Dominio Local: Datos meteorológicos    |       |          |        |       |          |               |
| Velocidad media del viento   |  |       | ✓        |        |       |          | ✓             |
| Temperatura ambiente media   |  |       | ✓        |        |       |          | ✓             |
| Estadísticas de estabilidad atmosférica  |  |       | ✓        |        |       |          | ✓             |
| Datos meteorológicos horarios <sup>7</sup>   |  |       | ,        |        |       | ✓        | ,             |
| Altura del anemómetro  |  |       |          |        |       | ✓        |               |
|  | Dominio Local: Datos de los receptores |       |          |        |       |          |               |
| Localización Urbana o Rural  |  | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | Zonas urbanas |
| Densidad local de los receptores   |  | ✓     | ✓        | ‡      | ✓     |          |               |
| Distribución de los receptores   |  | †     | †        | †      | †     | ✓        | ✓             |
| F <sub>ER</sub>  | ✓                                      | ✓     | ✓        | ✓      | ✓     | ✓        | ✓             |

✓ Dato imprescindible

‘ Puede ser sustituido por los valores medios estadísticos

‡ Si se conoce, los resultados son más exactos

† Puede ser sustituido por la densidad local de los receptores

Para que las estimaciones realizadas resulten lo más representativas posible, las emisiones instantáneas en g/seg a plena carga se deben corregir por los Factores de Utilización de la Potencia Instalada real de cada instalación evaluada en el período analizado.

Otros datos de la fuente emisora tales como velocidad y temperatura de los gases de escape, pueden medirse o calcularse usando la metodología presentada en la referencia [Turtós, 2000].

Existe amplia información para los factores de emisión del subsector transporte.

<sup>7</sup> Velocidad y dirección del viento, temperatura ambiente, categoría de estabilidad atmosférica, altura de la mezcla urbana y rural, exponente de perfil de viento y gradiente potencial vertical de temperatura.

Cuadro 9

## PRINCIPALES DATOS PARA CALCULAR LAS EMISIONES EN CENTRALES TERMOELÉCTRICAS

| Características del Combustible                |                   |
|--|-------------------|
| Valor Calórico Neto,                           | MJ/kg             |
| Densidad,                                      | g/cm <sup>3</sup> |
| Contenido de Humedad,                          | %                 |
| Cenizas,                                       | %                 |
| Contenido de Carbono,                          | %                 |
| Contenido de Azufre,                           | %                 |
| Contenido de Nitrógeno,                        | %                 |
| Contenido de Oxígeno,                          | %                 |
| Contenido de Hidrógeno,                        | %                 |
| Capacidad Bruta                                | MWe               |
| Capacidad Neta                                 | MWe               |
| Factor de utilización de la Potencia Instalada | h/año.            |
| Eficiencia                                     |                   |

**b) Datos meteorológicos**

Para cada instalación estudiada se deben usar los datos meteorológicos de la Estación más cercana, con condiciones geográficas y físicas similares, recomendadas por el Servicio de Caracterización Climático Nacional. En lo posible, convendría utilizar metodologías nacionales para el cálculo de las variables meteorológicas secundarias como la estabilidad atmosférica y las alturas de la mezcla urbana y rural, aunque el SIMPACTS incluye módulos de cálculo por defecto.

**c) Funciones concentración-respuesta**

Es conveniente conocer la distribución de la población por grupos de riesgo, ya que algunas  $F_{ER}$  están referidas a estos grupos y no a la población en general: niños, adultos, ancianos, asmáticos, adultos mayores de 30 años. También sería conveniente disponer de los índices básicos de mortalidad y de incidencia de las enfermedades más relacionadas con la contaminación atmosférica, para el caso de que se decidan usar  $F_{ER}$  donde se conozca el incremento del riesgo, tal como se explicó anteriormente. Algunas  $F_{ER}$  típicas (propuestas por ExternE-2000), aparecen en el cuadro 10. Lo óptimo sería disponer de  $F_{ER}$  obtenidas en estudios nacionales.

**d) Datos de los receptores**

Para obtener los datos de población, ya sea densidades regionales, locales o distribución en una resolución de 5x5 km, se propone el uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG), con capas de población actualizadas al menos hasta los términos municipales.

Cuadro 10

F<sub>ER</sub> Y COSTOS UNITARIOS (COSTOS/CASOS) PROPUESTAS POR EXTERNE-2000

| Grupo de riesgo: <b>Adultos</b>                             |  |   |                                       |
|---|--|---|---------------------------------------|
| <i>Impactos</i>   | <i>Contaminante</i>  | Pendiente de Fer<br>casos/(receptor $\mu\text{g}/\text{m}^3$ año) | Costos<br>DILs <sub>2000</sub> /casos |
| Bronquitis Crónica  | PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos                    | 2.45E-5<br>3.90E-5  | 177 800                               |
| Días de actividad restringida                               | PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos                    | 2.50E-2<br>4.20E-2  | 116                                   |
| Asmáticos   |  |   |                                       |
| Uso de Broncodilatadores                                    | PM <sub>10</sub> , Nitratos  | 1.63E-1 (2.72E-1)   | 42                                    |
| Síntomas respiratorios ligeros                              | (PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos)   | 6.06E-2 (1.01E-1)   | 8                                     |
| Tos   |  | 1.68E-1 (2.79E-1)   | 47                                    |
| Ancianos (adultos + 65 años)                                | PM <sub>10</sub> , Nitratos  | 1.85E-5   | 3 420                                 |
| Deficiencia cardiaca congestiva                             | PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos   | 3.09E-5   |                                       |
| Grupo de riesgo: <b>Niños</b>                               |  |   |                                       |
| Tos Crónica   | PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos                    | 2.07E-4<br>3.46E-4  | 252                                   |
| Asmáticos   |  |   |                                       |
| Uso de Broncodilatadores                                    | PM <sub>10</sub> , Nitratos  | 7.75E-2 (1.29E-1)   | 42                                    |
| Síntomas respiratorios ligeros                              | (PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos)   | 1.03E-1 (1.72E-1)   | 8                                     |
| Tos   |  | 1.33E-1 (2.23E-1)   | 47                                    |
| Grupo de riesgo: <b>Toda la población</b>                   |  |   |                                       |
| Mortalidad  |  |   |                                       |
| Corto Plazo (YOLL)  | SO <sub>2</sub>  | 5.34E-6   | 174 000 <sup>†</sup>                  |
| Largo Plazo (YOLL)  | PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos                    | 1.57E-4<br>2.60E-4  | 101 000 <sup>†</sup>                  |
| Ingreso hospitalario por<br>enfermedades respiratorias      | SO <sub>2</sub><br>PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos | 2.04E-6<br>2.07E-6<br>3.46E-6                                     | 4 540                                 |
| Ingreso hospitalario por<br>enfermedades cerebro vasculares | PM <sub>10</sub> , Nitratos<br>PM <sub>2.5</sub> , Sulfatos                    | 5.04E-6<br>8.42E-6  | 17 600                                |

<sup>†</sup> asumiendo una tasa de descuento del 3%.

Si se desea mostrar las isolíneas de concentración de contaminantes sobre mapas que muestren claramente las zonas afectadas por niveles altos, se debe disponer, por supuesto, de tales mapas y especialistas en trabajo con SIG.

### e) Evaluación monetaria

En ausencia de estudios nacionales para determinar los costos del impacto, se pueden utilizar los costos reportados por el Proyecto Externe para la Unión Europea (Costos<sub>UE</sub>) o los de otros estudios internacionales, y transferirlos a las condiciones nacionales (Costos<sub>Nacionales</sub>), de acuerdo con:



Costos\_Nacionales = Costo\_UE \*  $R_{ajt}$ , US\$/casos

[ 39]

Donde,  $R_{ajt}$  es un factor de ajuste. Existen diferentes criterios para determinar  $R_{ajt}$ :

- $R_{ajt} = (PPP\_PNBp\_Nacional / PPP\_PNBp\_UE)^E$ , donde  $PPP\_PNBp$  es la paridad del poder adquisitivo del  $PIBp$ . para el año de referencia en el país donde se hace el estudio y en los países de la Unión Europea o Estados Unidos donde se realizó el estudio cuyos resultados se están transfiriendo
- $R_{ajt} = (PIBp\_Nacional / PIBp\_UE)^E$ , donde,  $PIBp$  es el Producto Interno Bruto per cápita (USD/personas)
- $R_{ajt} = 1$ , si fuera posible que los pueblos valoraran sus condiciones de salud exactamente igual que la Unión Europea,

En los dos últimos casos  $E$  es un coeficiente de elasticidad, en función de condiciones nacionales que permitan valorar más o menos la salud y los impactos ambientales, independientemente del poder adquisitivo. Generalmente se le dan valores de 0.35 a 1.

#### f) **Ficheros de entrada y salida del AIRPACTS**

Todos los datos requeridos por los modelos se pueden introducir directamente, excepto aquellos de los receptores locales en una resolución de 5km x 5 km, tomando como centro la fuente emisora y extendiéndose 50 kilómetros alrededor de ella, y los datos meteorológicos locales horarios: temperatura ambiente, y velocidad y dirección del viento, requeridos por la Estimación Superior del QUERI. Ambos grupos de datos deben ser suministrados en dos ficheros. El fichero de datos meteorológicos locales puede contener también la clase de estabilidad atmosférica y la altura de la capa de mezcla.

Independientemente de que los datos de entrada y los resultados se muestran en pantalla, es posible salvar tres ficheros: el de datos de entrada (localización de la fuente emisora y sus características, las densidades locales y regionales de población estimadas y las funciones exposición-respuestas a evaluar y costos específicos); el de cambios marginales en los niveles de concentración de contaminantes primarios a escala local en caso que se ejecute el modelo de dispersión, y el de resultados, que contiene las estimaciones de impacto en la salud cuantificadas por el modelo.

Ejemplo de los ficheros de entrada se encuentran en los cuadros A1 y A2 del anexo.

## 6. AGRIMAT

Para la aplicación de las Metodologías Simplificadas en los cultivos se siguen los mismos pasos que para la salud. De los parámetros que caracterizan la fuente emisora (para la determinación del impacto en las cosechas agrícolas cuando son empleadas las Metodologías Simplificadas), sólo es necesaria la tasa de emisión de  $SO_x$ .

En la versión actual, el modelo puede ofrecer una aproximación de los daños a los tipos de receptores siguientes:

- Cosechas agrícolas: cebada, avena, patatas, centeno, remolacha y trigo.
- Materiales constructivos: acero galvanizado, caliza, piedra natural, pintura, piedra arenisca y zinc.

Los datos necesarios de AGRIMAT son:

- Concentraciones de fondo de SO<sub>2</sub>.
- Temperatura y humedad relativa ambiente.
- Distribuciones de cosechas y materiales.
- Emisiones de SO<sub>2</sub> y tasas de remoción (velocidad de decaimiento).
- Costos específicos (costo por el impacto, opcional).

La resolución de los datos de fondo y de distribución de los receptores es 100 km x 100 km. Pueden especificarse los datos de entrada para todo el dominio de impacto (2 000 x 2 000 km (o para cualquier parte o partes del dominio).

#### a) **Dispersión de contaminantes**

Las concentraciones incrementales a nivel regional son calculadas usando la siguiente ecuación, donde los parámetros tienen el mismo significado que en los modelos anteriores:  $u$  y  $h_{mix}$  tienen valores por defecto de 4m/seg y 560 m (que es el valor promedio para la categoría de estabilidad D, neutral). La resolución de la rejilla es la misma que para los datos de los receptores 100 km x 100 km, con la fuente ubicada en el centro, y las concentraciones son estimadas en los centros de cada celda. Para SO<sub>2</sub> el rango de la velocidad  $k$  de decaimiento está entre 0.7 y 2.1 cm/seg.

$$C_{Regional} = \frac{Q}{2 \pi u h_{mix} r} e^{\left( -\frac{k}{u h_{mix}} r \right)} \quad [40]$$

Si se conoce la altura de la chimenea y los datos meteorológicos estadísticos, y además pueden calcularse la altura efectiva de emisión  $h_E$  y el parámetro de dispersión vertical de la pluma  $\sigma_z$ , es posible mejorar los resultados calculando la concentración local en las cuatro celdas más cercanas a la fuente, que corresponden burdamente a un círculo de 100 km de radio, usando la ecuación siguiente:

$$C_{Local} = \frac{Q}{\sqrt{2} \sqrt[3]{\pi} u \sigma_z} \frac{1}{r} e^{\left( -\frac{h_E^2}{2 \sigma_z^2} \right)} \quad [41]$$

#### b) **Funciones concentración-respuesta**

i) Cosechas. Para las cosechas y materiales constructivos, las  $F_{ER}$  son relaciones no-lineales que dependen de la concentración de fondo de SO<sub>2</sub> y de otros parámetros meteorológicos, como temperatura, humedad relativa, precipitación y nivel del pH ambiente. Para



las cosechas, es posible obtener un beneficio (daños negativos) cuando la concentración de fondo de SO<sub>2</sub> es suficientemente baja.

No se ha observado un daño en las cosechas por acción de las partículas. Los NO<sub>x</sub> actúan como fertilizante hasta dosis altas y el daño que causan se debe al ozono (O<sub>3</sub>) troposférico secundario del que es precursor, con un impacto realmente elevado en las cosechas. La formación del ozono a partir de los contaminantes primarios se obtiene a través de estudios de dispersión regional de contaminantes, no considerados en las Metodologías Simplificadas. Tampoco se consideran los efectos de los SO<sub>4</sub> y los NO<sub>3</sub> que contribuyen a las lluvias ácidas y consecuentemente a la acidificación de los suelos y a la pérdida de rendimiento en las cosechas.

De los resultados obtenidos en ExternE se comprobó que los costos del daño obtenidos para las cosechas agrícolas son muy bajos comparados con los daños en la salud humana; el costo promedio en Europa es alrededor de 20 Euros/ton de SO<sub>2</sub>; sin embargo, para el ozono los costos son significativos, 300 Euros/ton de NO<sub>x</sub> y 200 Euros/ton de VOC (Compuestos orgánicos volátiles).

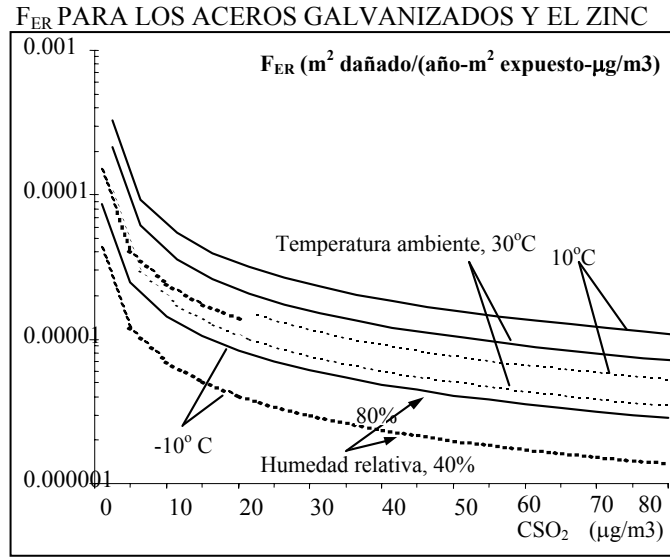
La F<sub>ER</sub> implementada en el modelo para valorar el impacto en los cultivos de las emisiones de SO<sub>2</sub> fue recomendada por especialistas de ExternE y ha sido ampliamente usada en Europa. La función es no lineal, es decir, su pendiente no es constante, y por debajo de cierto valor de concentración se obtienen beneficios en lugar de pérdidas.

$$\Delta \text{Producción (\%)} = \begin{cases} 0.0067C_{SO_2}^2 - 0.259 C_{SO_2} & \text{para } C_{SO_2} \leq 39 \mu\text{g} / \text{m}^3 \\ 0.241 C_{SO_2}^2 - 9.35 & \text{para } C_{SO_2} > 39 \mu\text{g} / \text{m}^3 \end{cases} \quad [42]$$

ii) Materiales de construcción. Las F<sub>ER</sub> simplificadas, que cuantifican los impactos por la exposición de varios materiales de construcción al SO<sub>2</sub> ambiente, se muestran a continuación. Estas relaciones fueron obtenidas en Europa por el Instituto Sueco de corrosión y han sido ampliamente usadas en dicho continente. Los impactos por la deposición húmeda del SO<sub>2</sub> sobre los materiales son mayores que por su exposición directa, pero la deposición húmeda no está considerada en este modelo debido a su complejidad.

Las F<sub>ER</sub> no son lineales y muestran una fuerte dependencia de la temperatura  $T$  y humedad ambiente  $RH$ . Tienen unidades de m<sup>2</sup> de superficie dañada / (año-m<sup>2</sup> de material expuesto-μg/m<sup>3</sup>) (véase la figura 6). La pendiente está también en función del período de tiempo de mantenimiento  $\tau$ , que depende del tipo de material, de las condiciones meteorológicas y de las prácticas de limpieza locales. Los valores típicos en Europa son: acero galvanizado y zinc -10 años-, piedra caliza -15- y arenisca o piedra natural -12.

Figura 6



#### Acero galvanizado

$$f_{ER} = \frac{10^{-4} C_{SO_2}^{-0.78} e^{[0.018 RH + b(T - 10)]}}{\tau^{0.15}}; \tau \sim 10 \text{ años}$$

$$b = 0.062, T \leq 10^\circ C$$

$$b = -0.021, T > 10^\circ C$$

[ 43]

#### Piedra caliza

$$f_{ER} = \frac{3.4 \times 10^{-4} C_{SO_2}^{-0.52} e^{[-0.018 T]}}{\tau^{0.04}}; \tau \sim 15 \text{ años}$$

[ 44]

#### Arenisca o Piedra natural

$$f_{ER} = \begin{cases} \frac{2.9 \times 10^{-4} C_{SO_2}^{-0.48}}{\tau^{0.09}} & T \leq 10^\circ C \\ \frac{2.9 \times 10^{-4} C_{SO_2}^{-0.48} e^{[-0.013(T - 10)]}}{\tau^{0.09}} & T > 10^\circ C \end{cases}$$

$\tau \sim 12 \text{ Años}$

[ 45]

#### Superficies pintadas

$$f_{ER} = 24 \times 10^{-4} \left( 1 - \exp \left[ -\frac{0.121 RH}{100 - RH} \right] \right)$$

Finalmente, si no se conoce la concentración local, los impactos son evaluados como:

$$I_{Reg} = \sum_{do\ min\ io} C_{Reg} \times f_{ER}(C_{SO_2}; T; RH; \tau) \times Receptores \quad [46]$$

Sí se calculó la dispersión local, entonces:

$$I_{Local} = \sum_{4\ celdas\ dominio\ local} C_{Local} \times f_{ER}(C_{SO_2}; T; RH; \tau) \times Receptores \quad [47]$$

$$I = I_{Reg} - I_{Reg}, 4\ celdas\ del\ do\ min\ io\ local + I_{Local} \quad [48]$$

iii) Evaluación monetaria. La determinación final de los costos externos se basa en los costos específicos dlls/ton de producto agrícola perdido o dlls/m<sup>2</sup> de superficie dañada. Los costos específicos para Europa basados en los precios de mercado se muestran en el cuadro 11.

Cuadro 11

COSTOS ESPECÍFICOS DE COSECHAS Y MANTENIMIENTO DE MATERIALES EN EUROPA

| Cosechas          | Dlls <sub>2000</sub> /ton de producto                        |
|-------------------|--|
| Cebada            | 66   |
| Avenas            | 69   |
| Patatas           | 101  |
| Centeno           | 192  |
| Remolachas        | 59   |
| Trigo             | 119  |
| Materiales        | Costos de mantenimiento Dlls <sub>2000</sub> /m <sup>2</sup> |
| Acero galvanizado | 34   |
| Caliza            | 314  |
| Piedra natural    | 314  |
| Pintura           | 14   |
| Arenisca          | 314  |
| Zinc              | 28   |

## 7. HYDROPACTS

Aunque no hay duda de los beneficios considerables de la hidroenergía, como fuente de energía renovable con baja generación de gases contaminantes y de desechos en general, con capacidades de regulación, además de sus efectos colaterales de aumento en la producción agrícola por la irrigación y aumento en las posibilidades de suministro de agua para el uso doméstico, estos beneficios contrastan con una serie de efectos medioambientales, económicos y sociales adversos. Las grandes presas han provocado extensos impactos negativos en los ríos y ecosistemas donde se han construido y los beneficios prometidos no siempre han sido alcanzados.

El impacto más polémico que generan las grandes presas es el desplazamiento forzado de las personas de las zonas a inundar y la compensación que éstas deben recibir. Además, aunque estas áreas son una porción baja del área total de la tierra, la pérdida es sustancial porque las cuencas de los ríos contienen las tierras más fértiles, los bosques más diversos y los ecosistemas típicamente más ricos.

Otros impactos negativos de la hidroenergía son:

1. Durante la construcción de la presa: Emisiones y ruido, así como lesiones o muertes del personal ocupacionalmente expuesto.
2. Durante la inundación: Pérdidas de tierras agrícolas, pérdidas en la producción de madera, cambios o pérdidas de los potenciales turísticos, reubicación de la población, efectos en la salud por incremento de las enfermedades relacionadas con las aguas, malaria, encefalitis japonesa B, etc., pérdida de objetos arqueológicos, históricos, culturales y minerales, sedimentación.
3. Cambios en el flujo del río: Pérdida de recursos pesqueros, pérdida de biodiversidad: especies acuáticas, aves, plantas y vida silvestre en general; deterioro en la calidad de las aguas debido a la descomposición anaeróbica de la vegetación sumergida, pérdida o cambio en los suministros de agua.
4. Accidentes en las presas.

#### **a) Alcances del modelo**

El modelo HYDROPACTS fue desarrollado para estimar algunos de los impactos señalados y cuantificar los costos. El modelo permite estimar:

1. La población desplazada (personas).
2. Las emisiones de gases contaminantes (CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) durante la construcción de la presa (prevista para futuras versiones del modelo) y de efecto invernadero durante su operación (CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>) (ton/año).
3. Impactos por accidentes o fallas del dique (vidas perdidas y años de vidas perdidos).

HYDROPACTS permite valorar los costos sociales debido a:

1. Desplazamiento forzado de la población.
2. Pérdida de terrenos.
3. Pérdida de producción agrícola y ganadera.
4. Pérdida de recursos naturales y culturales.
5. Accidentes o fallas del dique.
6. Incremento de las enfermedades.
7. Las emisiones de gases de efecto invernadero y tóxicos en general (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) durante la operación y construcción de la presa.

Aunque HYDROPACTS fue diseñado para las presas destinadas a la generación de electricidad, la mayor parte de la metodología es aplicable a otros tipos de presas como las multipropósito, para irrigación o para proyectos de control de flujo.

Es obvio que los impactos de las hidroeléctricas son altamente sitio-específicos definidos por factores como la altura del dique, la topografía de la región, la región del planeta, el uso del terreno y la densidad de la población. Sin embargo, por regla general, los impactos aumentan con el tamaño de la presa. Esto significa, que para una valoración inicial es necesario estimar el área que será potencialmente inundada. HYDROPACTS proporciona un enfoque simplificado que con información limitada permite realizar una estimación rápida de área inundada y sus impactos potenciales.

## **b) Datos requeridos**

El modelo necesita los siguientes datos de entrada:

### **i) Características de la presa**

- Tasa media de falla del dique
- Altura de la presa ( $H_D$ , m)

Si no se conoce la altura del dique, entonces se puede estimar por dos vías: a partir de la altura de agua neta nominal y su corrección, o a partir de la potencia de la planta, el flujo de agua a las turbinas y la corrección de la altura de agua neta nominal. Para esto adicionalmente se requerirá:

- Altura de agua neta nominal (m)
- Corrección de la altura de agua neta nominal (m)
- Potencia de la planta (MW)
- Factor de potencia de la planta (%)
- Flujo de agua a las turbinas ( $m^3/s$ )

### **ii) Características del sitio**

- ID de la región: Tropical o Boreal
- Índice del terreno: Por semejanza con algunos terrenos conocidos
- Tipo de terreno: cañón, garganta, paso entre montañas, valle estrecho o plano
- Tiempo medio de advertencia en caso de accidente (h)
- Inclinación media del terreno ( $\alpha$ , grados)
- Inclinación media del río ( $\beta$  grados)
- Área inundada ( $IA_{RS}$ ,  $km^2$ )

Sólo es necesario introducir el índice del terreno (tierras bajas, montañas, etc.) si no se dispone de la información sobre la inclinación media del terreno y del río ( $\alpha$  y  $\beta$ ). Si no se conoce el área inundada, el modelo lo estima, a partir del índice del terreno.

### **iii) Características de la población y del uso de las tierras a inundar**

- Densidad de la población en la cuenca del río (personas/ $km^2$ )

- Población expuesta al riesgo de accidente (personas)
- Porción de personas a reubicar o compensar (%)
- Uso de la tierra: % de las tierras ocupadas por bosques, labrantíos y otros usos
- Productos agrícolas (ton/año) que se cosechan, recursos ganaderos (unidades) y recursos naturales (unidades/año) en el área a inundar
- Incremento en la incidencia de enfermedades (casos/año)

#### **iv) Datos económicos**

- PIBp\_2000, PIBp\_1995 (dls/persona)
- Costo estimado del área de bosque y de las tierras de labrantío (dls/hectárea)
- Fracción de costos del proyecto que han sido internalizados (%)
- Tiempo de vida útil del proyecto (años)
- Tasa de descuento (%)
- Precios de mercado de los productos agrícolas que se cosechan, recursos ganaderos y recursos naturales en el área a inundar (dls/ton)
- Costos de las enfermedades cuya tasa de incidencia aumentará (dls/caso)

Si se conocen los valores de las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en ton/km<sup>2</sup>\_año, éstos se introducen como datos de entrada; en caso contrario, el modelo las estima. Para muchos parámetros existen valores por defecto que pueden ser usados junto a análisis de sensibilidad para acotar rangos de resultados.

#### IV. CARACTERIZACIÓN COMPARATIVA DE LOS PRINCIPALES SOFTWARE DISPONIBLES PARA ESTIMAR LAS EXTERNALIDADES

Entre los software analizados, SIMPACTS es realmente el único disponible, sin costo alguno a través del OIEA, susceptible a ser implementado por cada país sin realizar modificaciones en su código fuente (véase el cuadro 12).

Cuadro 12

##### SOFTWARE DISPONIBLES PARA ESTIMAR LAS EXTERNALIDADES DE LA ENERGÍA

|                                    | EXMOD <sup>8</sup>   | EcoSense   | SIMPACTS  |
|------------------------------------|--|--|---|
| Fuentes que evalúa                 | Calderas de comb. fósil, CEN (Centrales Electro nucleares, Aerogeneradores | Calderas de comb. fósil, Instalaciones nucleares (CEN, Plantas de re y procesamiento)                  | Calderas de comb. fósil, Instalaciones Nucleares, Hidroeléctricas tipo embalse                                |
| Emisiones                          | Modulo de calculo  | Dato de entrada  | Dato de Entrada   |
| Dispersión Local                   | SCREEN2, ISCLT2  | ISCLT2   | ISCLT2  |
| Dispersión Regional                | SLIM3  | WTM  | SUWM  |
| Ozono                              | OLM  | SROM   | -   |
| Contaminantes                      | Partículas, CO, Ozono, Sulfatos, Nitratos, Mercurio, Plomo, Radionuclidos  | Partículas, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , CO, Sulfatos, Nitratos, Radionuclidos, Metales Pesados | Partículas, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , CO, Sulfatos, Nitratos, Radionuclidos, Metales Pesados        |
| Sistema Operativo                  | MS-DOS   | Windows  | Windows   |
| Lenguaje de Programación           | FoxPro   | C, Paradox   | Visual Basic, Excel   |
| Impacto Salud                      | ✓  | ✓  | ✓   |
| Impacto Cultivos                   | ✓  | ✓  | ✓ (muy simplificado)  |
| Impacto Materiales                 | ✓  | ✓  | ✓ (muy simplificado)  |
| Impacto Ecosistemas                |  | ✓  | -   |
| Costos del daño (bajo, medio alto) | Costo/Kwh.<br>Costo/ton _contaminante<br>Costo Total                       | Costo/Kwh.<br>Costo/ton _contaminante<br>Costo Total   | Costo/Kwh.<br>Costo/ton _contaminante<br>Costo Total  |
| Aplicado a                         | EEUU, Sudáfrica  | Europa, América del Sur, Rusia, China  | Países en Desarrollo: Cuba, Brasil, Tailandia, Corea, Pakistán, Polonia, Lituania, Rumania, etc. <sup>9</sup> |

En realidad, en el marco de ExternE no se desarrolló ningún software especial para evaluar las externalidades del transporte, las emisiones estimadas se dispersaron con el ROADPOL en el dominio local y se usó el EcoSense para el dominio regional (véase el cuadro 13).

<sup>8</sup> La información presentada para el EXMOD y el EXMOBILE es a partir de las referencias consultadas porque los autores de este informe no lo han utilizado.

<sup>9</sup> Precisamente esta es una de las principales ventajas del SIMPACTS, que puede aplicarse a cualquier parte del planeta y aunque la calidad de los resultados dependerá de los datos disponibles, aún la aproximación más grosera ofrece resultados aceptables.

Cuadro 13

## SOFTWARE DISPONIBLES PARA ESTIMAR LAS EXTERNALIDADES DEL TRANSPORTE

|                                    | EXMOBILE   | ExternE  |
|------------------------------------|--|--|
| Emisiones                          | Calculo  | Dato de entrada  |
| Dispersión Local                   | ISCLT  | ROADPOL  |
| Dispersión Regional                | SLIM3  | WTM  |
| Ozono                              | OLM  | -  |
| Modelo                             | EXMOD  | ECOSENSE   |
| Costos del daño (bajo, medio alto) | Costo/ vehículo-km recorrido,<br>Costo/ton de contaminante,<br>Costo Total | Costo/ vehículo-km recorrido,<br>Costo/ton de contaminante,<br>Costo Total |

La implementación de alguno(s) de los software que permiten realizar estudios detallados, (EXMOD, EXMOBILE y EcoSense) pudiera enfrentarse de forma conjunta por un grupo de países de la región, en coordinación con la subse de la CEPAL en México. Ésta sería una forma viable de evaluar los impactos a nivel regional y crear una base de datos regionales aplicable a otro tipo de estudios. La figura 7 muestra una posible zona, que incluye México, América Central y el Caribe.

Figura 7

## POSIBLE ÁREA DE ESTUDIO PARA LOS SOFTWARE DE ESTUDIOS DETALLADOS



Las ventajas del SIMPACTS han sido mencionadas en secciones anteriores, donde se trata las dificultades de aplicar los estudios detallados a los países en vías de desarrollo, y pueden ser resumidas en las siguientes: software transparente, fácil de usar, que requiere datos de entrada limitados y que aporta resultados razonablemente exactos.



Estas ventajas tienen particular importancia a la luz de que muchas políticas medioambientales requieren indicadores medios del impacto, en lugar de resultados sitio-específicos (daños por kilogramo de contaminante), y de que en los análisis de las cadenas energéticas (Full Energy Chain Assessment) se necesitan los valores típicos porque para muchos pasos de la cadena es desconocida la situación exacta de las fuentes de emisiones.

La principal limitación del SIMPACTS es la forma aproximada con que trata el impacto regional. El proyecto ExternE y otros estudios han demostrado que el impacto regional puede representar hasta el 90%, o incluso más, del impacto total [Spadaro, 1999]. En general, las limitaciones del SIMPACTS pueden resumirse como:

1. Considera de forma muy aproximada el impacto regional.
2. Está diseñado para evaluar una única fuente puntual elevada en estado estacionario. Así el análisis de las múltiples fuentes requiere ejecutar el programa varias veces.
3. No evalúa estados transitorios ni situaciones de accidentes. Solo el modelo NUKPACTS lo puede hacer para los radionuclidos.
4. Se consideran condiciones de dispersión uniformes a lo largo de terrenos llanos aunque el tratamiento del relieve o el efecto de edificaciones es posible usando factores de escala.
5. No se consideran la precipitación local y las transformaciones químicas aunque están disponibles factores de corrección.
6. La estimación de los impactos sobre materiales y cosechas es muy limitado: es aplicable a un número limitado de cosechas y materiales, no considera los efectos de la deposición húmeda e incluye un número limitado de  $F_{ER}$ .
7. No incluye la estimación de los impactos y costos del daño para bosques u otros ecosistemas.
8. No considera la interacción multi-medios: aire\_agua\_tierra.

## Anexo

## FORMATO DE FICHEROS DE ENTRADA

Cuadro A-1

FICHERO DE DATOS METEOROLÓGICOS HORARIOS <sup>10</sup>

|   |   |   |   |     |      |       |   |     |
|---|---|---|---|-----|------|-------|---|-----|
| • Datos meteorológicos primarios  |   |   |   |     |      |       |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 1 | 110 | 0.60 | 295.0 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 2 | 110 | 1.10 | 294.9 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 3 | 110 | 0.60 | 294.7 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 4 | 100 | 0.60 | 294.6 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 5 | 100 | 0.60 | 294.3 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 6 | 120 | 0.60 | 294.3 |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 7 | 110 | 0.60 | 294.1 |   |     |
| .....   |   |   |   |     |      |       |   |     |
| <u>Incluye:</u> Año, Mes, Día, Hora, Dirección del viento en grados, Velocidad del viento en <i>m/s</i> y Temperatura ambiente en <i>K</i>  |   |   |   |     |      |       |   |     |
| • Datos meteorológicos primarios más Categoría de estabilidad atmosférica y altura de la capa de mezcla   |   |   |   |     |      |       |   |     |
| 93  | 1 | 1 | 1 | 110 | 0.60 | 295.0 | 3 | 800 |
| 93  | 1 | 1 | 2 | 110 | 1.10 | 294.9 | 3 | 800 |
| 93  | 1 | 1 | 3 | 110 | 0.60 | 294.7 | 6 | 200 |
| 93  | 1 | 1 | 4 | 100 | 0.60 | 294.6 | 6 | 200 |
| 93  | 1 | 1 | 5 | 100 | 0.60 | 294.3 | 6 | 200 |
| 93  | 1 | 1 | 6 | 120 | 0.60 | 294.3 | 6 | 200 |
| 93  | 1 | 1 | 7 | 110 | 0.60 | 294.1 | 6 | 200 |
| .....   |   |   |   |     |      |       |   |     |
| <u>Incluye:</u> Año, Mes, Día, Hora, Dirección del viento en grados, Velocidad del viento en <i>m/s</i> y Temperatura ambiente en <i>K</i> , Categoría de estabilidad atmosférica y altura de la capa de mezcla (m) |   |   |   |     |      |       |   |     |

<sup>10</sup> Nota: Se tomaron para el ejemplo los valores de las 7 primeras horas de un día.

Cuadro A-2

## FICHERO DE DISTRIBUCIÓN LOCAL DE POBLACIÓN CON RESOLUCIÓN 5 KM X 5 KM

|       | -47.5  | -42.5 | -37.5  | -32.5 | -27.5 | -22.5 | -17.5 | -12.5 | -7.5  | -2.5  | 2.5  | 7.5  | 12.5 | 17.5 | 22.5 | 27.5 | 32.5 | 37.5 | 42.5 | 47.5 |   |
|-------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---|
| 47.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 42.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 37.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 32.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 27.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 22.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 17.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 12.5  | 0      | 0     | 0      | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 7.5   | 0      | 0     | 2740   | 2740  | 5516  | 5516  | 2349  | 2349  | 366   | 366   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| 2.5   | 0      | 0     | 2740   | 2740  | 5516  | 5516  | 2349  | 2349  | 366   | 366   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0 |
| -2.5  | 227981 |       | 227981 |       | 72564 | 72564 | 23385 | 23385 | 18910 | 18910 | 2263 | 2263 | 1986 | 1986 | 1723 | 1723 | 3023 | 3023 | 8893 | 8893 |   |
|       | 2679   | 2679  |        |       |       |       |       |       |       |       |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |   |
| -7.5  | 227981 |       | 227981 |       | 72564 | 72564 | 23385 | 23385 | 18910 | 18910 | 2263 | 2263 | 1986 | 1986 | 1723 | 1723 | 3023 | 3023 | 8893 | 8893 |   |
|       | 2679   | 2679  |        |       |       |       |       |       |       |       |      |      |      |      |      |      |      |      |      |      |   |
| -12.5 | 53920  | 53920 | 50952  | 50952 | 10915 | 10915 | 4486  | 4486  | 2484  | 2484  | 2094 | 2094 | 1810 | 1810 | 6317 | 6317 | 7645 | 7645 | 6568 | 6568 |   |
| -17.5 | 53920  | 53920 | 50952  | 50952 | 10915 | 10915 | 4486  | 4486  | 2484  | 2484  | 2094 | 2094 | 1810 | 1810 | 6317 | 6317 | 7645 | 7645 | 6568 | 6568 |   |
| -22.5 | 15158  | 15158 | 13878  | 13878 | 2761  | 2761  | 2712  | 2712  | 2852  | 2852  | 2358 | 2358 | 1745 | 1745 | 2150 | 2150 | 1314 | 1314 | 1421 | 1421 |   |
| -27.5 | 15158  | 15158 | 13878  | 13878 | 2761  | 2761  | 2712  | 2712  | 2852  | 2852  | 2358 | 2358 | 1745 | 1745 | 2150 | 2150 | 1314 | 1314 | 1421 | 1421 |   |
| -32.5 | 2681   | 2681  | 2971   | 2971  | 2578  | 2578  | 2755  | 2755  | 3830  | 3830  | 3374 | 3374 | 1719 | 1719 | 1365 | 1365 | 1246 | 1246 | 1361 | 1361 |   |
| -37.5 | 2681   | 2681  | 2971   | 2971  | 2578  | 2578  | 2755  | 2755  | 3830  | 3830  | 3374 | 3374 | 1719 | 1719 | 1365 | 1365 | 1246 | 1246 | 1361 | 1361 |   |
| -42.5 | 2691   | 2691  | 3113   | 3113  | 2559  | 2559  | 2612  | 2612  | 3622  | 3622  | 2272 | 2272 | 1589 | 1589 | 1187 | 1187 | 1240 | 1240 | 1392 | 1392 |   |
| -47.5 | 2691   | 2691  | 3113   | 3113  | 2559  | 2559  | 2612  | 2612  | 3622  | 3622  | 2272 | 2272 | 1589 | 1589 | 1187 | 1187 | 1240 | 1240 | 1392 | 1392 |   |

## REFERENCIAS

1. *Electricity Generation and Environmental Externalities: Case Studies*, Energy Information Administration, U.S., Department of Energy (DOE/EIA-0598), September 1995.
2. Turtós L, Meneses E, *Posibles enfoques a utilizar en el tratamiento de las externalidades de la generación eléctrica. Resultados preliminares en su determinación*, Contribución a la Educación y la Protección Ambiental, Volumen 0, V Taller de la Cátedra de medio Ambiente, ISCTN, La Habana, junio 1999.
3. Spadaro, J.V, 1999. *Quantifying the Damages of Airborne Pollution: Impact Models, Sensitivity Analyses and Applications*, Doctoral Dissertation, Ecole des Mines de Paris, Centre d'Energetique, 60 Boulevard St Michel, F 75272, Paris, Cedex 06, FRANCE.
4. *External costs of transport in ExternE*, P. Bickel, S. Schmid, W. Krewitt, R. Friedrich. Contract JOS3-ct95-0004. January 1996 to 31 May 1997. Research funded in part by the European Commission in the framework of the non nuclear energy programme.
5. <http://www.tellus.org/general/software.html>.
6. Stephen Bernow and William Dougherty, 1998, *Modeling the Environmental Benefits of Alternative Fuel Vehicles and Transportation Demand Policies*, Externalities in the Urban Transport-Assessing and Reducing the Impacts, Fondazione Eni Enrico Mattei & Scuola Superiore Enrico Mattei, 27-29 October, 1998, Milan, Italy.
7. *User's Manual, EcoSense 2.0*, Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung.
8. *EcoSense, Reference Manual*, Database Tables.
9. Krewitt, W., Trukenmueller A, Bert-Droste-Franke, Thomas Heck, *EcoSense versions*, Presentation in IER, University of Stuttgart, IER, 14 May 2001.
10. *AIRPACTS MANUAL, Version 1.0*, A tool for assessing the environmental impacts and damage costs to human health, agricultural crops and man-made structures from exposure to routine atmospheric emissions, Prepared by Joseph V. Spadaro For the International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Austria, October 2002.
11. *AIRPACTS IMPACT METHODOLOGY, Version 1.0*, A tool for assessing the environmental impacts and damage costs to human health, agricultural crops and man-made structures from exposure to routine atmospheric emissions, Prepared by Joseph V. Spadaro For the IAEA, Vienna, Austria, October 2002.
12. DECADES Tools: User's Manual for version 1.0, IAEA, Vienna, Austria, 1999.
13. U.S. Environmental Protection Agency, *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources*, <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>.
14. GEMIS, Global Emission Model for Integrated Systems, Version 4.03, Oko Institut, Copyright 1995-2001.

15. Turtós, L., Meneses E., 2000, Metodología para la determinación de los datos a utilizar en la evaluación de las externalidades, VI Taller Cátedra de Medio Ambiente, ISCTN, La Habana, ISBN 959-02-0253-5.
16. Office of Transportation and Air Quality (OTAQ), Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Volume II: Mobile Sources, 5th edition, Highway Vehicles and Nonroad Mobile Sources, <http://www.epa.gov/otaq/ap42.htm>.
17. Markandya, 1998, *The Indirect Costs and Benefits of Greenhouse Gas Limitations*. Economics of Greenhouse Gas Limitations Handbook Reports, prepared for the UNEP Collaborating Centre on energy and Environment, Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark.
18. Tidblad, J., Kucera, V., Mikhailov, A.A., 1998, *Statistical Analysis of 8 Year Materials Exposure and Acceptable deterioration and Pollution Levels*, UN/ECE International Co-Operative Programme on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments, Report No.30, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, Sweden.
19. *Simplified Methodology to Quantify Environmental Impacts of Large Hydro Dams. Methodology and Model Guide*, March 2003. Prepared for IAEA, Vienna, Austria by Guenter Conzelmann, Center for Energy, Environmental, and Economic Systems Analysis (CEEESA), Decision and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory.