

VELOCIDADES DE DECAIMIENTO DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS PARA MEJORAR LA MODELACIÓN SIMPLIFICADA DE LA DISPERSIÓN REGIONAL

Madeleine Sánchez Gácita, Leonor Turtós Carbonell, José de Jesús Rivero Oliva

Centro de Gestión de la Información y Desarrollo de la Energía (CUBAENERGIA)
Calle 20 N° 4111 e/ 18-A y 47, Miramar, Playa, Ciudad de la Habana, Cuba

msgacita@cubanergia.cu

Resumen

El trabajo está dirigido a la mejora del cálculo de las externalidades del sector energético a través de Metodologías Simplificadas, mediante la obtención de velocidades de decaimiento para los contaminantes primarios SO_2 , NO_x y PST (partículas en suspensión totales), así como para los aerosoles de sulfato y nitrato que se originan a partir de los primeros. El principal objetivo fue encontrar estos parámetros para diferentes casos, con vistas a brindar un conjunto de valores para los mismos en el área geográfica, entre los cuales está seleccionar los más representativos para su utilización en futuros estudios que por razones de datos, tiempo o falta de personal adiestrado recurran a una modelación simplificada de la dispersión regional. Se seleccionaron seis centrales termoeléctricas, tres en Cuba en las localidades de Mariel, Santa Cruz y Tallapiedra y tres en México localizadas en Tuxpan, Tula y Manzanillo; para las cuales se obtuvieron valores de las velocidades de decaimiento de los contaminantes considerados a partir de estudios detallados de la dispersión regional de éstos. El valor obtenido para la velocidad de decaimiento del SO_2 es similar en todos los casos. Los resultados para las plantas de Tallapiedra, Santa Cruz, Mariel y Manzanillo son muy cercanos entre sí. Para Tula y Tuxpan se obtuvo una mayor incertidumbre en la estimación.

DEPLETION VELOCITIES FOR ATMOSPHERIC POLLUTANTS ORIENTED TO IMPROVE THE SIMPLIFIED REGIONAL DISPERSION MODELLING

Abstract

The present work is aimed to improve externalities assessment using Simplified Methodologies, through the obtaining of depletion velocities for primary pollutants SO_2 , NO_x and TSP (Total Suspended Particles) and for sulfate and nitrate aerosols, the secondary pollutants created from the first ones. The main goal proposed was to estimate these values for different cases, in order to have an ensemble of values for the geographic area, among which the most representative could be selected for using it in future studies that appeal to a simplified methodology for the regional dispersion assessment, taking into account the requirements of data, qualified manpower and time for a detailed approach. The results where obtained using detailed studies of the regional dispersion that were conducted for six power facilities, three from Cuba (at the localities of Mariel, Santa Cruz and Tallapiedra) and three from México (at the localities of Tuxpan, Tula and Manzanillo). The depletion velocity for SO_2 was similar for all cases. Results obtained for Tallapiedra, Santa Cruz, Mariel and Manzanillo were similar. For Tula and Tuxpan a high uncertainty was found.

Key words: Energy policy, planning, environmental policy, air pollution, aerosols, particles.

INTRODUCCIÓN

La comunidad internacional ha dedicado esfuerzos importantes a la evaluación de las externalidades ambientales del sector energético. De hecho, ha sido la temática a la que se le han dedicado más recursos en los últimos años en la Unión Europea, a través de los proyectos ExternE (Externalities of Energy, desarrollado desde 1992 hasta el 2001 [1]), NewExt (del 2001 al 2003), ExternE-POL (del 2002 al 2004) y otros actualmente en ejecución

como NEEDS, MAXIMA, HEATCO, THRESHOLDS, METHODEX y ESPREME. También la Agencia de Protección Ambiental y otras instituciones de Estados Unidos han trabajado en el tema desarrollando metodologías y software como EXMOD, EXMOBILE y más recientemente BenMAP. La adecuada internalización de las externalidades ambientales traería consecuencias de gran importancia en el panorama energético mundial, ya que la competitividad de la energía fósil disminuiría con relación a otras más

limpias, como la energía nuclear y las energías renovables.

En el marco de ExternE se desarrolló la metodología de Vías de Impacto (Impact Pathway Methodology), que permite realizar evaluaciones completas de cadenas energéticas y determinar los costos externos asociados a ellas. La metodología desarrollada fue integrada en un software, EcoSense, que se aplicó a todos los países de la Unión Europea [2], América del Sur, Rusia y China. La metodología Vías de Impacto es la aproximación más refinada para determinar los costos externos pero su implementación detallada requiere de una amplia gama de datos y estudios preliminares, lo que ha limitado su aplicación en los países en vías de desarrollo. En su lugar, varios países de la región como México, Costa Rica y Cuba han empleado "metodologías simplificadas".

SIMPACTS, software que agrupa las Metodologías Simplificadas, es desarrollado y distribuido por el Organismo Internacional de Energía Atómica, como alternativa a los estudios detallados; permite la estimación de los impactos físicos y los costos del daño a la salud humana y el ambiente de diferentes opciones de producción de electricidad de una manera más sencilla, con un nivel de complejidad escalonado en dependencia de los parámetros disponibles para cada caso. La metodología de SIMPACTS es transparente, fácil de implementar, requiere datos de entrada comparativamente modestos y proporciona resultados que son razonablemente exactos y fiables comparados con los obtenidos de los programas más sofisticados de valoración de impactos medioambientales.

SIMPACTS está concebido para obtener un impacto aproximado, pero su papel no es reemplazar un análisis de impacto medioambiental detallado. Más bien, ambos deben complementarse. Las Metodologías Simplificadas permiten obtener estimaciones en los casos en que los datos de entrada no están disponibles para realizar un análisis detallado y realizar un chequeo de los resultados de las valoraciones obtenidas por éste. A su vez los análisis detallados permiten mejorar numerosos coeficientes que utiliza Metodologías Simplificadas y por tanto mejorar sus resultados.

Uno de los modelos incluidos en SIMPACTS contiene todos los elementos de las metodologías de Vías de Impacto a excepción de la dispersión regional de los contaminantes atmosféricos, donde los contaminantes primarios se transforman en otros tan o más tóxicos y agresivos al medio. Los estudios realizados han comprobado, que los principales impactos sobre la salud humana de muchos de los contaminantes primarios, como

por ejemplo los óxidos de azufre y nitrógeno, no son los provocados por ellos directamente, sino por los aerosoles de sulfato y nitrato en que se transforman durante la dispersión a escala regional [3].

En Cuba se logró modelar recientemente la dispersión regional de contaminantes [4] implementando el Windrose Trajectory Model (WTM) [5-8], desarrollado en el marco del proyecto ExternE a partir del Harwell Trajectory Model (HTM).

La modelación de la dispersión regional permite estimar las velocidades de decaimiento de los contaminantes, que constituyen parámetros clave en las Metodologías Simplificadas. Las velocidades de decaimiento de los contaminantes (k) representan en un valor único, todos los mecanismos de remoción del contaminante de la atmósfera (deposición seca y húmeda y transformación a otros contaminantes), permitiendo modelar la dispersión regional de forma simplificada. Hasta el momento los países del área que han aplicado SIMPACTS, han utilizado velocidades de decaimiento calculadas para otras zonas del planeta, pues no se han reportado valores para la región. Este trabajo recoge la metodología para estimar las velocidades de decaimiento, por primera vez en nuestro país; así como los valores obtenidos para tres centrales termoeléctricas (CTE) en Cuba y tres en México.

METODOLOGÍA

Las Metodologías Simplificadas proponen estimar las concentraciones de contaminantes primarios y secundarios mediante la utilización de un modelo matemático simplificado para predecir los cambios en la concentración en función de la distancia de la fuente como resultado de las emisiones generadas por la misma [6]. El tratamiento matemático a seguir es diferente para especies primarias y secundarias y parte de las siguientes aproximaciones como premisa:

- Estados estacionarios.
- Los contaminantes se encuentran completamente mezclados en toda la capa de mezcla.
- La magnitud del viento es constante para todo el dominio considerado y la probabilidad de ocurrencia es igual para todas las direcciones.
- La altura de la capa de mezcla es uniforme para todo el dominio considerado.

En el caso de los contaminantes primarios estas consideraciones conducen a la siguiente solución teórica:

$$C_p = \frac{Q}{2\pi u h_{mix} r} e^{-\frac{k_p r}{u h_{mix}}} = \frac{A_p}{r} e^{B_p r}$$

donde:

Q , Flujo de contaminantes emitidos, $\mu\text{g}/\text{seg}$

h_{mix} , Altura de la capa de mezcla, m

u , Velocidad del viento, m/seg

r , Distancia de la fuente al receptor, m

$$A_p = Q / (2\pi u h_{\text{mix}})$$

$$B_p = -k_p / (u h_{\text{mix}})$$

$k_p = -(QB_p) / (2\pi A_p)$, velocidad de decaimiento del contaminante primario, m/seg .

Para contaminantes secundarios se obtiene:

$$C_s = \frac{Q}{2\pi u h_{\text{mix}} r} \left(\frac{k_{p \rightarrow s}}{k_s - k_p} \right) \left[e^{\frac{k_p}{u h_{\text{mix}} r}} - e^{\frac{k_s}{u h_{\text{mix}} r}} \right] = \frac{A_s}{r} \left[e^{B_p r} - e^{B_s r} \right]$$

donde:

$$A_s = (A_p k_{p \rightarrow s}) / (k_s - k_p)$$

$$B_s = -k_s / (u h_{\text{mix}})$$

k_s , velocidad de decaimiento del contaminante secundario, m/seg

$k_{p \rightarrow s}$, velocidad de decaimiento del contaminante primario al secundario, m/seg

$$k_{s, \text{eff}} = k_p k_s / k_{p \rightarrow s} = -(QB_p B_s) / (2\pi A_s [B_s - B_p])$$

, velocidad efectiva de decaimiento del contaminante secundario, m/seg .

Los coeficientes desconocidos que resultan se estiman mediante estudios de regresión a partir de los incrementos de la concentración de los diferentes contaminantes a distancias variables de la fuente emisora, los cuales son obtenidos de la modelación detallada de la dispersión regional de dichos contaminantes. Las concentraciones obtenidas para cada celda se grafican en función de la distancia a la fuente emisora. Posteriormente los puntos obtenidos son ajustados a las curvas teóricas esperadas, obteniéndose los parámetros a partir de los cuales se determinan las velocidades de decaimiento para cada contaminante.

Modelación de la dispersión regional

La modelación de la dispersión regional de los contaminantes se realizó con el modelo climatológico Windrose Trajectory Model (WTM). Se trata de un modelo Lagrangiano, orientado al receptor y de tipo rosa de los vientos, que diferencia entre 24 sectores de la

rosa de los vientos. El mecanismo químico considerado, es consistente con el descrito en las referencias [5-7] para el modelo de Harwell, del cual es una versión mejorada, ya que a diferencia de éste, puede considerar hasta 24 velocidades promedio del viento en cada celda, mientras que el modelo de Harwell solo considera una velocidad media única para todo el dominio, entre otras diferencias importantes. Los datos requeridos son precipitaciones y rosa de los vientos, así como las emisiones de SO_2 y NO_x clasificadas en altas y bajas y las de NH_3 , representativos para cada celda y referidos a un año.

El dominio estudiado abarca el Caribe, México y parte de América Central, con un total de 7200 celdas distribuidas en una red de 120 x 60 con paso de 55 Km. El procedimiento general para obtener el incremento en la concentración provocado por una fuente consistió en realizar dos corridas del modelo WTM: en primer lugar se analiza un escenario base con las emisiones altas y bajas de SO_2 y NO_x , y las emisiones de NH_3 , en el cual no se consideran las emisiones de la fuente; el segundo análisis se realiza al añadir las emisiones de la fuente en estudio, incluyendo las emisiones de partículas.

El período estudiado abarca los cinco años comprendidos entre el 2000 y el 2004, obteniéndose promedios anuales de las variables meteorológicas para cada celda en el período. Los valores de las velocidades de reacción y los parámetros que describen el proceso de deposición son únicos para todo el dominio y se extrajeron de las referencias citadas, siendo posteriormente revisados con el objetivo de obtener valores más apropiados para la región estudiada, según la metodología descrita por Trukenmuller *et al.* [7]. Siguiendo esta misma metodología se obtienen otros parámetros necesarios para la modelación, como el ángulo de elevación solar, la temperatura media en la superficie y la correspondiente al nivel de presión de 925 mb, así como las concentraciones del radical hidroxilo y de ozono.

RESULTADOS

Por la complejidad del estudio detallado de la dispersión regional se seleccionaron solo seis casos de estudio, tres de ellos en Cuba y los tres restantes en México. La ubicación geográfica de las plantas, se aprecia en la figura, así como el dominio de modelación. La Tabla 1 presenta, además las emisiones y la altura a la cual éstas son liberadas a la atmósfera. Las plantas en México se seleccionaron atendiendo a su representatividad, mientras que las plantas de Cuba se escogieron cercanas, aunque de diferentes características para valorar la influencia de la altura y la magnitud de las

emisiones bajo condiciones meteorológicas y emisiones de fondo similares.

Las velocidades de decaimiento obtenidas se muestran en la Tabla 2. Ejemplos de los ajustes realizados se muestran en las Figura 2, 3 y 4, para la CTE ubicada en Santa Cruz, Cuba. Como se esperaba, los valores obtenidos para las velocidades de decaimiento

de los diferentes contaminantes son comparables para la mayoría de los casos estudiados y muestran un comportamiento diferente al obtenido para otras áreas del mundo [8]; particularmente para el SO_2 se obtienen valores cercanos a 1,00 en todas las CTEs estudiadas.

Tabla 1. Localización y emisiones de las instalaciones energéticas estudiadas

Nombre	Longitud	Latitud	Altura de emisión	NO_x (ton/año)	SO_2 (ton/año)	TSP (ton/año)
Tallapiedra	82,35 O	23,12 N	Baja	536	6,211	271
Santa Cruz	81,95 O	23,16 N	Alta	2,591	71,585	2,963
Mariel	82,75 O	23,02 N	Baja	3,776	98,060	4,064
Tuxpan	97,32 O	21,01 N	Alta	21,338	256,567	16,651
Manzanillo	104,32 O	19,02 N	Alta	25,730	212,014	13,769
Tula	99,26 O	20,05 N	Baja	16,361	150,691	9,905

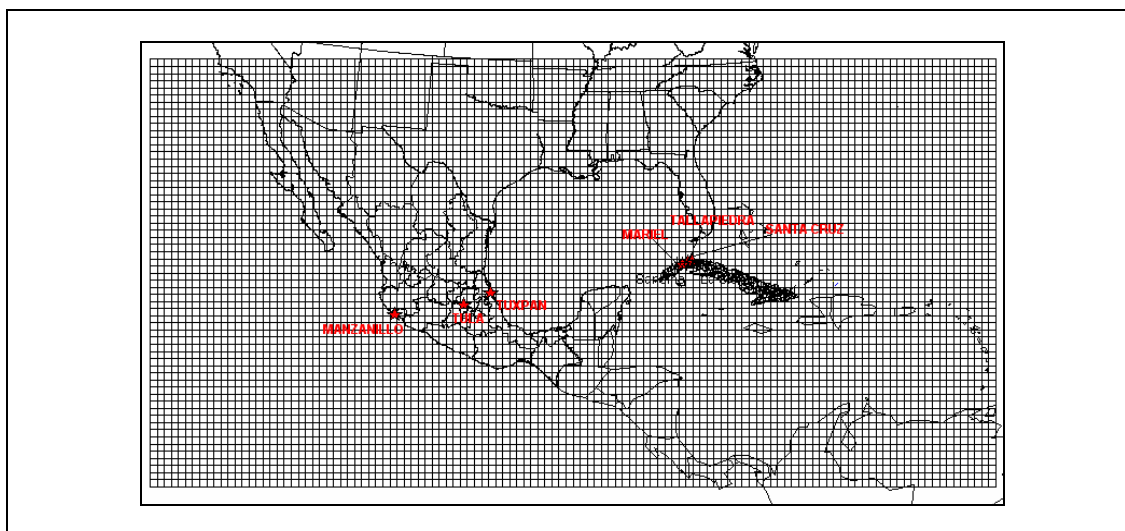


Figura 1. Dominio modelado y localización de los casos de estudio.

Tabla 2. Velocidades de decaimiento obtenidas

Instalación	k_{SO_x} (cm/s)	$k_{\text{SO}_4^{2-}}$ (cm/s)	k_{NO_x} (cm/s)	$k_{\text{NO}_3^-}$ (cm/s)	$k_{\text{PM}_{10}}$ (cm/s)
Tallapiedra	$1,00 \pm 0,06$	$0,54 \pm 0,14$	$2,54 \pm 0,20$	$0,58 \pm 0,05$	$0,62 \pm 0,04$
Santa Cruz	$0,98 \pm 0,06$	$0,53 \pm 0,14$	$2,55 \pm 0,20$	$0,85 \pm 0,09$	$0,61 \pm 0,04$
Mariel	$0,98 \pm 0,06$	$0,52 \pm 0,14$	$2,59 \pm 0,20$	$0,74 \pm 0,08$	$0,56 \pm 0,04$
Tuxpan	$1,10 \pm 0,05$	$1,15 \pm 0,49^*$	$2,48 \pm 0,17$	$1,73 \pm 0,40$	$1,32 \pm 0,08$
Manzanillo	$1,01 \pm 0,03$	$0,55 \pm 0,04$	$2,22 \pm 0,11$	$0,73 \pm 0,03$	$0,70 \pm 0,02$
Tula	$1,09 \pm 0,05$	$1,19 \pm 0,46$	$0,81 \pm 0,04$	$2,85 \pm 1,38$	$1,13 \pm 0,06$

* Para Tuxpan, Aerosoles de Sulfato, no se obtiene convergencia si todos los parámetros son ajustados. Los valores reportados son resultado de fijar el valor de B_s al obtenido de ajustar la curva de Aerosoles de Sulfato para unos datos "suavizados" (obtenidos promediando las concentraciones para cada radio).

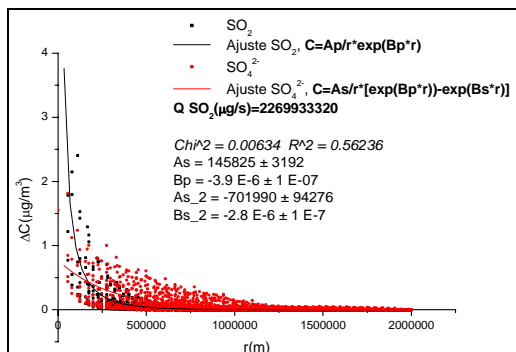


Figura 2. Ajuste de SO_2 y Aerosoles de Sulfato, Santa Cruz.

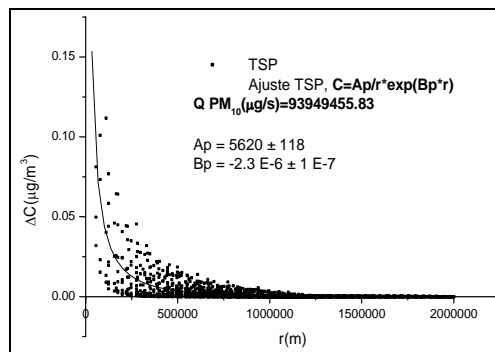


Figura 4. Ajuste para TSP, Santa Cruz.

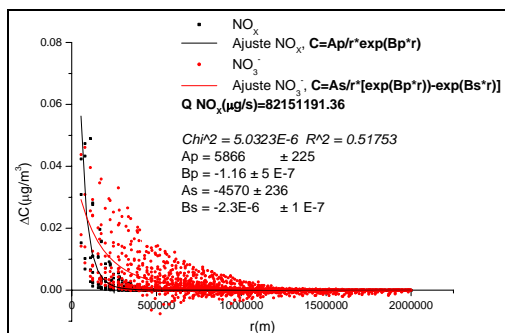


Figura 3. Ajuste para NO_x y Aerosoles de Nitrato, Santa Cruz.

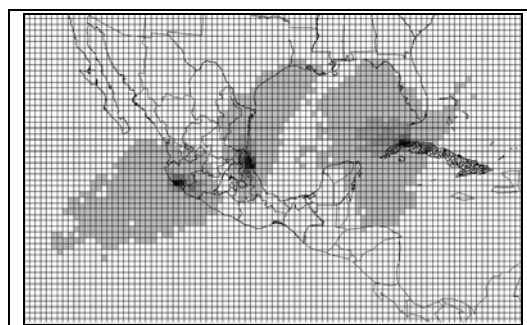


Figura 5. Incrementos de NO_3^- CTEs Manzanillo, Tuxpan y Santa Cruz.

Se encontró un valor similar para la velocidad de decaimiento del SO_2 en todos los casos estudiados. Las velocidades de decaimiento para los restantes contaminantes resultaron similares en las CTEs Tallapiedra, Santa Cruz, Mariel y Manzanillo, con diferencias de relativamente poca importancia. Así mismo se obtuvieron valores similares para las velocidades de decaimiento de SO_2 , aerosoles de sulfato y TSP para Tula y Tuxpan, existiendo no obstante diferencias notables para el NO_x y los aerosoles de nitrato, además de una mayor incertidumbre en la estimación.

La figura 5 muestra los incrementos en la concentración de aerosoles de nitrato para Manzanillo, Tuxpan y Santa Cruz; los niveles están escogidos en nueve intervalos iguales desde el máximo obtenido para la planta hasta una décima parte del mismo, de modo que en el límite del último nivel representado la concentración ha disminuido diez veces. Se aprecia que para Manzanillo y Santa Cruz esto ocurre aproximadamente a la misma distancia de la fuente mientras que para Tuxpan ocurre a una distancia menor, de aquí que se obtenga en este caso una mayor velocidad de decaimiento para este contaminante.

Los casos de Tula y Tuxpan presentan incrementos más extendidos en un sector angular

estrecho mientras que para las restantes direcciones los incrementos desaparecen rápidamente. En cambio, las restantes cuatro plantas presentaron incrementos extendidos en un sector angular más amplio. Esto explica que Tuxpan y Tula presenten en general ajustes de baja calidad, llegando incluso a no converger para los aerosoles de sulfato en el caso de Tuxpan, si no se asumen condiciones que pudieran limitar la confiabilidad del resultado, puesto que la solución teórica obtenida, a la cual se realiza el ajuste, no contiene dependencia angular.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se obtuvieron valores para las velocidades de decaimiento de seis CTEs en el área de América Central, México y el Caribe, quedando implementada la metodología para la obtención de este resultado por primera vez en nuestro país. Los valores obtenidos para las velocidades de decaimiento se encuentran en el intervalo de valores obtenidos para estas magnitudes en otras zonas geográficas.

Las plantas cubanas presentaron un comportamiento similar. Ello pone de manifiesto que no resulta significativa la influencia del volumen de emisiones y la altura a la cual estas son liberadas a la atmósfera sobre la velocidad de decaimiento del contaminante, ya sea primario o secundario. Resultan de mayor influencia las

condiciones meteorológicas y de emisiones circundantes.

Los valores encontrados permitirán una elección más acertada de las velocidades de decaimiento a utilizar para un caso en la región, lo cual mejorará los resultados de externalidades obtenidos con Metodologías Simplificadas, sensibles a este parámetro.

Se recomienda extender este estudio a otras plantas de la región para caracterizar mejor el dominio estudiado, lo cual facilitaría aún más la selección de los valores apropiados para los futuros casos a evaluar mediante SIMPACTS.

Un suavizamiento de los datos, por otra parte, contribuiría favorablemente a disminuir el error con el cual se determinan las velocidades de decaimiento, obteniéndose un único valor de concentración para cada radio, con un menor error y mejores posibilidades de ajuste. Otra posibilidad sería realizar el ajuste para la solución teórica con dependencia angular, obteniendo una velocidad de decaimiento diferente para cada dirección; esto sin embargo resultaría de poca utilidad si el propósito final es estimar la dispersión regional usando SIMPACTS.

AGRADECIMIENTOS

A Alfred Trukenmuller y Joe Spadaro, por su inestimable ayuda.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] RABL, A., CURTISS, P. S., SPADARO, J. V., HERNÁNDEZ, B., PONS, A., Informe final del proyecto, Costos externos de las cadenas energéticas: Implementación en Francia. París A., Dreicer, M., Health and Environmental Impacts of Energy Systems. ExterneE Program. New results to be published. February 1998.
- [2] RABL, A., DREICER, M., Health and Environmental Impacts of Energy Systems. ExterneE Program. New results to be published. February 1998.
- [3] SPADARO, J.V., Quantifying the Health Impacts of Air Pollution, Prepared for the International Atomic Energy Agency, Planning and Economics Studies Section, Nuclear Division, Vienna, Austria. 1999.
- [4] SANCHEZ, G. M., TURTÓS, L, Sistema para cálculo de la dispersión regional de contaminantes atmosféricos, Revista electrónica ECOSOLAR, Dic-2003.
- [5] METCALFE, S. E. et al, Acid deposition modeling and the interpretation of the United Kingdom Secondary Precipitation Network Data. Atmospheric Environment, Vol. 23, No. 9, 1989, 2033-2052.
- [6] SPADARO, J.V., 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, 1999.
- [7] TRUKENMÜLLER A., KLAMT C., KREWITT W., Revision of WTM parameters for EcoSense China, Stuttgart, Germany: Stuttgart University, IER (2001).
- [8] SPADARO, J. V., Airpacts Input Data: Pollutant Inventory (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 for the International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Austria, October 2002.