

**Un aporte a la gestión del ruido
urbano en Colombia, caso de
estudio: Municipio de Envigado**

Claudia Lucía Zuluaga Echeverry

**Escuela de Geociencias y Medio Ambiente
Facultad de Minas
Universidad Nacional de Colombia
Sede Medellín
2009**

Un aporte a la gestión del ruido urbano en Colombia, caso de estudio: Municipio de Envigado

Claudia Lucía Zuluaga Echeverry

Trabajo de grado presentado para optar al título de Magíster en Medio Ambiente y Desarrollo

Director

José Fernando Jiménez Mejía, I.C., M.Sc.

Codirector

Mauricio Andrés Correa Ochoa, I.S., M.Sc.

**Escuela de Geociencias y Medio Ambiente
Facultad de Minas
Universidad Nacional de Colombia
Sede Medellín
2009**

Contenido

1	INTRODUCCIÓN.....	2
2	FUNDAMENTOS TEÓRICOS	6
2.1	El Fenómeno Físico	6
2.2	Descriptores Acústicos	9
2.3	El Ruido como Contaminante Urbano.....	10
2.4	Ruido y Efectos a la Salud	11
2.5	Legislación Colombiana en Materia de Ruido.....	13
3	MARCO CONCEPTUAL Y ANTECEDENTES	15
3.1	Modelo Predictivo de Ruido por Tráfico Vehicular	15
3.2	Modelo Conceptual	16
3.3	Antecedentes.....	20
3.3.1	Tráfico vehicular total y discretizado	21
3.3.2	Tráfico vehicular y características físicas del entorno.....	22
3.3.3	Velocidad promedio de circulación	23
3.3.4	Descriptores acústicos.....	25
3.3.5	Eventos “anómalos”.....	26
4	COMPONENTE EXPERIMENTAL	31
4.1	Zona de Estudio.....	31
4.2	Definición de los Puntos de Medición	33
4.3	Campañas de Medición	37
4.4	Resultados y Análisis de Información	39
4.4.1	Mediciones de Campo.....	39
4.4.2	Análisis exploratorio de los datos	40
4.5	Evaluación de modelos predictivos de ruido de tráfico	42

5	DESARROLLO DEL MODELO MATEMÁTICO	56
6	LINEAMIENTOS DE GESTIÓN	61
6.1	Modelo de predicción de ruido como herramienta de gestión.....	63
6.2	Estrategias para la reducción de la contaminación acústica en la zona centro del municipio de Envigado	65
7	CONCLUSIONES Y COMENTARIOS FINALES.....	69

Lista de Tablas

Tabla 4.1 Valores promedio de las características físico-espaciales de los sitios de monitoreo	37
Tabla 4.2 Nivel promedio horario de los niveles de ruido ($L_{eq A,1h}$) y flujo vehicular discretizado	40
Tabla 4.3 Análisis exploratorio y la prueba estadística de D'Agostino	42
Tabla 4.4 Resultados de la evaluación de modelos existentes	55
Tabla 5.1 Coeficientes de correlación entre L_{eq} y las variables medidas en campo.....	58
Tabla 5.2 Resultados del modelo propuesto.....	60

Lista de Figuras

Figura 2.1 Propagación del sonido para una fuente puntual.....	8
Figura 2.2 Propagación del sonido para una fuente lineal.....	9
Figura 3.1 Propagación del sonido para un vehículo en movimiento	17
Figura 4.1 Usos del suelo para el municipio de Envigado.....	32
Figura 4.2 Zona de estudio	33
Figura 4.3 Puntos de monitoreo	36
Figura 4.4 Metodología para la toma de datos	39
Figura 4.5 Regresión lineal observaciones y modelos Sattler, García, A (a) y L. Czabalay y Sárvari (a y b).....	48
Figura 4.6 Regresión lineal observaciones y modelos Sánchez. R, Prascevic, Cveltovik y Stojanovic.....	49
Figura 4.7 Regresión lineal observaciones y modelos J. aves y Calixto	50
Figura 4.8 Regresión lineal observaciones y modelos Lamure (a y b), Jraiw y G. Díaz	51
Figura 4.9 Regresión lineal observaciones y modelo Montburn.....	51
Figura 4.10 Regresión lineal observaciones y modelos A. García (b) y González E	52
Figura 5.1 Relación entre el nivel de ruido equivalente y el flujo total vehicular para todos los puntos evaluados	59
Figura 5.2 Regresión lineal entre observaciones y modelo desarrollado	60

Lista de Anexos

Anexo 1 Datos modelos.....	77
Anexo 2 Información meteorológica.....	87

Resumen

Este trabajo de investigación presenta un análisis del impacto producido por el tráfico rodado y su composición, sobre los niveles de presión sonora encontrados en el área urbana del municipio de Envigado (Antioquia, Colombia), basado en las medidas obtenidas durante la realización del mapa de ruido de este municipio, proyecto que se llevó a cabo mediante contrato No. 7513 de 2007 celebrado entre la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia - CORANTIOQUIA, la Secretaría de Medio Ambiente del municipio de Envigado y el Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental - GIGA de la Universidad de Antioquia.

Diferentes parámetros acústicos (L_{eq} (dBA), L_{10} (dBA) L_{90} (dBA)), distribuidos en el espacio y en el tiempo, fueron cuantificados en las inmediaciones de las principales vías de la zona centro del municipio. Adicionalmente, los niveles promedio de presión sonora fueron evaluados y analizados respecto a la legislación ambiental vigente en materia de ruido ambiental. Por último, a partir de las observaciones de campo se logró obtener un modelo matemático, con un buen coeficiente de correlación, para estimar los niveles de presión sonora ambiental en centros urbanos caracterizados por su alto flujo vehicular. Este modelo se constituye en una herramienta de gestión para la mejora de la calidad sonora en la zona centro del municipio de Envigado, lo cual permitirá la aplicación de políticas, planes y estrategias encaminadas a abordar la principal causa de contaminación por ruido identificada en la zona de estudio.

Capítulo 1

Introducción

En Colombia, durante las últimas décadas, han gobernado diferentes factores sociales y económicos que han desencadenado masivos desplazamientos de personas desde las zonas rurales hacia los principales núcleos urbanos. Este fenómeno ha derivado en un rápido aumento de la población, un incremento acelerado del parque automotor, un alto índice de construcción de edificaciones y obras civiles y una gran actividad industrial y comercial, lo cual ha propiciado un ambiente urbano con altos niveles de contaminación acústica.

Un buen ejemplo de esta situación se presenta en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, donde los principales municipios que conforman esta región están siendo sometidos a altos niveles de ruido y donde se ha matizado este contaminante como el principal causante del deterioro de la salud y la calidad de vida de la población, y en general, como un elemento más de la degradación ambiental urbana. Según estudios de la Secretaría de Tránsito y Transporte de Medellín, la tasa de crecimiento anual del parque automotor en el Valle de Aburrá para el período 1998-2002 fue del 7% anual, y se estima que del parque automotor matriculado en 2008 el cual es de aproximadamente 670.000 vehículos, el 36% pertenece a motocicletas, el 48% a automóviles y el 16% a vehículos de mayor tamaño (Pérez, 2009). Dados estos índices se estima que en la actualidad, aproximadamente un 40 % de los habitantes de este territorio están siendo sometidos a niveles de ruido por encima de los estándares recomendados por la Organización Mundial de la Salud y que pueden ser perjudiciales para la salud (Acevedo, J. et al. 1978; Bedoya, J. et al. 2003).

El municipio de Envigado es uno de los 10 municipios que integran la región denominada Área Metropolitana del Valle de Aburrá, que a pesar de contar con una adecuada infraestructura vial, en los últimos años se ha caracterizado por ser un municipio acústicamente conflictivo, dado que su centro urbano se encuentra rodeado por importantes ejes viales (Vía Regional, Avenida Las Vegas, Avenida el Poblado, Transversal Intermedia, Vía Las Palmas y Troncal de Occidente), los cuales se han convertido en sistemas de conexión y tránsito obligado para una gran cantidad de vehículos de todo tipo, que se movilizan no sólo a nivel local, sino también para aquellos que se desplazan entre los diferentes municipios que conforman la región. Esta situación, asociada a las actividades de ocio y comercio, han sido catalogadas como las principales responsables de los altos niveles de contaminación por ruido en la zona céntrica del municipio de Envigado (Municipio de Envigado, Corporación Autónoma Regional para el Centro de Antioquia, Universidad de Antioquia, 2007).

La mayoría de las actividades humanas adscritas a la vida moderna, tales como: industrialización, urbanización y transporte entre otros, producen efectos nocivos sobre los recursos aire, agua, suelo, flora, fauna y también sobre la salud humana. A través de la gestión ambiental, la sociedad pretende hacer más compatible la relación entre medio ambiente y desarrollo, orientándose hacia la prevención y corrección de las causas antrópicas que originan los problemas ambientales, al mismo tiempo que busca maximizar el bienestar de la población.

Con relación a la contaminación por ruido se hace necesario entonces, adoptar medidas desde la gestión ambiental que impidan que esta problemática continúe en ascenso y por consiguiente, frenar el avance de sus secuelas en los pobladores urbanos, dado que la normativa existente en materia de contaminación acústica es en la mayoría de los casos infringida o desconocida por gran parte de la población.

Las autoridades ambientales locales y regionales, conscientes y profundamente preocupadas por los altos niveles alcanzados de contaminación acústica y dado que el ruido producido por el tráfico vehicular es uno de los más acentuados en ambientes urbanos, y en

general es considerado como el más molesto, si se compara con otros tipos de ruido entre los que se incluye el ruido industrial, el ruido de aeropuertos y el ruido comunitario (Zannin et al., 2003), se han visto enfrentadas a la necesidad de dotarse de instrumentos normativos y elementos técnicos encaminados a valorar y caracterizar el ruido ambiental urbano. En este sentido, se llevó a cabo esta investigación con el propósito de desarrollar una herramienta de predicción de los niveles de presión sonora producto del tráfico vehicular, con el que se pretende soportar las estrategias, mecanismos y medidas pertinentes para su reducción.

Este trabajo de investigación representa un avance en la construcción de instrumentos que permitan la comprensión de la contaminación por ruido a nivel local, de manera que se posibilite el surgimiento de estrategias encaminadas a la reducción de los niveles de ruido en nuestras ciudades. Así, el objetivo general de este trabajo es proponer un modelo estadístico-matemático de predicción de ruido producido por el tránsito vehicular que sirva como herramienta de gestión para el manejo de la contaminación acústica en la zona centro del municipio de Envigado. Los objetivos específicos que se abordan apuntan a: (i) Elaborar un diagnóstico general de la contaminación acústica en la zona centro del municipio de Envigado, (ii) Determinar las características de los niveles de ruido con relación a la cantidad y composición del tráfico vehicular, (iii) Revisar el estado del arte en modelos de predicción de ruido, (iv) Evaluar los modelos de predicción de ruido existentes, (v) Proponer un modelo para las características particulares de la zona de estudio, (iv) Establecer lineamientos de gestión para la reducción de la contaminación sonora en la zona céntrica del municipio de envigado.

Este documento recopila los resultados del trabajo de investigación de la siguiente forma: en el segundo capítulo, se exponen los fundamentos teóricos que rigen el fenómeno físico. En el tercer capítulo, se presentan los modelos de predicción sonora y una revisión del estado del arte en la modelación del ruido. En el cuarto capítulo, se describe la metodología de mediciones de campo y análisis de la información recopilada. En el quinto capítulo, se propone un modelo matemático de ruido para la zona centro del municipio de Envigado y se evalúa su comportamiento. El capítulo

sexto, contiene los lineamientos de gestión para el control del ruido y finalmente el capítulo séptimo presenta las conclusiones y comentarios finales del trabajo de investigación.

Capítulo 2

Fundamentos Teóricos

2.1 El Fenómeno Físico

El sonido es un fenómeno físico que consiste en una perturbación que se propaga en forma de onda a través de un medio elástico, produciendo variaciones de presión o vibración de partículas que pueden ser percibidas por el oído humano. La velocidad de propagación de la onda sonora en el aire, en condiciones normales de temperatura y presión, es de aproximadamente 340 m/s y en el momento que choca con un límite físico, puede transmitirse a éste, reflejarse o ser absorbida. Esta propiedad hace que la energía pueda transmitirse incluso a largas distancias de la fuente de emisión. Si la vibración cesa, entonces el sonido desaparece, esto significa que la molestia sonora se limita en el tiempo y el espacio, dado que el sonido de la fuente se disipa en la distancia.

A continuación se presentan algunas definiciones de los términos y parámetros empleados en materia de ruido, de acuerdo con los contenidos en la literatura y en los estándares nacionales e internacionales.

- **Presión sonora (p)**

Se define como la diferencia en un instante dado entre la presión instantánea y la presión atmosférica, provocada por el movimiento de las ondas sonoras en el aire (Harris, 1995).

- **Intensidad sonora (I)**

Representa la cantidad de energía sonora que genera una señal y se define como el flujo de energía por unidad de superficie en un punto dado y en una dirección específica (Harris, 1995)

- **Potencia sonora (W)**

Es la cantidad de energía emitida por una fuente específica y que no depende del lugar donde ésta se encuentra. La potencia acústica es un valor constante que sólo depende de las características de la fuente, a diferencia de la intensidad y la presión sonora las cuales varían con la distancia. (Puerta, 1991)

- **Decibel**

El decibel (dB) es la unidad de medida de la intensidad del sonido percibida por el oído humano y define los diferentes umbrales de la audición. Así, el valor mínimo, es decir, el silencio absoluto corresponde a los 0 dB y el máximo con un valor de 120 dB equivale al umbral del dolor.

- **Nivel de presión sonora**

Es veinte veces el logaritmo de la razón entre una presión sonora dada y la presión sonora de referencia (Harris, 1995).

El nivel de presión sonora expresado en decibelios (dB) se define según la ecuación 2.1, en la cual p_0 es el valor de referencia representado por la menor presión acústica detectada por un oído humano normal, 2×10^{-5} Pa y p es la presión sonora instantánea.

$$L_p = 10 \log \frac{p^2}{p_0^2} = 20 \log \frac{p}{p_0}$$

Ecuación 2.1

- **Propagación del sonido en el campo libre**

La propagación del sonido se debe a la transmisión del movimiento de una molécula de aire a sus vecinas. Es así como, el sonido al propagarse en exteriores sufre una disminución en sus niveles al aumentar la distancia entre la fuente y el receptor, debido a mecanismos de atenuación y efectos atmosféricos (Harris, 1995). Se diferencian dos tipos de fuentes sonoras: puntuales y lineales. Las primeras hacen referencia a fuentes que concentran toda su potencia sonora en un punto y la propagación de sus ondas se extiende uniformemente en todas las direcciones, reduciendo

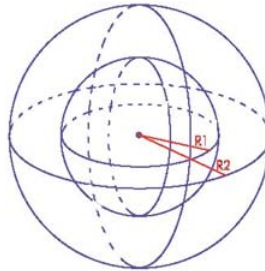
su amplitud a medida que se alejan de la fuente. Este tipo de fuentes propagan el sonido a través de ondas esféricas y al considerar la superficie de propagación como una esfera de radio r , como se aprecia en la Figura 2.1, se tiene que la intensidad acústica propagada es inversamente proporcional a cuadrado de la distancia a la fuente sonora, según la siguiente expresión:

$$I = \frac{p^2}{\rho c} = \frac{W}{4 \pi r^2}$$

Ecuación 2.2

En la cual: I es la intensidad acústica, W : es la potencia acústica de la fuente, ρ : es la densidad del medio, c : es la velocidad de propagación de la onda sonora y r : es la distancia de la fuente sonora al punto de medida

Figura 2.1 Propagación del sonido para una fuente puntual



La relación del nivel de presión sonora (L_p) según el nivel de potencia sonora (L_w) de la fuente puntual está dada por la siguiente expresión:

$$L_p = L_w - 20 \log r - 11$$

Ecuación 2.3

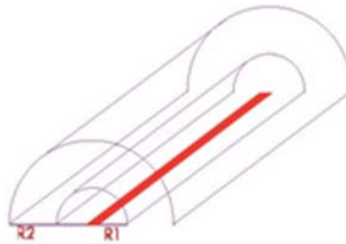
Las fuentes sonoras lineales son aquellas cuyas dimensiones transversales son pequeñas comparadas con la longitud de onda del sonido irradiado, como en el caso del ruido emitido en vías. En estas fuentes la propagación del sonido se da en forma de ondas cilíndricas, como se

presenta en la figura 2.2, así la superficie de propagación será igual a la mitad de una esfera de radio r , lo cual produce una intensidad sonora igual a:

$$I = \frac{p^2}{\rho c} = \frac{W}{2 \pi r}$$

Ecuación 2.4

Figura 2.2 Propagación del sonido para una fuente lineal



El nivel de potencia sonora de la fuente lineal (L_p) percibido en un punto ubicado a una distancia r está dado por la siguiente expresión:

$$L_p = L_w - 10 \log r - 8$$

Ecuación 2.5

2.2 Descriptores Acústicos

- **Nivel sonoro continuo equivalente con filtro de ponderación A**

El nivel de presión sonora continuo equivalente con filtro de ponderación A (L_{Aeq}), es el nivel de sonido estable que en un determinado tiempo contiene la misma energía sonora que el sonido que varía en el

tiempo (Harris, 1995). Este es el indicador más utilizado para establecer los estándares máximos permisibles tanto de ruido ambiental como de ruido de emisión a nivel mundial. El L_{Aeq} se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$L_{Aeq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int 10^{\frac{L_i}{10}} dt \right)$$

Ecuación 2.6

En la cual: $T = t_i =$ tiempo de exposición y $t_i =$ tiempo del intervalo i correspondiente al nivel L_i .

- **Niveles de permanencia**

Los niveles de permanencia o percentiles son los niveles de presión sonora que son superados en un determinado porcentaje del tiempo de medición y por tanto son parámetros estadísticos (Convenio MVOTMA-U de la R, 2004). De esta manera, el L_{10} o percentil 10 es el nivel sonoro que es superado el 10% del tiempo de observación y representa los niveles altos, el L_{50} es el nivel sonoro superado durante la mitad del tiempo y el L_{90} , al ser el valor superado el 90% del tiempo de observación, corresponde al ruido de fondo, es decir, el ruido que aportan todas las demás las demás fuentes de interferencia que son ajenas del ruido específico u objeto de estudio (MAVDT, 2006).

2.3 El Ruido como Contaminante Urbano

Desde el punto de vista físico el sonido y el ruido son semejantes, sin embargo, el ruido se puede definir como un sonido indeseable que perturba al ser humano a través del sentido de la audición y que produce efectos fisiológicos y psicológicos en las personas. Las fuentes de emisión de ruido pueden ser naturales o artificiales. Las primeras, provienen de la lluvia, las tormentas, el oleaje, los huracanes, los animales, entre otros. Por otra parte, las fuentes artificiales son las que provienen del avance de la tecnología y generalmente denominadas acciones antrópicas:

automóviles, aviones, motocicletas, radio, televisión, ruidos musicales, centros nocturnos, entre otros.

Se sabe que el problema del ruido no es propio de las sociedades modernas, existe documentación acerca de las molestias que causó el ruido en las ciudades desde la antigüedad. Sin embargo, es a partir del siglo pasado, como consecuencia de la Revolución Industrial, el desarrollo de nuevos medios de transporte y del crecimiento acelerado de las ciudades que comienza a evidenciarse el problema del ruido urbano (Flórez, E. Rodiño, D, 1998). Además del tráfico automotor, el cual es considerado como una de las principales fuentes de ruido, en entornos urbanos aparecen una gran variedad de otras fuentes sonoras, como son las actividades de la industria, las obras públicas y construcciones, las sirenas, alarmas y pitos, así como las actividades lúdicas y recreativas, entre otras. Todas las anteriores en conjunto producen lo que se conoce como 'contaminación acústica urbana' (Flórez, E. Rodiño, D, 1998). Así, Ibáñez y Sanpedro (2000) concluyen que la degradación de las ciudades en las últimas décadas puede medirse por la profunda transformación de sus sonidos característicos, los cuales han pasado a ser considerados como ruidos, conduciendo a la degradación de la calidad ambiental urbana.

A partir de la Cumbre de Estocolmo llevada a cabo en el año de 1972 por la Organización de las Naciones Unidas, se llega a la conclusión de incluir el ruido como un contaminante que afecta de manera significativa a la comunidad de una urbe. El ruido como contaminante es muy fácil de producir, ya que se requiere de poca energía para originarlo, pero es bastante difícil de combatir, no sólo porque las medidas de control son generalmente costosas, sino que en la mayoría de los casos depende de la modificación de los hábitos y costumbres de los ciudadanos, lo que implica un cambio tanto en lo económico como en lo social (González, 2000).

2.4 Ruido y Efectos a la Salud

Investigadores urbanistas, psicólogos, físicos y expertos, unánimemente reconocen al ruido como una cuestión de percepción individual con un carácter subjetivo, porque depende mucho de lo que

para cada cual signifique. La música a alto volumen, los ladridos de los perros, el canto de las aves, el llanto de un niño y los demás sonidos del entorno, pueden llegar al oído del receptor con diferentes connotaciones, que van desde un simple sonido hasta alcanzar el carácter desagradable de ruido, en función de la atención que se le preste, su volumen auditivo, la hora en que se produzca y el estado anímico que presente la persona que lo escucha. La percepción acerca de este problema varía de unas personas a otras, las mujeres y las personas de mayor edad son en general más sensibles (OCU, 2004). Sin embargo, al ser considerado el ruido como un sonido perjudicial para la salud física y mental de la población, es un fenómeno que se debe prevenir y erradicar.

El fenómeno del ruido es considerado actualmente como un agente de contaminación de alto nivel en todo el mundo (Gordillo, 1995), debido a que perturba las distintas actividades comunitarias, interfiere la comunicación hablada, perturba el sueño, el descanso y la relajación, impide la concentración y el aprendizaje y lo que es más grave, puede llegar a crear estados de cansancio y tensión, que desencadenan enfermedades de tipo nervioso y cardiovascular (Flórez, E. Rodiño, D, 1998).

Los efectos fisiológicos más directos son los de tipo auditivo, entre los que se encuentra la fatiga auditiva o déficit temporal de la sensibilidad auditiva, el fenómeno de los acúfenos o pitido constante que aparece en el interior del oído a causa de una alteración en el nervio auditivo y la pérdida progresiva de la audición provocada por la exposición continua a niveles de ruido por encima de los 85 dB. Por otra parte, la exposición a niveles de ruido superiores a los 120 dB provocan dolor, inflamación del oído y pueden llegar a provocar un trauma acústico el cual consiste en la ruptura del tímpano (García, B. Garrido, F, 2003). También se tienen efectos fisiológicos no sólo sobre el sentido de la audición, se sabe que la exposición al ruido provoca respuestas de todo el organismo, afectando la visión, la presión sanguínea, la tensión muscular y entorpece la actividad física y mental. El ruido perturba, altera e interrumpe el ambiente, desconcentra, entorpece la comunicación, el descanso y el sueño, pero además, a muchas personas les altera el carácter y el grado de percepción

del oído, lo que en numerosos casos termina en padecimientos de sordera (Gordillo, 1995).

2.5 Legislación Colombiana en Materia de Ruido

Entre las múltiples y variadas funciones que tiene el Estado colombiano, es prioritaria aquélla de garantizar el bienestar de los pobladores, el cual depende de la calidad ambiental del entorno donde habiten. Los artículos 79 y 80 de la Constitución Política de Colombia (1991) establecen el derecho de todos los nacionales a gozar de un ambiente sano y a participar en la toma de las decisiones que los afecten, así como el deber estatal de proteger el medio ambiente y su obligación de prevenir y controlar las causas del deterioro ambiental.

Como marco de referencia en materia de ruido, a nivel nacional el Ministerio de Salud en la Resolución 08321 de 1983, estableció las normas generales de emisión de ruido con el objeto de instaurar una serie de criterios, de modo que los ciudadanos no sobrepasaran las normas de emisión de ruido y se garantizara así una buena calidad ambiental para el bienestar de toda la población. Sin embargo, esta norma presentaba muchas falencias en cuanto a metodologías de medición y aplicación de los estándares permisibles según los usos del suelo establecidos en las ciudades.

Con la creación del Ministerio del Medio Ambiente aparece el Decreto 948 de 1995, el cual fijó el estatuto de protección y control de la calidad del aire en el cual se establecieron diferentes sectores para la aplicación de las normas de ruido en todo el territorio nacional. Esta reglamentación estaba sujeta a la clasificación sectorial que cada ciudad tenía definida en su plan de ordenamiento territorial.

Con el fin de estandarizar los procedimientos concernientes a la aplicación de la normativa en materia de ruido, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial expidió la Resolución 0627 de abril de 2006, la cual fija los niveles de calidad acústica ambiental y emisión de ruido. Aunque esta norma se constituye en un avance importante para la

gestión del ruido en el país, también representa una preocupación para las autoridades ambientales y demás sectores involucrados, debido a las implicaciones económicas y operativas que se deben tener en cuenta para el cumplimiento de la norma.

Capítulo 3

Marco Conceptual y Antecedentes

Un modelo predictivo es la representación simplificada de una realidad compleja, que se construye para estudiar su comportamiento o inferir lo que en determinadas condiciones ha de suceder siendo muy útiles en los procesos de evaluación y control sonoro (González, 2000). A nivel internacional se ha trabajado ampliamente en el desarrollo de modelos predictivos de ruido, constituyéndose en la actualidad en una importante herramienta para la valoración y regulación de los niveles de ruido, principalmente en zonas urbanas.

3.1 Modelo Predictivo de Ruido por Tráfico Vehicular

En la actualidad, las fuentes de ruido que más inciden en el ambiente sonoro de las zonas urbanas están relacionadas con los medios de transporte, siendo considerado el tráfico vehicular como el ruido de fondo que se superpone al ruido producido por otras actividades (Sanz, 2006).

El motor, los neumáticos y la turbulencia son los principales factores que inciden en el ruido producido por los vehículos. Para el tráfico en zonas urbanas los motores a bajas velocidades son los principales causantes de ruido, mientras que a altas velocidades (entre 70 -150 km/h) la responsabilidad es atribuida a la interacción entre los neumáticos y la calzada, dejando la turbulencia como el factor menos importante (Soedirdjo. L, Hendarto, Triadi. A, 2003).

El nivel de ruido producido por el tráfico vehicular es la sumatoria de los ruidos generados por los vehículos individualmente, donde su magnitud depende principalmente de la densidad (flujo vehicular),

composición del tráfico, velocidad promedio del vehículo, pendiente y ancho de la vía (Blitz, 1972).

Respecto a la composición del tráfico, generalmente se desagrega en dos tipos de vehículos: livianos y pesados, considerando que éstos últimos incrementan de manera considerable los niveles de ruido. Es importante destacar, que son pocos los autores que incluyen las motocicletas en sus modelos, a sabiendas que en entornos como las ciudades Latinoamericanas, éstas juegan un papel importante en la generación de ruido debido a la gran cantidad de unidades que circula por las ciudades y a las características particulares de cada una de ellas. En cuanto a la velocidad de circulación, se ha identificado que a bajas velocidades el nivel de ruido promedio producido por el tráfico rodado es independiente de este factor y se considera importante su efecto cuando circulan a una velocidad superior de 60 km/h. La pendiente de la calzada por su parte, se considera importante en función del porcentaje de vehículos pesados, ya que éstos pueden incrementar hasta en 4 dB los niveles de ruido al ser comparados con los valores registrados en condiciones de circulación sobre terreno llano (Soedirdjo. L, Hendarto, Triadi. A. 2003).

El ruido por tráfico también puede experimentar un incremento debido a factores culturales tales como el uso frecuente e innecesario de bocinas, silenciadores, resonadores y otros dispositivos acoplados en los vehículos.

3.2 Modelo Conceptual

El modelo teórico general parte del concepto de propagación de ruido por una fuente puntual, es decir, se considera que el sonido se difunde en forma de ondas esféricas para obtener una relación de variación de la energía en función de la distancia.

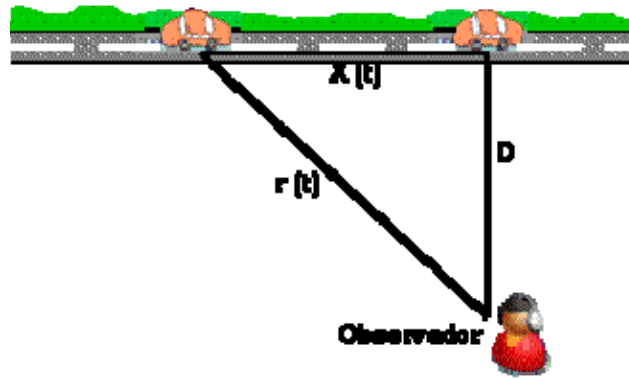
Lamure (1986), Favre (1983), Gaja (1984), Harris (1995) y González (2000), parten de la premisa de que un vehículo (clasificado como fuente puntual) que se mueve con una velocidad constante v , generará un nivel de presión sonora L_p a una distancia r del observador, lo cual puede ser representado mediante la siguiente expresión:

$$L_p = L_w - 20 \log r - k$$

Ecuación 3.1

En la cual L_p es el nivel de presión sonora percibido por el receptor, L_w es la potencia sonora de la fuente (vehículo), r es la distancia entre la fuente y el receptor, y k es una constante que depende de la velocidad de desplazamiento y el tipo de vehículo.

Figura 3.1 Propagación del sonido para un vehículo en movimiento



Como el nivel de potencia sonora L_w y k son constantes y de la Figura 3.1 se tiene que $r^2 = x^2 + d^2$, entonces la ecuación 3.2 puede reescribirse de la siguiente forma:

$$L_p = C - 10 \log (d^2 + (v t)^2)$$

Ecuación 3.2

Según la Figura 3.1 el máximo nivel de presión sonora ($L_{p\text{máx}}$) detectado por un observador será cuando el vehículo se encuentre perpendicular a éste, es decir cuando r sea igual a d en el tiempo t igual a 0 . Por lo tanto:

$$L_{p\text{máx}} = C - 10 \log d^2$$

Ecuación 3.3

Sustituyendo el valor de C de la ecuación 3.3 en la expresión de L_p (Ecuación 3.2) se obtiene que el nivel sonoro recibido por un observador debido a una fuente puntual, está dado por:

$$L_p = L_{p\text{ máx}} - 10 \log \left(1 + \left(\frac{vt}{d} \right)^2 \right)$$

Ecuación 3.4

Ahora, el nivel sonoro continuo equivalente producido por un vehículo se obtiene así:

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int 10^{\frac{L_{p\text{ máx}} - 10 \log(1+vt/d)^2}{10}} dt \right)$$

Ecuación 3.5

Si los límites de integración en el tiempo T son $-T/2$ y $T/2$, entonces:

$$L_{eq} = L_{p\text{ máx}} + 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} \frac{1}{1 + (vt/d)^2} dt \right)$$

Ecuación 3.6

Integrando se obtiene el nivel sonoro continuo equivalente percibido por un observador al paso de un vehículo:

$$\begin{aligned} L_{eq} &= L_{p\text{ máx}} + 10 \log \frac{d}{Tv} \left(\tan^{-1} \frac{vT}{2d} - \tan^{-1} \frac{-vT}{2d} \right) \\ &= L_{p\text{ máx}} + 10 \log \frac{d}{Tv} \left(2 \tan^{-1} \frac{vT}{2d} \right) \end{aligned}$$

Ecuación 3.7

Como el ruido vehicular es la suma de los ruidos de los vehículos individuales, el nivel sonoro equivalente para una corriente de tráfico está dado por la expresión:

$$L_{Aeq} = 10 \log \frac{1}{T} \sum 10^{L_i/10} \Delta t_i$$

Ecuación 3.8

y suponiendo que los vehículos son del mismo tipo, se tiene que:

$$L_{Aeq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} N 10^{L_t/10} \right) \Delta t_i = 10 \log \frac{N}{T} + 10 \log 10^{\frac{L_t}{10}} \Delta t$$

Ecuación 3.9

De esta manera, el primer término de la ecuación hace referencia al número de vehículos por unidad de tiempo (Q) y el segundo al nivel sonoro equivalente de un vehículo aislado, así:

$$L_{eq} = L_{p \text{ máx}} + 10 \log Q + 10 \log \frac{d}{Tv} \left(2 \tan^{-1} \frac{vT}{2d} \right)$$

Ecuación 3.10

Si $\alpha = \tan^{-1} (vT/2d)$ es el ángulo que forma la posición del vehículo inicial y su trayectoria con respecto al origen, entonces:

$$L_{eq} = L_{p \text{ máx}} + 10 \log \left(\frac{dQ}{Tv} 2 \frac{\pi}{2} \right)$$

Ecuación 3.11

Al establecer un tiempo de referencia de 1 hora ($T=1$) para el modelo, se tiene que:

$$L_{eq} = L_{p \text{ máx}} + 10 \log \left(\frac{dQ}{v} \pi \right)$$

Ecuación 3.12

Ahora, para el flujo total de vehículos:

$$L_{eq} = 10 \log \left(10^{(L_p \text{ máx} + 10 \log(\frac{dQ}{v} \pi))} \right) = 10 \log \left(10^{\frac{L_p \text{ máx}}{10}} 10^{\log Q} 10^{\log \frac{d\pi}{v}} \right)$$

Ecuación 3.13

Asumiendo velocidad constante en el tramo evaluado, entonces:

$$L_{eq} = 10 \log \frac{d\pi}{v} + \log 10^{\frac{L_p \text{ máx}}{10}} 10^{\log Q}$$

Ecuación 3.14

Aplicando propiedades logarítmicas, se tiene que el nivel de presión sonora equivalente debido al flujo vehicular total es:

$$L_{eq} = A + 10 \log Q$$

Ecuación 3.15

Este modelo considera el nivel de ruido equivalente como una función del flujo promedio horario de vehículos (Q) representado a partir de una función logarítmica.

Los modelos de predicción de ruido de tráfico que reporta la literatura son modelos explícitos basados en algoritmos generalistas que involucran variables como el tránsito horario de vehículos, velocidad de circulación, tipo de pavimento, dimensiones de la calzada, altura de las edificaciones, entre otros. (Peral et al, 2006). Éstos han sido acoplados por sus autores a las realidades de diferentes entornos. Algunos de estos modelos fueron evaluados en la zona centro del municipio de Envigado con fines de verificar su grado de aproximación a la realidad local.

3.3 Antecedentes

La predicción de los niveles de ruido producidos por el tráfico vehicular en entornos urbanos ha sido ampliamente estudiada a nivel mundial, encontrándose modelos matemáticos y numéricos basados en

conceptos que van desde una simple regresión lineal hasta la complejidad de las redes neuronales.

A continuación se presenta una revisión de los modelos existentes en función de las variables que involucran.

3.3.1 Tráfico vehicular total y discretizado

Dentro de la gama de los modelos matemáticos están los más simples, los cuales se basan en la inclusión de variables de fácil obtención como el tránsito vehicular total o discretizado, tomando como tiempo de referencia 1 hora.

$$L_{eq} = A + B \log(L + \alpha P + \beta M)$$

Ecuación 3.16

En la cual: A y B son el intercepto y la pendiente de la ecuación; L, P y M son el flujo horario de vehículos livianos, pesado y motos, respectivamente; α y β son constantes que representan el nivel acústico relativo de un vehículo pesado y una moto respecto al de un vehículo liviano.

Santiago et al (1987) obtienen una ecuación de predicción a partir de las mediciones realizadas en 168 puntos en la ciudad de Madrid, considerando el flujo vehicular horario y la fracción de vehículos pesados. Este modelo es válido para caudales de tráfico mayores a 120 vehículos por hora.

Sanchez Rivera et al (1996) consiguen ajustar las ecuaciones deducidas por Brambilla para Italia a la realidad de las ciudades chilenas. A partir de discriminar el tráfico en vehículos livianos y pesados se ajustaron los datos a una distribución normal y al aplicar un test sobre diferencia de medias se obtuvo que el ruido de vehículos ligeros y pesados difiere estadísticamente. De igual manera se encontró que el ruido producido por los vehículos europeos es entre 1.5 y 2 dB(A) menor al medido en las vías chilenas debido en parte a las diferencias en los hábitos de conducción y al estado de conservación de los automotores.

Prascevic, Cveltovik y Stojanovic (1997) parten de la ecuación básica de predicción de ruido para encontrar dos modelos: uno que introduce el caudal total de tránsito horario y otro que considera la composición del tránsito en forma discretizada. Se tomaron datos en 11 puntos de monitoreo entre las 6 y las 22 horas, con cinco medidas en cada período y su respectivo dato de flujo vehicular. Los autores concluyen que es prácticamente imposible modelar el ruido del tráfico vehicular a partir de una sola ecuación, por lo cual desarrollan modelos para dos rangos de presión sonora diferentes: entre 65-75 dB(A) y 55-65 dB(A), de esta manera afirman, se logra una mayor precisión en los niveles modelados. Se encontró que los resultados obtenidos tanto con el modelo que involucra el tránsito total como el clasificado son comprables para los 11 puntos de medición considerados en el estudio.

Calixto et al (2003) obtuvieron un modelo matemático aplicado a la ciudad de Curitiba el cual fue validado a partir de mediciones y de los resultados obtenidos con un software desarrollado con base en el German Estándar RLS-90. A partir de la aplicación del método de mínimos cuadrados se consiguió la ecuación que mejor describe el ruido de tráfico a una distancia de 25 m del observador, incluyendo variables como tránsito total y porcentaje de vehículos pesados.

3.3.2 Tráfico vehicular y características físicas del entorno

En busca de una mayor precisión en la modelación del ruido de tráfico, varios autores han logrado incorporar en las ecuaciones de predicción simples algunas variables asociadas a fenómenos físicos que influyen en la física de propagación de las ondas sonoras.

$$L_{eq} = A + 10 \log(L + \alpha P + \beta M) - 10 \log d + \mu J$$

Ecuación 3.17

En la cual: A y B son el intercepto y la pendiente de la ecuación; L, P y M son el flujo horario de vehículos livianos, pesado y motos, respectivamente; α y β son constantes que representan el nivel acústico relativo de un vehículo pesado y una moto respecto al de un vehículo

liviano; d es la distancia desde el receptor al eje de la vía; μJ es la relación entre la altura de las edificaciones y el ancho de la vía.

Es así como Gaja Díaz (1984) desarrolla en su tesis doctoral un modelo matemático para la predicción del ruido de tráfico aplicado a la ciudad de Valencia, considerando factores como el flujo vehicular, porcentaje de vehículos pesados, ancho de la calle y altura de los edificios circundantes.

Siguiendo la misma línea de trabajo, Jraiw (1987) presenta un modelo de cómputo para predecir niveles de ruido de tráfico en áreas urbanas y suburbanas bajo condiciones de flujo no-libre. Desarrolla expresiones empíricas en función del flujo vehicular, la velocidad, la composición del tráfico, el porcentaje de vehículos medianos y pesados y las distancias a las fachadas y puntos singulares de la calle, encontrando una buena concordancia entre los valores medidos y estimados de L_{10} , L_{50} , L_{90} y L_{eq} .

Lawrence y Burgess (1980) presentaron un trabajo comparativo entre diferentes métodos de predicción de la atenuación del ruido de tráfico causada por el apantallamiento de las edificaciones y las atenuaciones reales en zonas residenciales típicas, encontrando que el método desarrollado por el Departamento de Ambiente del Reino Unido predice en forma precisa la atenuación por apantallamiento en entornos simples.

De igual forma, el modelo desarrollado por Miyara (1999) se basa en la teoría de la propagación del sonido en exteriores, incluye los efectos de la divergencia geométrica, la atenuación por el aire, la reflexión y absorción, los efectos del viento, la temperatura del aire, la potencia sonora y características de los vehículos.

3.3.3 Velocidad promedio de circulación

Varios autores han destacado la importancia de involucrar la variable velocidad promedio con la que se desplazan los vehículos sobre una vía debido a su influencia en los niveles de ruido emitidos al ambiente.

$$L_{eq} = A + 10 \log(L + \alpha P + \beta M) - 10 \log d + V$$

Ecuación 3.18

En la cual: A y B son el intercepto y la pendiente de la ecuación; L, P y M son el flujo horario de vehículos livianos, pesado y motos, respectivamente; α y β son constantes que representan el nivel acústico relativo de un vehículo pesado y una moto respecto al de un vehículo liviano; d es la distancia desde el receptor al eje de la vía; V es la velocidad promedio de transito de los vehículos en la vía.

Es así como Czabalay y Sarvari (1985) comparan cinco modelos de predicción de tráfico vehicular aplicados al entorno urbano de Hungría, dos de ellos propuestos por los autores. Se evaluaron 11 localidades a una distancia de 7,5 m del centro de la vía, con mediciones de 10 a 15 minutos de duración, para un total de 102 observaciones. Se calcularon coeficientes de correlación y desviaciones estándar para los valores medidos y calculados y se concluye que la confiabilidad de tres de los modelos es prácticamente idéntica, siendo uno de éstos desarrollado por los autores y el cual involucra una serie de correcciones como: la velocidad media de los vehículos y la distancia y características de la superficie entre el observador y el centro de la vía.

Favre (1983) aplica un modelo teórico que determina las relaciones entre el máximo nivel de presión sonora durante el paso de un vehículo, la energía equivalente al ruido emitido durante el mismo período y la potencia acústica de la fuente. Se muestra cómo, sobre la base de ciertos supuestos, se deriva un modelo para obtener un valor aproximado de la potencia acústica de un vehículo en movimiento.

Harris (1995) presenta los niveles nacionales medios de emisión de referencia para EE.UU en función de la velocidad promedio de circulación, el tipo de vehículo y una distancia de referencia de 15.2 m.

García (1995) deduce una fórmula semiempírica a partir de las medidas de ruido ambiental diurno en zonas urbanas de la Comunidad de Valencia, la cual según el autor tiene aplicabilidad en muchas otras zonas

urbanas del país. A partir de un proceso de regresión múltiple se obtienen dos ecuaciones: una en donde el tránsito total es considerado como la única variable independiente y otra en la que se logran insertar con éxito variables como el tránsito discriminado, el ancho de la vía y la velocidad media de los vehículos.

Montbrun et al (1998) desarrollan un modelo para las ciudades de Venezuela a partir de las experiencias obtenidas por autores Alemanes e Italianos, en el que involucran variables como la fracción de motocicletas y diferentes factores de corrección por velocidad, superficies reflectantes, tipo de pavimento, pendiente de la vía y la distancia a semáforos.

Un análisis más profundo es el realizado por Saavedra et al (2005) quienes estudian el grado de correlación existente entre los niveles de ruido debido al tráfico vehicular y las características topográficas y urbanísticas del entorno. Se tomaron mediciones en 50 puntos ubicados en la Comuna de Nuñoa – Chile con una duración de 15 minutos y se registraron datos de un total de 16 variables. A partir de un análisis multivariado se muestra que los niveles de ruido presentan mayores grados de asociación con variables como la geometría de la calle y el tipo de flujo vehicular.

3.3.4 Descriptores acústicos

Parámetros estadísticos como los niveles percentiles definidos como el nivel de presión sonora que es sobrepasado el n% del tiempo de observación, se constituyen en importantes descriptores del ruido. L_{eq} en función de los niveles de permanencia 10, 50 y 90%:

$$L_{eq} = \gamma L_{50} + \lambda (L_{10} - L_{90})$$

Ecuación 3.19

En la cual L_{10} , L_{50} y L_{90} son los percentiles 10, 50 y 90, respectivamente; γ y λ son coeficientes.

En este sentido, Gilbert (1977) desarrolló una ecuación predictiva para el nivel L_{10} para las calles urbanas de la ciudad de Edimburgo incluyendo variables de tráfico y logrando un error estándar de aproximadamente 3 dB(A) para el método utilizado.

Prabhu y Chakraborty (1978) proponen un modelo de predicción del nivel L_{50} , en función del uso del suelo, la densidad poblacional y el tipo de vía, dejando en un segundo plano el tráfico vehicular. Baverstock et al (1991) exponen un modelo basado en las mismas consideraciones propuestas por Prabhu y Chakraborty (1978), sin embargo concluyen que para el área estudiada es de mayor importancia el ruido proveniente del tráfico vehicular que el resultante de los usos del suelo y la densidad poblacional.

Velis et al (2000) analizan el comportamiento de los diferentes parámetros acústicos L_{eq} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} , L_{99} , L_{min} y $L_{máx}$ como descriptores del ruido de tráfico vehicular. A partir de experimentos controlados en laboratorio logran simular diferentes escenarios ruidosos en función del flujo vehicular, encontrando que el nivel de presión sonora equivalente L_{eq} es en algunos casos inadecuado o insuficiente para caracterizar el ruido de tráfico. Los autores concluyen que en condiciones de alta densidad vehicular como las grandes avenidas el L_{eq} puede ser apropiado para describir el ruido, pero en condiciones de baja densidad de tránsito el L_{eq} es completamente inapropiado y por ende se hace necesaria la búsqueda de un descriptor correcto.

3.3.5 Eventos “anómalos”

Como se discutió anteriormente, el desarrollo de modelos predictivos parte de la premisa de que el ruido de tráfico es el producto de los ruidos generados por el motor y la rodadura de los vehículos. Sin embargo, existen algunos entornos en los que aparecen otros componentes que si bien no corresponden a la definición de ruido de tráfico, influyen de manera significativa en los altos niveles de ruido en las ciudades.

$$L_{eq} = A + B \log(L + \alpha P + \beta M) + \text{anómalos}$$

Ecuación 3.20

En la cual: A y B son el intercepto y la pendiente de la ecuación; L, P y M son el flujo horario de vehículos livianos, pesado y motos, respectivamente; α y β son constantes que representan el nivel acústico relativo de un vehículo pesado y una moto respecto al de un vehículo liviano; anómalos son eventos como bocinas, alarmas, escapes ruidosos y propaganda callejera, entre otros.

Es así como González (2000) desarrolló un modelo para un entorno atípico el cual considera los eventos “anómalos” como bocinas, alarmas, escapes ruidosos y propaganda callejera, entre otros, dado que son fenómenos comunes en las ciudades latinoamericanas, lo cual dificulta la adaptación de los modelos ya existentes a este tipo de realidades. Adicionalmente, presenta un procedimiento para la determinación del tiempo óptimo de muestreo que garantiza que los resultados de las mediciones son buenos descriptores de la realidad muestreada.

De igual manera, Torija et al (2006) obtuvieron un modelo de predicción del ruido de fondo para la ciudad de Granada, que al aplicarle un factor de corrección por eventos anómalos logra estimar con gran precisión el valor del L_{eq} . Adicionalmente, demuestran un alto nivel de correlación entre el nivel percentil L_{50} y el caudal de vehículos circulante por las vías.

Salueña et al (2001) adaptaron a la ciudad de Terrassa el método de cálculo CETUR recomendado por la legislación europea para simulaciones de ruido de tráfico en países miembros de la comunidad que no cuenten con un método propio. Debido a que los valores estimados diferían en aproximadamente 5 dB(A) de los niveles medidos, se incorporaron al método de cálculo algunas fórmulas que involucran factores propios de la ciudad siendo validadas con éxito y obteniendo resultados de ± 3 dB(A) con respecto a las medidas reales.

Vázquez et al (2001) plantean una metodología para la obtención directa del ruido de fondo a partir de la determinación de la transmisión de ruido entre calles vecinas, expresada como una función de transferencia. El método consiste en crear desde un punto un campo sonoro con características espectrales conocidas para medir la réplica en un punto remoto y determinar la función de transferencia, lo cual permite conseguir el ruido de fondo producido por el tráfico vehicular en un punto con base en el flujo vehicular de las calles vecinas.

Peral Orts et al (2006) desarrollan un algoritmo para la predicción de ruido de tráfico nocturno basado en la directividad sonora de los vehículos. A diferencia de otros modelos y debido a las características de baja densidad en el horario nocturno, éste no considera la fuente de ruido lineal sino puntual e independiente del resto de elementos sonoros los cuales son considerados como elementos aislados.

Don y Res (1985) exploran la posibilidad de tratar los niveles de ruido como una distribución gaussiana a partir del uso de parámetros estadísticos como la media, varianza, coeficiente de asimetría y curtosis concluyendo que las predicciones basadas en dicha distribución no son correctas, ya que el comportamiento del ruido de tráfico no puede ser descrito por la “típica” forma de distribución estadística normal.

A nivel nacional son pocos los avances que se conocen en el campo de la predicción del ruido. Muñoz et al (2006) realizaron una comparación entre los niveles de ruido predichos con el modelo matemático propuesto por Harris (1995) y los obtenidos con un modelo computacional comercial para ruido ambiental en la ciudad de Barranquilla – Colombia. Se encontró que en algunos casos los niveles de ruido calculados con el modelo matemático estaban por encima de los niveles medidos en campo debido a que los cálculos se realizaron con base en condiciones críticas de flujo vehicular y bajo el supuesto de condiciones de circulación ideales. Adicionalmente, concluyen que la diferencia entre los resultados de los dos métodos radica en los diferentes factores de corrección que se utilizan, los cuales influyen de manera significativa en la propagación de las ondas sonoras.

En el ámbito local se han desarrollado diferentes trabajos desde hace varias décadas en torno a la problemática del ruido ambiental, con el objeto de cuantificar el impacto sonoro producido por las actividades industriales y el tráfico vehicular. Acevedo et al (1978) realizaron mediciones en 18 cruces del centro de la ciudad de la Medellín para establecer la relación entre el ruido y tráfico automotor, encontrando que el ajuste de los datos era muy pobre en términos estadísticos dada la variabilidad y dispersión de los datos.

Aristizábal et al (1980) efectuaron mediciones en horas pico en zonas catalogadas como de alto flujo vehicular, obteniendo resultados que no evidenciaron correlación representativa entre los niveles de ruido y el tráfico vehicular. Dicha situación fue atribuida a las características físicas de los sitios donde se realizaron las mediciones.

Ardila y Zapata (1994) realizaron un estudio en veinte cruces viales, donde concluyeron que variables como la velocidad de circulación, la composición del tráfico vehicular y las características físicas de la zona (pendiente, encerramientos, etc.) influyen fuertemente sobre los niveles de ruido.

Bedoya y Correa (2002) realizaron un estudio con relación a la contaminación por ruido en el centro de Medellín. Se utilizó el diseño experimental para determinar las variables más significativas en la generación del ruido urbano y la geoestadística para el análisis de los datos y la elaboración de isófonas. Al superponer el mapa físico de la ciudad con las isófonas generadas, se evidenció la alta correlación que existe entre el flujo vehicular y el ruido en las principales vías del centro.

Zapata, C (2004) expone los resultados obtenidos por la Universidad Nacional de Colombia en un proyecto de investigación para determinar los niveles de ruido y monóxido de carbono en el centro de la ciudad de Medellín, en el cual se encontró que los sitios que presentan los mayores niveles de ruido, también presentan las mayores concentraciones de monóxido de carbono y que adicionalmente están asociados a vías de alto tráfico vehicular.

Para el año 2005 el Área Metropolitana del Valle de Aburrá – AMVA - en convenio con el Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid desarrollan un proyecto para la elaboración de los mapas acústicos y de concentraciones de monóxido de carbono para la zona urbana de los municipios que hacen parte la jurisdicción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, encontrando que la norma de ruido ambiental es superada en la mayor parte de la ciudad. Vale la pena aclarar que aunque el municipio de Envigado está geográficamente inmerso en el llamado Valle de Aburrá, ambientalmente está regido por la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia –CORANTIOQUIA -.

Capítulo 4

Componente Experimental

4.1 Zona de Estudio

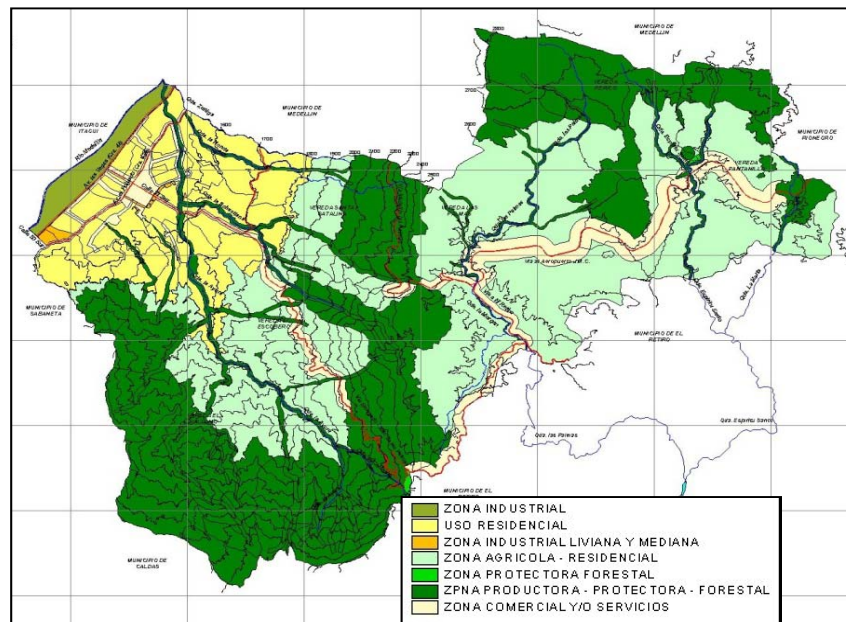
El municipio de Envigado se encuentra localizado al Sureste de la capital del Departamento de Antioquia en la parte noroccidental de la Cordillera Central de los Andes Colombianos, limitando con los municipios de Rionegro, El Retiro, Itagüí, Sabaneta, Caldas y Medellín. Posee un área aproximada de 78.8Km², de los cuales 66.68Km² pertenecen al área rural concentrando una población de 10.558 habitantes y 12.12 Km² al área urbana donde se alberga el 93% de la población, unos 135.848 habitantes. (Dane, 2005).

El perímetro urbano del municipio de Envigado tiene una longitud de 23.587,971 metros lineales, distribuidos de la siguiente manera: “Partiendo del cruce del Río Medellín con la Calle 50 Sur, siguiendo el límite municipal con Sabaneta hasta el punto de corte con la cota 1700 msnm, siguiendo por éste en dirección Norte y Este, hasta su intersección con la Quebrada La Batea, por ésta, aguas arriba hasta encontrar la Cota 1800 msnm por ésta en dirección hasta el corte con la quebrada Zúñiga, límite con el Municipio de Medellín; por ésta aguas abajo hasta el punto de corte con el Río Medellín; por éste aguas arriba manteniendo el límite Municipal con Itagüí hasta el cruce con la calle 50 Sur punto de Partida”. (Municipio de Envigado, 2000).

La ocupación del territorio tiene una gran variedad de usos: el industrial en el sector de la Avenida Las Vegas que limita con el municipio de Itagüí, el sector comercial se ubica en la zona centro, mientras que las vías principales, centros de barrio, establecimientos de servicio y viviendas se hallan distribuidos en todo el municipio. La zona

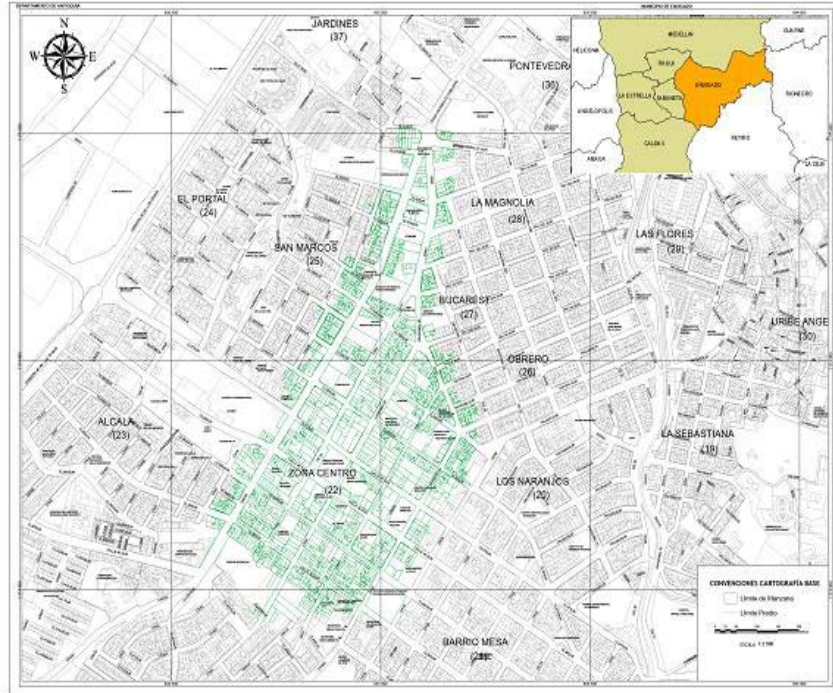
rural se caracteriza por viviendas campestres y la producción agrícola y pecuaria a pequeña escala. Esta heterogeneidad en los usos del suelo ha generado conflictos en la comunidad dado que se han irrumpido sectores de carácter residencial por locales comerciales e industrias a pequeña escala que no cumplen con los requerimientos mínimos en materia ambiental para su funcionamiento (Municipio de Envigado, 2000).

Figura 4.1 Usos del suelo para el municipio de Envigado



La zona objeto de estudio se localiza en el barrio denominado Zona Centro, entre la diagonal 40 (al norte) y la calle 40 C sur (al sur), y las carreras 39 (al este) y 43 A (al oeste), abarcando una extensión de 3,3 km². Este sector según el Plan de Ordenamiento Territorial del año 2002 está catalogado como de uso comercial. Sin embargo, se evidencia la presencia de una multiplicidad de actividades, entre las que se encuentran una gran cantidad de pequeñas industrias, edificaciones de uso institucional y residencial, situación que ha originado inconvenientes en la definición de uso del territorio en este sector. La distribución de la población en la Zona Centro es de 1513 predios, 757 viviendas, 3086 habitantes, lo que corresponde a una densidad poblacional de 93,62 hab/Ha.

Figura 4.2 Zona de estudio



Esta zona cuenta con una infraestructura vial que le permite tener una buena comunicación con la zona rural del municipio y los municipios aledaños, teniendo como principales vías de acceso la Avenida El Poblado, la Avenida Las Vegas y la Autopista Sur (carretera Troncal de Occidente), que además comunica el municipio de Envigado con el Sur del país. Otras vías de acceso desde el municipio de Medellín son las transversales que se conectan con la Vía Las Palmas. En este tipo de vías se presentan dificultades generalmente en las horas pico debido a los grandes flujos que se aglomeran, lo que dificulta la circulación libre de los vehículos, máxime si se tiene en cuenta que estas vías son conexiones a nivel regional (Municipio de Envigado, 2000).

4.2 Definición de los Puntos de Medición

La metodología adoptada para la evaluación del ruido ambiental en la zona centro del municipio de Envigado fue la sugerida por Brown y Lam

(1977), en la cual se definen dos estrategias para la selección de los puntos de medición. La primera de ellas consistió en configurar los puntos de evaluación en una malla, en la cual los nodos de ésta coincidieron exactamente con los cruces viales de la zona objeto de estudio. A partir de la cartografía digital de la zona se identificaron 51 cruces viales, donde cada uno de ellos se constituyó en un posible punto para la medición de ruido ambiental, luego para la determinación de los puntos de monitoreo se recurrió al muestreo aleatorio simple, el cual le dio a cada uno de los 51 puntos encontrados la misma oportunidad de ser elegido para ser parte de la muestra, permitiendo obtener conclusiones con un elevado grado de pertinencia. Estadísticamente este método permite inferir sobre la población a través de los resultados obtenidos en la muestra (Puerta. J, 1991; Montgomery. D, 1996).

El cálculo del tamaño de la muestra probabilística se determina de la siguiente manera:

$$n_0 = \left(\frac{Z}{\varepsilon}\right)^2 \cdot p \cdot q$$

Ecuación 4.1

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0}{N}}$$

Ecuación 4.2

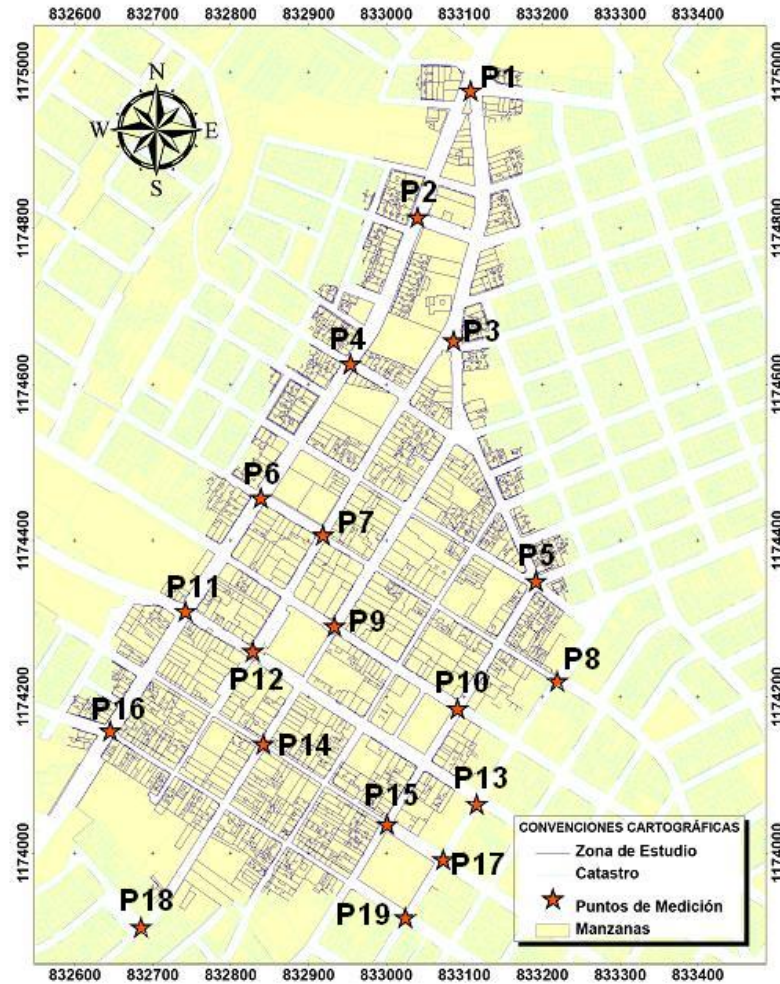
En la cual: n_0 es la cantidad teórica de elementos de la muestra; n es la cantidad real de elementos de la muestra a partir de la población asumida; N es el número total de elementos que conforman la población; z es el valor estandarizado en función del grado de confiabilidad de la muestra calculada. Se trabaja con un 95 % de confiabilidad la muestra seleccionada, por lo tanto el valor estandarizado se asume igual a 1.96; ε es el error asumido en el cálculo. Este error se puede asumir entre 1 y 10 %, es decir, que se asume en valores de probabilidad correspondiente entre 0.01 y 0.1. No obstante, para valores óptimos del error para el cálculo de la muestra, se tiene que para $N > 10$, se asume $\varepsilon = 0.05$ (un error del 5 %); q es la probabilidad de la población que no presenta las

características. Es un parámetro importante, debido a que el mismo asume que proporción de la muestra no puede presentar las mismas características de la población. Muchos autores plantean esta probabilidad entre 1 y 25 %, otros asumen, cuando no se conoce esta variable asumir el valor máximo de 50 %, sin embargo para $30 \leq N \leq 79$, se asume $q = 0,02$ hasta $0,05$ (del 2 al 5 %); y p es la probabilidad de la población que presenta las características, es decir, la probabilidad que tiene la muestra en poseer las mismas cualidades de la población. Como $p + q = 1$ (Probabilidad máxima), entonces $p = 1 - q$

De esta manera se tiene que la cantidad teórica de elementos de la muestra n_0 es 30,19 y el tamaño real de la muestra n es 19.

Para establecer la ubicación espacial de los 19 puntos de la muestra, se enumeraron los 51 cruces viales existentes y se generaron tres combinaciones aleatorias de la posible localización de los puntos de monitoreo. Una vez ubicadas las tres combinaciones sobre la cartografía de la zona de estudio se recurre a la segunda estrategia, donde se llega a un consenso con la administración del municipio para elegir la combinación de puntos que mejor representaba la realidad sonora de la zona objeto de estudio en cuanto a la homogeneidad y distribución de los puntos, considerando una clasificación de áreas de atención prioritaria, teniendo presente los usos del suelo, la densidad demográfica, la proliferación de quejas y las vías con mayor demanda vehicular.

Figura 4.3 Puntos de monitoreo



Los sitios de medición seleccionados presentaron características similares en su estructura: vía pavimentada y en buen estado, velocidad de circulación vehicular entre 20 y 50 km/h, pendiente promedio de la vía alrededor del 2 %, vías estrechas entre 6.5 y 10.5 m, además de la presencia de superficies reflectantes como edificaciones y muros ubicadas en ambos lados de la vía con altura promedio de 5,5 m dentro de la zona de estudio.

Tabla 4.1 Valores promedio de las características físico-espaciales de los sitios de monitoreo

Punto	Ubicación	Sentido de la vía	Ancho de la vía (m)	Ancho del andén (m)		Altura promedio edificaciones (m)
				Lado izquierdo	Lado derecho	
1	Cra 43 x Cra 43 A	NW-SE	10.1	3	1.25	5.5
2	Cra 43 A x Cll 32 A Sur	NW-SE	10.1	2.5	2.5	5.5
3	Transv 33 Sur X Cr43	NW-SE	7.1	3.5	1.65	6.05
4	Cr 43A X Cll 33 B sur	EW-NS	10.1	1.4	1.45	7.15
5	Cll 35 Sur X Cr 40	N-S	7.65	2.15	5.55	7.15
6	Cr 43A X Cll 36 sur	E-W	9.55	1.5	3.8	5.5
7	Cll 36 Sur X Cr 43	NS-WE	7	1.5	1.5	5.5
8	Cll 36 Sur X Cr 39	N-S	7.2	6,35	2	6.05
9	Cll 37 Sur X Cr 42	NS-EW	9.8	1	1.5	7.15
10	Cll 37 Sur X Cr 40	NS-EW	9	2.5	2.5	4.4
11	Cr 43A X Cll 38 sur	NS-EW	10.3	1.5	2.3	6.05
12	Cll 38 Sur X Cr 43	N-S	9.5	3.2	3.5	6.05
13	Cll 38 Sur X Cr 39	NS-WE	9.5	4	3.5	3.3
14	Cr 42 X Cll 38 A Sur	E-W	7.75	2.2	2.15	2.75
15	Cll 38A Sur X Cr 40	N-S	6.55	1	1.5	3.85
16	Cr 43A X Cll 39 sur	EW-NS	10.3	1.4	1.8	6.6
17	Cr 39 X Cll 39 Sur	WE-NS	9.4	1.27	1.35	6.05
18	Cr 42 X Cll 40 C Sur	E-W	8.1	1.92	2.1	4.95
19	Cr 37 X Cll40B Sur	W-E	6.6	1.1	1	6.6

4.3 Campañas de Medición

Las campañas de medición se desarrollaron entre los días 17 y 23 del mes de Septiembre de 2007 utilizando 2 sonómetros marca Quest serie 2900 y 3 sonómetros marca Casella serie 490, en modo de operación con filtro de ponderación A, tiempo de respuesta lenta y con certificados de calibración vigentes. Las mediciones de ruido ambiental se realizaron de acuerdo a la metodología planteada en el Capítulo II de la Resolución 0627 de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MAVDT -. La estrategia de toma de datos consistió en un muestreo continuo de 24 horas en cada punto, descomponiendo las 24 horas del día en tres (3) períodos de medición de ocho (8) horas, como se

presenta a continuación: periodo uno, entre las 06:00 y 14:00 horas; periodo dos, entre las 14:00 - 22:00 horas; y periodo tres, entre las 22:00 - 06:00 horas. Los muestreos se llevaron a cabo durante los siete (7) días de la semana, donde se tomaron cinco registros parciales de 10 minutos en cada posición orientada del micrófono: norte, sur, este, oeste y vertical hacia arriba, durante cada hora con lectura de los parámetros acústicos: nivel continuo equivalente (L_{eq} (dBA)) y los percentiles 10 y 90 (L_{10} (dBA) y L_{90} (dBA), respectivamente). De la misma forma, se realizaron aforos vehiculares en los cuales se discriminó la composición del tráfico en vehículos livianos, vehículos pesados y motos.

El nivel de ruido ambiental para cada punto de monitoreo se obtuvo mediante la siguiente expresión:

$$L_{Aeq} = 10 * \log(1/5) * (10^{L_N/10} + 10^{L_S/10} + 10^{L_O/10} + 10^{L_E/10} + 10^{L_V/10})$$

Ecuación 4.3 Nivel de ruido ambiental

En la cual:

L_{Aeq} = Nivel equivalente resultante de la medición

L_N = Nivel equivalente medido en la dirección norte

L_S = Nivel equivalente medido en la dirección sur

L_O = Nivel equivalente medido en la dirección oeste

L_E = Nivel equivalente medido en la dirección este

L_V = Nivel equivalente medido en la dirección vertical

Es importante resaltar que aunque las mediciones de los niveles de presión sonora se llevaron a cabo durante las 24 horas de los siete días de la semana (lunes a domingo), este trabajo se enfoca en los niveles de ruido producidos durante el período diurno y en días laborables, dado que durante el período nocturno y los fines de semana, las actividades de

conurrencia pública y de ocio modifican enormemente el ambiente acústico de la zona de estudio. Por lo tanto, para este estudio solamente son tenidos en cuenta los registros obtenidos de lunes a jueves, entre las 7:01 y las 21:00 horas (jornada diurna) de los parámetros acústicos: nivel continuo equivalente (L_{eq} (dBA)) y los percentiles 10 y 90 (L_{10} (dBA) y L_{90} (dBA), respectivamente), para un total de 239 datos.

Figura 4.4 Metodología para la toma de datos



4.4 Resultados y Análisis de Información

Los resultados de las mediciones de ruido fueron comparados con el estándar máximo permisible de nivel de ruido ambiental, de acuerdo a una clasificación de zona de uso comercial para la jornada diurna, estipulado en el Artículo 17 de la Resolución 0627 de 2006. Esto permitió hacer el diagnóstico de la calidad acústica en las diferentes zonas evaluadas, identificar las zonas críticas y señalar las posibles fuentes de contaminación por emisión de ruido.

4.4.1 Mediciones de Campo

En la tabla 4.2, se presentan los promedios horarios del nivel de presión sonora ($L_{eq,A,1h}$) y su respectivo flujo vehicular, el cual está

discretizado en vehículos livianos, vehículos pesados y motos, para la jornada de medición del período diurno. Adicionalmente, se presenta la comparación entre los valores de ruido observados en cada uno de los puntos de medición y el nivel máximo permisible (70 dB(A), 1h), establecido en el Artículo 17 “Estándares Máximos Permisibles de Niveles de Ruido Ambiental, Sector C: Ruido Intermedio Restringido” de la Resolución 627 de 2006 del MAVDT, para ruido ambiental durante la jornada diurna en zonas clasificadas como de uso comercial.

Tabla 4.2 Nivel promedio horario de los niveles de ruido ($L_{eq A,1h}$) y flujo vehicular discretizado

Punto	Aforo vehicular				Nivel de ruido		Comentario
	Livianos	Pesados	Motos	Tránsito total	Leq,A,1h (dB)	Norma, Leq,A,1h (dB)	
1	1378	175	447	2000	74.5	70	No cumple
2	1014	93	265	1373	72.9	70	No cumple
3	467	64	195	727	71.4	70	No cumple
4	1098	167	402	1668	76.1	70	No cumple
5	480	59	216	756	70.4	70	No cumple
6	831	139	258	1229	70.9	70	No cumple
7	403	7	159	570	69.1	70	Cumple
8	597	27	268	892	69.3	70	Cumple
9	909	74	320	1304	70.5	70	No cumple
10	765	94	271	1130	73.2	70	No cumple
11	874	213	318	1405	73.9	70	No cumple
12	1126	124	399	1648	73	70	No cumple
13	888	180	276	1345	74.1	70	No cumple
14	502	183	193	878	70.5	70	No cumple
15	568	170	212	950	72.5	70	No cumple
16	1195	188	409	1793	74.4	70	No cumple
17	431	148	183	762	70.6	70	No cumple
18	230	34	90	354	64.8	70	Cumple
19	373	137	152	662	70.8	70	No cumple

4.4.2 Análisis exploratorio de los datos

Con el propósito de definir la metodología para el tratamiento estadístico de las observaciones y los resultados obtenidos en las modelaciones (estadística paramétrica o estadística no paramétrica) se procedió a realizar el test de D'Agostino para determinar si es correcto

asumir que el conjunto de datos tiene una distribución normal. Esta prueba consiste en plantear dos hipótesis, una hipótesis nula (H_0) que demuestra la normalidad de los datos y una hipótesis alternativa (H_1) que muestra de la no normalidad de los mismos (Lothar, 1978). Para efectuar esta prueba se ordenan de menor a mayor el número n de observaciones y se les asigna un rango en función de su orden. Luego, se calcula la media, la desviación típica, el estadístico de la prueba (DA) que se calcula según la ecuación 4.1 y el estadístico de contraste (D) para un nivel α de confianza cuya distribución se encuentra tabulada en tablas según el intervalo ($D_{n,\alpha}$, $D^{n,\alpha}$) (Ecuación 4.2). Posteriormente, para decidir entre H_0 y H_1 se verifica en la tabla de D'Agostino para n observaciones ($n \geq 10$) si $D \in (D_{n,\alpha}, D^{n,\alpha})$. De ser así, se acepta la hipótesis nula y de lo contrario ésta se rechaza.

$$DA = \frac{\sum_{i=1}^n \left(i - \frac{n+1}{2}\right) X_i}{n^2 \sigma_n}$$

Ecuación 4.4

$$D = \frac{DA}{n^2 \delta}$$

Ecuación 4.5

En la tabla 4.3 se presentan los resultados del análisis exploratorio y la prueba estadística de D'Agostino para determinar la normalidad de la serie de datos obtenidos en cada uno de los puntos evaluados durante toda la campaña de medición.

Tabla 4.3 Análisis exploratorio y la prueba estadística de D'Agostino

Punto	Jornada de medición	Número de datos	Media	Estadístico	Test D'Agostino
1	07:00 - 20:00	14	74,5	0,2352	No normal
2	07:00 - 20:00	14	72,9	0,2558	No normal
3	09:00 - 20:00	13	71,9	0,1915	No normal
4	09:00 - 20:01	13	75,9	0,2358	No normal
5	07:00 - 20:00	14	70,2	0,2674	Normal
6	07:00 - 20:00	14	70,9	0,2842	Normal
7	07:00 - 20:00	14	68,9	0,2847	Normal
8	08:00 - 20:00	13	69,2	0,2691	Normal
9	08:00 - 20:00	13	70,4	0,2633	Normal
10	08:00 - 20:00	13	73,2	0,2808	Normal
11	07:00 - 17:00	10	73,8	0,2668	Normal
12	07:00 - 14:00	8	72,8	N.A.	No normal
13	07:00 - 19:00	13	74	0,2507	No normal
14	07:00 - 15:00	8	70,4	N.A.	No normal
15	07:00 - 17:00	10	72,3	0,2206	No normal
16	06:00 - 20:00	14	74,2	0,2658	Normal
17	07:00 - 20:00	14	70,5	0,2802	Normal
18	07:00 - 20:00	14	64,5	0,2621	Normal
19	07:00 - 20:00	14	70,8	0,279	Normal

4.5 Evaluación de modelos predictivos de ruido de tráfico

En la literatura existen una gran cantidad de modelos predictivos de ruido que han sido acoplados por sus autores a las características de diferentes entornos y que fueron aplicados a la zona centro del municipio de Envigado con fines de verificar su adaptabilidad a las condiciones acústicas locales. De la totalidad de modelos predictivos de ruido encontrados en la literatura, se escogieron 15 de ellos para su aplicación y evaluación en la zona de estudio, debido a que involucraban variables de fácil obtención como el tránsito total y las características físico-espaciales de los puntos de medición.

Los modelos fueron aplicados a un total de 239 datos y los resultados se compararon con los valores medidos dentro de un rango de ajuste de ± 3 dB (González, 2000), estableciendo este valor como el error admisible del modelo aplicado. Adicionalmente, se determinaron los parámetros

estadísticos RMS (Error Cuadrático Medio), MAE (Error Medio Absoluto) y NMAE (Error Medio Absoluto Normalizado), y se empleó la prueba de Mann-Whitney para comparar los pares de la serie de datos medidos y la serie de datos simulada.

A continuación se describen las ecuaciones predictivas utilizadas con sus respectivas variables.

El modelo predictivo de ruido planteado por L. Czabalay y L. Sárvári (1985) se basa en el flujo total vehicular horario (Q) para estimar el nivel de ruido a una distancia de referencia de 25 m y 7,5 m, como se presenta en las ecuaciones 4.3 y 4.4.

$$L_{eq(25\ m)} = 36 + 10 \log Q$$

Ecuación 4.6

$$L_{eq(7.5\ m)} = 24 + 22 \log Q - 2.2 (\log Q)^2$$

Ecuación 4.7

Sattler (1998) determina el nivel de ruido por tráfico a partir del flujo total vehicular horario (Q) para un rango entre 200 y 2500 vehículos/hora:

$$L_{eq} = 65.4 + 4.67 \cdot 10^{-3} Q$$

Ecuación 4.8

García (1998) obtiene dos expresiones: una basada en el flujo total vehicular horario (Q) y otra que involucra además el porcentaje de vehículos pesados (P) y motocicletas (M), el ancho de la vía (D) y la velocidad promedio de los vehículos (V):

$$L_{eq} = 52.3 + 6.8 \log (Q)$$

Ecuación 4.9

$$L_{eq} = 52.1 + 7.4 \log Q - 4.6 \log D + 0.11 P + 0.04 M + 0.06 V$$

Ecuación 4.10

Sánchez Rivera (1996) involucra en el modelo para las ciudades de Chile el tráfico de vehículo discriminado en vehículos livianos (N_L) y vehículos pesados (N_W):

$$L_{eq} = 34 + 10 \log (NL + 6.6 NW)$$

Ecuación 4.11

Prascevic, Cveltovik y Stojanovic (1997) consideran al composición del tráfico en forma discriminada por vehículos livianos (L), camiones (C) y ómnibuses (O).

$$L_{eq} = 41.3 + 10 \log (L + 27.9 C + 3.5 O)$$

Ecuación 4.12

J. Alves (2004), retoma el tráfico vehicular de forma discretizada en vehículos livianos (VL) y pesados (VP):

$$L_{eq} = 62.1 + 3.88 \log (VP + 0.07 VL)$$

Ecuación 4.13

Calixto (2003), propone un modelo basado en el tráfico vehicular total y el porcentaje de vehículos pesado, con aplicación para la ciudad de Curitiba, Brasil:

$$L_{eq} = 43 + 7.7 \log (Q(1 + 0.07 VP))$$

Ecuación 4.14

Lamure (1985) considera el ruido producido por el tráfico vehicular como una función del flujo vehicular (Q) y el ancho de la vía (L) ($d=L/2$):

$$L_{eq} = 38 + 15 \log Q - 10 \log L$$

Ecuación 4.15

$$L_{eq} = 52 + 10 \log Q - 10 \log d$$

Ecuación 4.16

Montburn et al (1998) desarrollan una ecuación basada en el número de vehículos pesados (P) y motos (M), además de la distancia al eje de la calzada (D) tomando como distancia de referencia (D_0) una longitud de 2.5 m:

$$L_{eq} = 34 + 10 \log (A + 6.55 P + 6.85 M) + 10 \log D/D_0$$

Ecuación 4.17

Jraiw (1986) utiliza en su modelo la variable velocidad (V), la composición del tráfico vehicular discriminado en vehículos livianos (L), vehículos medianos (M) y vehículos pesados (H). Adicionalmente, incluye el ancho de la vía (d), la distancia a un punto singular sobre la vía (S) y la distancia frontal detrás del sonómetro (D).

$$L_{eq} = 53.2 + 6 \log V + 11.7 \log(L + 6 M + 10 H) - 4.505 \log d - 0.0107 S \\ - 5.23 \log(D - 1)$$

Ecuación 4.18

La ecuación predictiva planteada por G, Díaz (1984) para la ciudad de Madrid incluye además del flujo vehicular, parámetros característicos del entorno como la distancia desde el receptor al eje de la vía (d) y la relación entre la altura de las edificaciones (J) y el ancho de la vía, según la expresión:

$$L_{A eq,1h} = 42 + 10 \log Q - 10 \log d + 10 \log(1 + 16.5 p) - 0.208 + 3.8 J \\ - 0.585 J^2$$

Ecuación 4.19

González (2000) determina los niveles de ruido a partir del tráfico vehicular (Q) y clasificado en motos (M), livianos (A), ómnibuses (O) y camiones (C), así como la distancia al centro de la vía (d):

$$L_{eq} = 52.1 + 7.4 \log (Q) - 4.6 \log D + 0.11 P + 0.04 M + 0.06 V$$

Ecuación 4.20

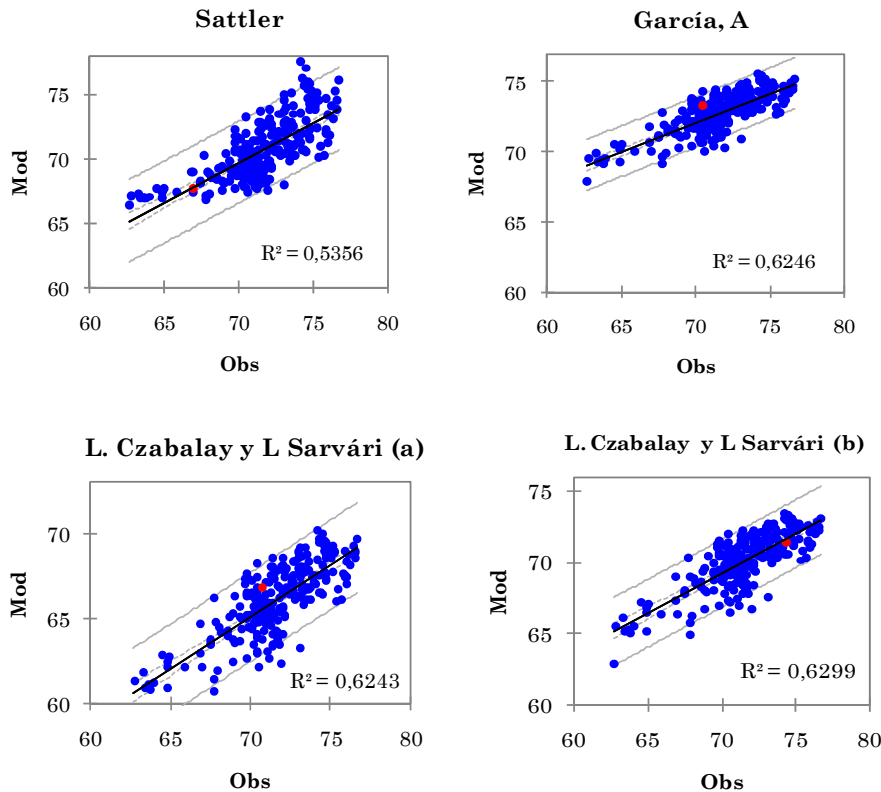
Una manera de evaluar el desempeño de los modelos descritos anteriormente, fue ajustar una recta de regresión a la nube de puntos formada por las observaciones (X_1) y los datos simulados (Y_1), midiendo la bondad del ajuste realizado mediante el coeficiente de determinación R^2 dado por:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

Ecuación 4.21

La Figura 4.5 muestra la regresión lineal elaborada con los datos de las observaciones y los modelos que contienen la variable del flujo vehicular total (Q) como único descriptor del ruido. El modelo de Sattler (1998) es el que presenta el menor coeficiente de determinación R^2 con un valor de 0.54, sin embargo el 83 % de los datos simulados logran entrar dentro del rango de ajuste permisible para esta investigación establecido en ± 3 dB. La aplicación del modelo propuesto por García, A (1998) (a) presenta un coeficiente R^2 de 0.62 con un 85% de los datos dentro del rango de ajuste, mientras que los modelos propuestos por L. Czabalay y L. Sárvári (1985) (a y b) presentan diferencias significativas en los resultados obtenidos. Aunque los coeficientes de determinación son semejantes para los dos modelos (0.62 y 0.63), el porcentaje de datos que se ubica dentro del rango de ajuste de ± 3 dB es del 8.4 % y 82 % respectivamente. El modelo L. Czabalay y L. Sárvári (1985) (a) para estimar el nivel de ruido a una distancia de 25 m del centro de la vía, aunque presenta un R^2 aceptable, es pobre en cuanto a la cantidad de datos ubicados dentro del rango de ajuste.

Figura 4.5 Regresión lineal observaciones y modelos Sattler, García, A (a) y L. Czabalay y Sárvari (a y b)

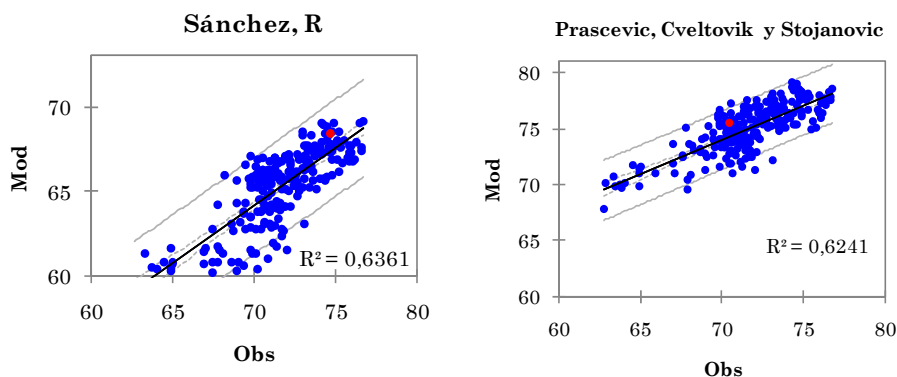


Lo anterior confirma el planteamiento de González (2000) que afirma que dada la forma de nube que presenta la distribución de los datos (por ser muy cercanos entre sí los valores medidos), la evaluación de los modelos a partir de coeficientes de determinación no es adecuada y se propone la aplicación de la prueba de Mann-Whitney para determinar si la serie de valores medidos y la serie de valores simulados es comparable.

En la Figura 4.7 se presentan las regresiones obtenidas entre los datos medidos y la aplicación de los modelos que incluyen la variable de tráfico vehicular de forma discriminada. Para los datos simulados mediante la aplicación del modelo de Sánchez. R (1996) se obtuvo un coeficiente R^2 de 0.64, pero sólo el 2% de éstos se ubica dentro del rango de ajuste, lo que reafirma la necesidad de un método adicional de análisis para determinar el grado de adaptación de los modelos existentes a los

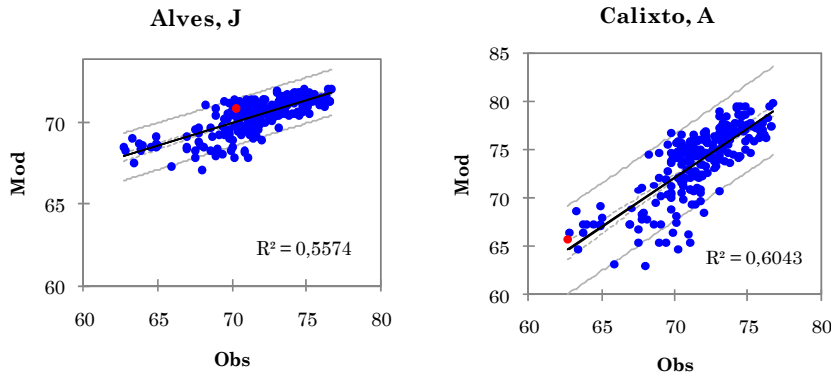
niveles de ruido en la zona céntrica del municipio de Envigado. De igual manera, al aplicar el modelo planteado por Prascevic, Cveltovik y Stojanovic (1997) se logra un coeficiente de determinación R^2 de 0.62 el cual puede considerarse como aceptable, sin embargo la cantidad de datos simulados que se ubican dentro del rango de ajuste (40 %) continúa siendo deficiente.

Figura 4.6 Regresión lineal observaciones y modelos Sánchez. R, Prascevic, Cveltovik y Stojanovic



En la Figura 4.7 se presentan las regresiones obtenidas con los modelos de Alves, J (2004) y Calixto, A (2003), que aunque provienen de ciudades Latinoamericanas con características similares a las locales en cuanto al tránsito de vehículos, no logran ajustarse de manera adecuada a la zona de estudio.

Figura 4.7 Regresión lineal observaciones y modelos J. aves y Calixto



En la Figura 4.8 se aprecian las regresiones realizadas a partir de las observaciones y los datos simulados mediante la aplicación de los modelos que además del tráfico vehicular involucran términos que hacen referencia a la reflexión de las ondas sonoras, es decir, distancia entre el receptor y la fuente, ancho de la vía y altura de las edificaciones entre otros. Los modelos desarrollados por Lamure (1985) (a y b) presentan coeficientes de determinación similares (0.61 y 0.58 respectivamente), sin embargo la diferencia entre el número de datos situados dentro del rango de ajuste es significativa (65 % y 25 % respectivamente). El modelo de Montburn et al (1998) presenta un coeficiente R^2 de 0.55 con tan sólo el 14 % de los datos simulado dentro del rango de $\pm 3\text{dB}$. Los resultados obtenidos con la aplicación del modelo de Jraiw (1986) confirman una vez más los coeficientes de ajuste normales no son adecuados para el análisis del comportamiento de los niveles de ruido, dado que al obtener un coeficiente R^2 de 0.59, todos los datos se salen del rango de ajuste propuesto en este trabajo. Comportamiento contrario al obtenido mediante la aplicación del modelo de G, Díaz (1984) que aunque presenta un coeficiente R^2 menor al obtenido con Montburn et al (1998), logra situar el 64 % de los datos dentro del rango de $\pm 3\text{dB}$.

Figura 4.8 Regresión lineal observaciones y modelos Lamure (a y b), Jraiw y G. Díaz

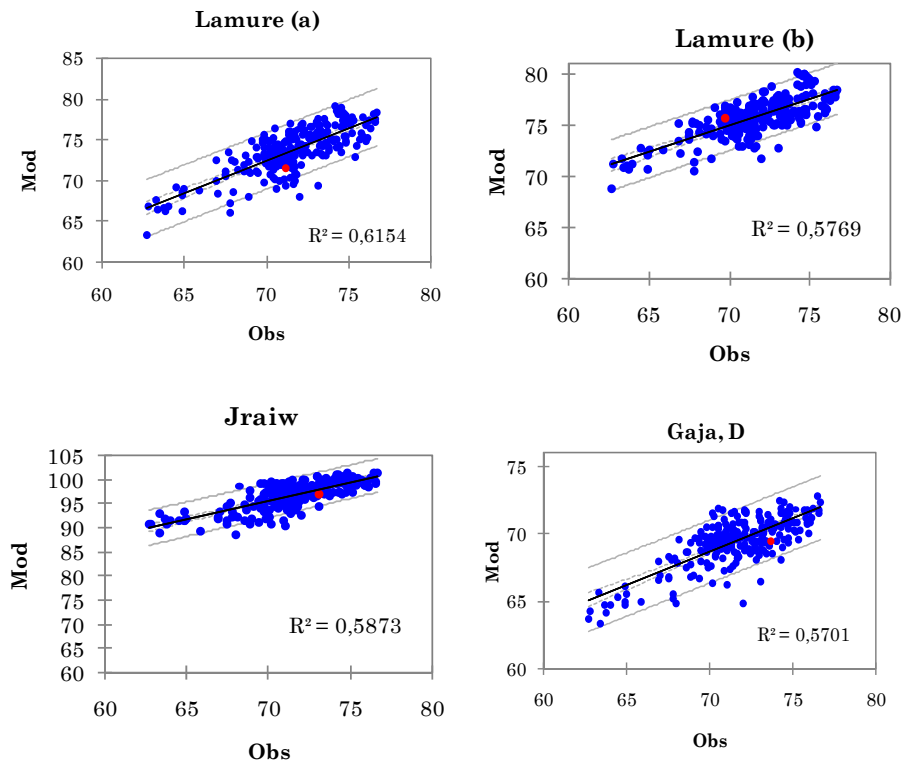
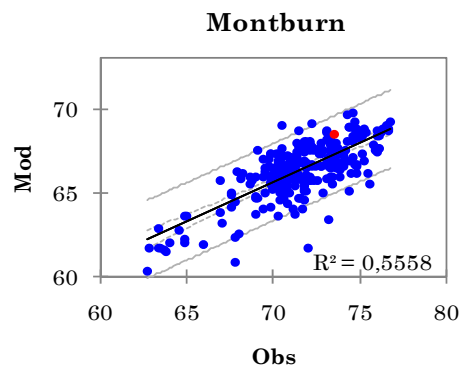
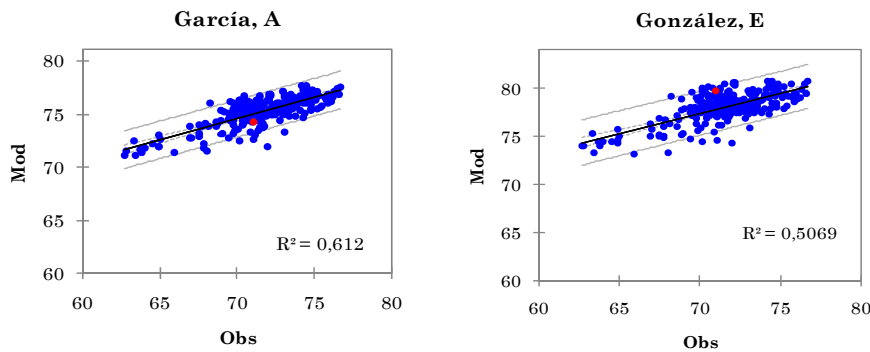


Figura 4.9 Regresión lineal observaciones y modelo Montburn



Finalmente, la Figura 4.10 presenta la regresión obtenida entre los datos medidos y los modelos que involucran la variable velocidad. Con la aplicación del modelo de A. García (1998) (b) se logra ubicar el 40% de los datos dentro del rango de ajuste de ± 3 dB para un coeficiente de determinación R^2 de 0.61, mientras que con el modelo de González (2000) sólo el 4% de los datos simulados se encuentra en el rango de ajuste con un R^2 de 0.53.

Figura 4.10 Regresión lineal observaciones y modelos A. García (b) y González E



Adicionalmente, para estimar la capacidad de los modelos de predecir los niveles de presión sonora se determinaron los parámetros estadísticos: error cuadrático medio RMS, error medio absoluto MAE y el error medio absoluto normalizado NMAE.

El RMS es la medida de las diferencias en promedio entre los valores modelados y observados, siendo Φ_i y $\Phi_{i\text{ obs}}$ los valores modelados y observados en el mismo punto, con N igual al número de observaciones, según la expresión:

$$RMS = \left[\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_{i\text{ obs}})^2 / N \right]^{1/2}$$

Ecuación 4.22

El MAE muestra la diferencia entre los valores modelados y observados en términos absolutos.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^N (|\phi_i - \phi_{i\text{ obs}}|)}{N}$$

Ecuación 4.23

El NMAE indica el peso del error respecto al valor de la variable observada normalizando el error absoluto:

$$NMAE = \frac{\sum_{i=1}^N |\phi_i - \phi_{i\text{ obs}}|/\phi_{i\text{ obs}}}{N}$$

Ecuación 4.24

Como complemento a la información proporcionada por estos estadísticos y partiendo de la no normalidad del comportamiento de los niveles de ruido, se utilizó la prueba de Mann – Whitney para determinar si existía correspondencia entre los valores medidos y simulados de los niveles de ruido que presenta la zona céntrica del municipio de Envigado. Esta prueba permite verificar si las diferencias correspondientes a dos muestras paralelas se distribuyen simétricamente alrededor de la mediana cero a partir del planteamiento de dos hipótesis, una hipótesis nula (H0) que demuestra que las series de datos son comparables y una hipótesis alternativa (H1) que muestra la no comparabilidad de los mismos. Para la aplicación de esta prueba se procede a ordenar en una única serie los datos de las dos muestras (m+n) en sentido creciente y se asigna un rango a cada dato, así como un indicativo de la serie a la cual pertenece. Luego, se realiza la suma de todos los rangos de la muestra 1 (R1) y la suma de los rangos de la muestra 2 (R2) para calcular los estadísticos U1 y U2 según las expresiones (Lothar, 1978):

$$U_1 = mn + \frac{m(m+1)}{2} - R_1$$

Ecuación 4.25

$$U_2 = mn + \frac{n(n+1)}{2} - R_2$$

Ecuación 4.26

Por último, se calcula el estadístico U o valor crítico dado por la siguiente ecuación:

$$U = \frac{mn}{2} - z \sqrt{\frac{nm(n+m+1)}{12}}$$

Ecuación 4.27

En donde:

$$z = \frac{\left|U - \frac{mn}{2}\right|}{\sqrt{\frac{mn(m+n+1)}{12}}}$$

Ecuación 4.28

Se escoge el estadístico menor entre U1 y U2 y si éste es menor o igual al valor de U, la hipótesis nula (H0) será rechazada o de lo contrario ésta se aceptará.

La Tabla 4.4 muestra los resultados del análisis estadístico resultante de la aplicación de los diferentes modelos. Se observa como el coeficiente de determinación (R²) no es un buen indicador del ajuste de los modelos, dado que no existe relación entre éste y los datos que se encuentran dentro del rango de ajuste de los ± 3 dB, lo cual se demuestra con los resultados obtenidos en la aplicación de los modelos de L. Czabalay y L. Sarvári, donde uno de los modelos presenta un R² de 0,63 para un 82% de los datos dentro del rango de ajuste, mientras que el otro modelo con un R² de 0,62 solo alcanza a tener el 8,4% de los datos dentro del rango admisible. Otro buen ejemplo es lo que sucede con el modelo de Sánchez Rivera, el cual tiene un R² de 0,64 pero solamente el 2% de los datos se ajusta al rango de error admisible. Los estadísticos RMS, MAE y NMAE

representan de una mejor manera el desempeño de los modelos utilizados, siendo el modelo de Sattler el que al parecer presenta el mejor ajuste dado que el 83% de los datos se encuentran dentro del rango de ajuste, y los errores RMS, MAE y NMAE presentan los valores más bajos (2,1; 1,8 y 0,03 respectivamente). Sin embargo, al comparar las series de datos observados y simulados mediante la aplicación de la prueba de Mann-Whitney se encuentra que para ninguno de los modelos evaluados es comparable la serie de datos medida con la simulada.

Tabla 4.4 Resultados de la evaluación de modelos existentes

Modelo	Ajuste R2	Datos en rango \pm 3dB	RMS	MAE	NMAE	Mediana Datos Simulados	Prueba de Mann-Whitney
1. Gaja, Diaz, 1984.	0,57	64,4%	2,8	2,3	0,03	69,7	No Comparables
2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m), 1985.	0,62	8,4%	5,8	5,5	0,10	66,2	No Comparables
3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m), 1985.	0,63	82%	2,2	1,8	0,03	70,5	No Comparables
4. Jraiw, 1986.	0,59	0%	25,3	25,3	0,40	97,4	No Comparables
5. Lamure, 1985.	0,62	65%	2,8	2,4	0,03	74,0	No Comparables
6. Lamure, 1985.	0,58	25%	4,6	4,2	0,10	75,9	No Comparables
7. Prascevic, Cveltovik y Stojanovic, 1997.	0,62	40%	3,8	3,4	0,05	75,2	No Comparables
8. Sánchez Rivera, 1996.	0,64	2%	6,5	6,3	0,10	66,9	No Comparables
9. Sattler, 1998.	0,54	83%	2,1	1,8	0,03	70,4	No Comparables
10. Montburn	0,56	14%	5,5	5,2	0,10	66,7	No Comparables
11. A. Garcia, 1998.	0,63	85%	2,2	1,7	0,02	72,9	No Comparables
12. A. Garcia detallado, 1998.	0,61	40%	4,1	3,6	0,10	75,4	No Comparables
13. González, E., 2000.	0,51	4%	6,8	6,5	0,10	78,3	No Comparables
14. J Alves	0,56	79%	2,4	1,9	0,03	70,7	No Comparables
15. A Calixto	0,60	56%	3,2	2,7	0,04	73,7	No Comparables

De acuerdo a los resultados arrojados por los modelos evaluados, surge la necesidad de encontrar un modelo (ver Capítulo 5) que pueda ser utilizado para estimar los niveles de ruido en la zona centro del municipio de Envigado, basado en la premisa del comportamiento no normal de los niveles de ruido como se determinó en el inicio de este capítulo.

Capítulo 5

Desarrollo del Modelo Matemático

Una vez aplicados algunos de los modelos de tráfico vehicular propuestos en la literatura, se procedió a evaluar su desempeño arrojando resultados poco alentadores, dado que la serie de datos observados no es comparable con las series de datos simulados con los diferentes modelos, como se presentó en el Capítulo 4. Por lo anterior, se procedió a determinar una expresión estadístico-matemática que permitiera relacionar, con mayor precisión, los niveles de ruido ambiental y el tráfico rodado en la zona centro del municipio de Envigado. Para tal fin, se utilizaron las observaciones obtenidas en los 19 puntos durante la campaña de medición y se procedió a realizar un análisis de correlación entre los principales parámetros, que según la literatura, condicionan los niveles de ruido en las zonas urbanas de alto flujo vehicular.

González (2005) argumenta que el ruido emitido por el tráfico vehicular debe ser explicado al menos por los siguientes elementos: el número total de vehículos que circulan por la vía, la composición desagregada de ese total de vehículos y la velocidad de circulación. Adicionalmente concluye que la propagación del ruido está condicionada por la distancia al receptor, el ancho de la vía y las aceras, el tipo de pavimento, la altura de las edificaciones, la pendiente de la vía y la presencia de semáforos o señales de parada. A partir de esta aseveración y teniendo en cuenta las variables incluidas por diferentes autores, como se presentó en el Capítulo anterior, se tomaron las principales variables físico-espaciales que posiblemente tuvieran incidencia sobre los niveles de contaminación por ruido en la zona centro del municipio de Envigado, teniendo en cuenta que fueran de fácil obtención. Con base en la información recolectada en campo se seleccionaron seis (6) variables para determinar su grado de asociación con los niveles de ruido, éstas fueron:

ancho de la vía, altura de las edificaciones circundantes, número de vehículos livianos, número de vehículos pesados, número de motos y número total de vehículos.

Dada la condición de distribución no normal que presentan los datos, lo cual se expuso en el Capítulo 4 de este trabajo, se recurre a la prueba de correlación de Spearman para establecer los coeficientes de correlación entre los niveles de ruido (variable dependiente) y las diferentes variables independientes descritas anteriormente.

El coeficiente de correlación de Spearman es una prueba no paramétrica usada para establecer el grado de asociación o interdependencia entre dos variables continuas, basándose en la clasificación por rangos. Se parte del planteamiento de dos hipótesis, una hipótesis nula (H0) que demuestra que no es significativa, ni hay correlación entre las variables y una hipótesis alternativa (H1) que muestra que existe una correlación significativa. La aplicación de esta prueba consiste en clasificar en rangos ambas variables, luego se obtiene la diferencia de rangos de cada pareja estudiada y se eleva al cuadrado. Se aplica la ecuación del test para obtener el valor de r_s (Ecuación 5.1) y para decidir entre H0 y H1 se compara en la tabla de valores críticos de t de Kendall para n observaciones y un nivel α de confianza.

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d^2}{N^3 - N}$$

Ecuación 5.1

Donde r_s es el coeficiente de correlación de Spearman

d^2 es el cuadrado de las diferencias de parejas de rangos

N es el tamaño de la muestra

En la Tabla 5.1 se presentan los coeficientes de correlación obtenidos para un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ y $N = 239$.

Tabla 5.1 Coeficientes de correlación entre Leq y las variables medidas en campo

Variables	r_s	Resultado
Ancho vía (Av)	0,506	Existe correlación
Altura edificaciones (he)	0,008	No existe correlación
Livianos (Veh, liv/h)	0,713	Existe correlación
Pesados (Veh, pes/h)	0,616	Existe correlación
Motos (Motos/h)	0,596	Existe correlación
Flujo vehicular (Qtotal/h)	0,746	Existe correlación

Dado que la prueba de Spearman varía entre -1 y 1, siendo los extremos la correlación máxima y el cero (0) la ausencia de correlación, se concluye que las variables que tienen mayor grado de correlación con los niveles de ruido registrados en la zona centro del municipio de Envigado son el flujo vehicular total y los vehículos livianos con coeficientes de 0,75 y 0,71 respectivamente. A partir de estos resultados y teniendo en cuenta que la fácil obtención de los datos de campo es un factor muy importante a la hora de aplicar modelos, se elige el flujo vehicular total como el parámetro de mayor pertinencia para determinar los niveles de ruido generados por el tráfico rodado, bajo las condiciones propias del municipio de Envigado

El modelo matemático desarrollado en este trabajo para la predicción de los niveles de ruido por tráfico vehicular parte del modelo teórico generalista (González, 2000), donde el flujo total de vehículos (Q) es la única variable independiente, según la expresión 5.2.

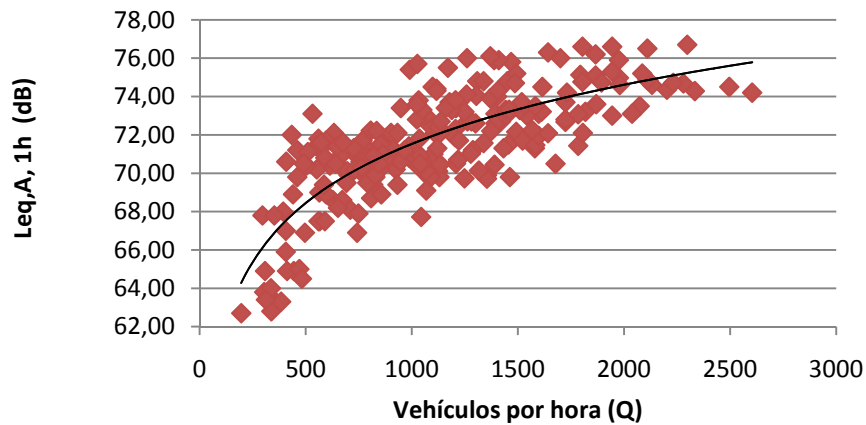
$$L_{eq} = a + b \log Q$$

Ecuación 5.2

A partir de los datos observados en cada uno de los puntos de medición, se construyó una gráfica de flujo vehicular total horario (Q) contra el nivel promedio equivalente (L_{eq,A,1h}) y partiendo de la premisa de

que el ruido se comporta de forma no lineal, se realizó un regresión logarítmica como se aprecia en la Figura 5.1.

Figura 5.1 Relación entre el nivel de ruido equivalente y el flujo total vehicular para todos los puntos evaluados



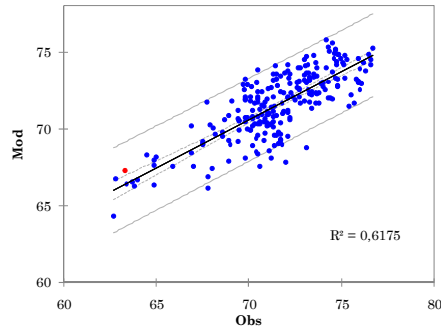
Por medio de un ajuste logarítmico, se determinaron los valores de las constantes a y b , con resultados de 40,813 y 10,239 respectivamente. De esta forma, la expresión que matemáticamente representa el ajuste de la curva y puede predecir los niveles equivalentes de ruido producidos por el tráfico rodado en la zona céntrica del municipio de Envigado es:

$$L_{eq,A,1h} = 40.813 + 10.239 \log Q$$

Ecuación 5.3

La Figura 5.2 muestra la regresión obtenida a partir de los datos medidos y los datos simulados con el modelo propuesto en este trabajo. El coeficiente de determinación R^2 fue de 0.62 para un 92.1% de los datos simulados dentro del rango de ajuste de los ± 3 dB, lo que se constituye en una buena aproximación del modelo presentado.

Figura 5.2 Regresión lineal entre observaciones y modelo desarrollado



En la tabla 5.2 se presentan los resultados del análisis estadístico resultante de la aplicación del modelo derivado de este trabajo. Se tiene que los resultados obtenidos para los parámetros estadísticos RMS, MAE y NMAE son los más bajos en comparación con los alcanzados mediante la aplicación de los modelos existentes en la literatura con valores de 1,7; 1,4 y 0,02 respectivamente. Adicionalmente, mediante la aplicación de la prueba de Mann-Whitney se comprueba que la serie de datos observados y simulados es comparable y que el 92,1% de los datos modelados logra acoplarse dentro del rango de ajuste de los ± 3 dB.

Tabla 5.2 Resultados del modelo propuesto

Ajuste R2	Datos en rango ± 3dB	RMS	MAE	NMAE	Mediana Datos Medidos	Mediana Datos Simulados	Prueba de Mann-Whitney
0,62	92,1%	1,7	1,4	0,02	71,57	71,82	Comparables

Capítulo 6

Lineamientos de gestión

En los últimos años, la zona urbana del municipio de Envigado ha venido experimentando un incremento significativo en el deterioro de su calidad ambiental, siendo la contaminación acústica uno de los principales factores responsables del detrimento de la calidad de vida de sus habitantes. Esta problemática, es el resultado del aumento acelerado del parque automotor, la construcción de edificios, la ejecución de obras públicas, la actividad industrial y comercial y la deficiente planificación en la expedición de permisos y licencias para la ubicación y funcionamiento de locales y establecimientos que desarrollan actividades de ocio y recreación en zonas residenciales.

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo fue posible identificar el tráfico rodado como una de las principales fuentes de ruido, que durante el período diurno influye significativamente en la contaminación acústica que se presenta en la zona céntrica de este municipio. Al mismo tiempo se encontró que los niveles de ruido, en un gran porcentaje, se encuentran por encima de los 70 dB(A) (Ver Tabla 4.2), condición que pone en riesgo la salud de las personas que se encuentran expuestas a estos niveles durante prolongados periodos de tiempo según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999). Según informes de esta organización, el ruido ocasionado por el tráfico vehicular contribuye en un 3% a las defunciones por ataques cardíacos o apopléjicos en Europa (Coghlan, 2007).

Dado que el ruido es considerado como un contaminante ambiental capaz de afectar negativamente a los seres humanos y a los ecosistemas, la gestión de éste tiene como propósito el diseño de medidas encauzadas a su control y reducción. Como lo explica Miyara (2004) la gestión del ruido se basa en tres pilares esenciales: la legislación, la prevención y el control, y el éxito de ésta depende de la forma en que estas tres componentes se

relacionen. Para el caso local, la legislación en materia de ruido ha evolucionado de manera positiva con la reglamentación de la Resolución 0627 de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, al establecerse los límites máximos de ruido permisibles para los emisores en función de la zona donde éstos se encuentren ubicados. Sin embargo, para el caso del ruido de tráfico esta norma es de difícil aplicación dado el carácter colectivo de éste. Si bien los vehículos individualmente pueden cumplir con las disposiciones exigidas en materia de ruido, la suma de cientos de vehículos en circulación constante por un punto determinado, hace que no sea posible la imposición de sanciones ya que existen múltiples responsables y dicha responsabilidad se considera no punible Miyara (2004). El segundo pilar, se basa en la prevención, y según el autor, es la acción con la que se logran los mejores resultados, siendo la educación la manera más acertada de concientizar a la comunidad de la responsabilidad individual y social que tiene con el entorno acústico (MVOTMA, 2004). Sin embargo, en la comunidad local el camino hacia el accionar preventivo aún es largo, debido a que el tema de la contaminación acústica tiene un auge reciente y a pesar de que las autoridades ambientales realizan esfuerzos para educar la población en este tema, un cambio de conciencia en la sociedad requiere de tiempo y perseverancia. Adicionalmente, dentro de las estrategias de prevención se encuentra la adecuada planificación del desarrollo del territorio y de la organización de las actividades productivas, labor que está en manos de los gobiernos y que hasta el momento no se ha desarrollado bajo criterios de ordenación, desencadenando un sin número de conflictos por ocupación del territorio por actividades que son incompatibles desde el punto de vista acústico. Por último, están las acciones de control las cuales tienen una connotación sancionatoria para quienes incumplen los criterios reglamentarios en materia de estándares permisibles de ruido. Esta medida toma cada vez más fuerza por parte de la autoridad ambiental local, quien ha venido efectuando de manera progresiva en el área metropolitana controles de ruido de emisión enfocados principalmente hacia las fuentes fijas, pero olvidando de alguna manera que las fuentes móviles (vehículos livianos, pesados y motocicletas) tienen una gran responsabilidad en los altos niveles de ruido ambiental que se presentan en las diferentes ciudades.

6.1 Modelo de predicción de ruido como herramienta de gestión

Dado que el tráfico vehicular se constituye en una de las causas directas más importantes de los altos niveles de ruido en la mayoría de los centros urbanos, la gestión de éste requiere de instrumentos efectivos que permitan un diagnóstico ágil, confiable, a bajo costo, y que adicionalmente permitan evaluar el desempeño de las medidas adoptadas para su control o reducción. El modelo desarrollado en este trabajo de investigación se presenta como una herramienta matemática, que permite deducir los niveles de ruido relacionados con el tráfico vehicular dentro de un rango de error de $\pm 3\text{dB(A)}$ a partir de una variable de fácil obtención como lo es el flujo vehicular horario.

Esta herramienta permite la evaluación periódica de los niveles de ruido ambiental y la obtención de indicadores reales de la evolución de la calidad acústica local, lo que permite analizar y evaluar el potencial de las medidas y planes de acción destinados a controlar o reducir los efectos nocivos del ruido sobre la población. Por otra parte, es importante resaltar la utilidad de los modelos matemáticos en la elaboración de mapas de ruido urbanos dado su bajo costo y amplio espectro de aplicación con respecto a las mediciones en campo, las cuales son necesarias para la verificación de los resultados que arroja el modelo. De esta manera, se pueden identificar zonas críticas en materia de ruido a las cuales se les debe prestar atención prioritaria a la hora de implementar un plan de gestión de ruido.

Una manera de aplicar el modelo de predicción de ruido encontrado para la zona centro del municipio de Envigado, es realizar variaciones en la densidad del flujo vehicular para establecer lo que sucede con los niveles de presión sonora. Partiendo de los hallazgos obtenidos en las mediciones de campo, las cuales muestran que de los 19 puntos monitoreados solamente el 20 % cumple con el límite máximo permisible de ruido ambiental para sectores comerciales según lo establece la Resolución 627 de 2006, se realiza una prueba con el modelo para

determinar cuál debe ser el máximo flujo vehicular horario que puede circular por estos puntos para cumplir con los estándares que dicta la normativa.

La Tabla 6.1 muestra los resultados de la variación del nivel sonoro continuo equivalente respecto a la reducción del flujo vehicular horario. Se observa que con una reducción del 30% en el tránsito vehicular se lograría que en el 53% de los puntos de monitoreados se alcanzara un nivel de ruido por debajo de los 70 dB(A), lo cual garantiza el cumplimiento de la normativa de ruido ambiental en dichos puntos. Así mismo, si se tiene una reducción en el tránsito del 50%, se lograría el cumplimiento de la norma de ruido en el 80% de los puntos, es decir, en 15 de los 19 sitios monitoreados. Nótese que los puntos con mayores niveles de presión sonora aún con una reducción del tránsito considerable, son los ubicados a lo largo del corredor vial de la Carrera 43ª (Ver Figura 4.3), es decir, los puntos de monitoreo 1, 2, 4, 6, 11 y 16, dado que esta es una de las principales vías de acceso al municipio por la cual circula una cantidad importante de vehículos pesados de transporte público.

Tabla 6.1 Reducción del tránsito horario y variación del L_{eq}

Punto	Tránsito Total (veh/hora)	Nivel de ruido $L_{eq,A,1h}$ (dB)		
		Medido	Reducción del tránsito en 30%	Reducción del tránsito en 50%
1	2000	75	73	72
2	1373	73	71	70
3	727	71	69	67
4	1668	76	72	71
5	756	70	69	67
6	1229	71	71	69
7	570	69	67	66
8	892	69	69	68
9	1304	71	71	70
10	1130	73	70	69

Punto	Tránsito Total (veh/hora)	Nivel de ruido Leq,A,1h (dB)		
		Medido	Reducción del tránsito en 30%	Reducción del tránsito en 50%
11	1405	74	71	70
12	1648	73	72	71
13	1345	74	71	70
14	878	71	69	68
15	950	73	70	68
16	1793	74	73	71
17	762	71	69	67
18	354	65	65	65
19	662	71	68	67

Es importante resaltar que este ejercicio es de carácter netamente académico, y que cualquier cambio en las condiciones de la circulación vehicular en la zona, debe obedecer a un estudio profundo y detallado de viabilidad en la redistribución del tránsito rodado.

6.2 Estrategias para la reducción de la contaminación acústica en la zona centro del municipio de Envigado

El objeto principal de establecer los lineamientos de un plan de gestión ambiental es mantener los niveles de los contaminantes, en este caso ruido, dentro de los valores admisibles de manera tal que no se perjudique la salud y el bienestar de la población.

Para el caso de la zona centro del municipio de Envigado, una buena cantidad de las causas asociadas con los altos niveles de ruido se pueden prevenir o reducir con inversiones de bajo costo, las cuales deben ser conducidas por las autoridades ambientales locales y regionales a través de programas de gestión que incluyan acciones sobre los siguientes aspectos:

- **Disminución del tráfico vehicular**

Dentro de las acciones de bajo costo que mejores resultados arrojan en la reducción de la contaminación acústica urbana causada por el tráfico vehicular se encuentran: la disminución en la circulación de vehículos, la modificación de los límites máximos de velocidad y la restricción y redistribución de la circulación de tráfico pesado en zonas identificadas como acústicamente contaminadas.

La reducción del tráfico rodado debe ir acompañada de programas de motivación para que la población modifique sus hábitos de desplazamiento en vehículos particulares y elija los desplazamientos a pie, en bicicleta y en transporte público.

Las acciones relacionadas con la disminución de la velocidad de circulación deben incluir: zonas de acceso parcial hacia el centro del municipio, la estabilización de flujos de tráfico y la reducción de la velocidad máxima permitida, centrados en límites de velocidad de aproximadamente 30 km/h.

En aquellos sectores donde la congestión vehicular es la responsable directa de los altos niveles de contaminación por ruido, las acciones consisten en prohibir la circulación de vehículos pesados y su desviación hacia rutas menos conflictivas, la reorganización del trazado de calles, la optimización de las señales de tránsito y la descentralización de los centros locales urbanos.

- **Adecuación de los pavimentos**

La renovación del pavimento desgastado de las vías de circulación y la reparación de calzadas desiguales por asfalto uniforme es una buena medida para reducir los niveles del ruido producido por la interacción llanta-pavimento, que a altas velocidades de circulación tiene una gran influencia en el ruido de tránsito.

- **Acciones directas sobre las fuentes de ruido**

Se deben tomar medidas en cuanto a la regulación de las actividades que hacen de la zona centro del municipio de Envigado un lugar ruidoso, con relación al uso de altoparlantes y megáfonos, el uso de silbatos, pitos y

sirenas por parte del tránsito automotor y los altos volúmenes de música generados en los diferentes establecimientos de ocio y diversión que se encuentran en esta zona. Además, se deben realizar controles rutinarios del ruido emitido por el tubo de escape de las motocicletas y demás vehículos que circulan en el sector.

- **Monitoreo del ruido ambiental**

La implementación de una red de monitoreo de ruido en la zona centro del municipio de Envigado y en su periferia, permite mantener vigilados los niveles de presión sonora, además que posibilita la verificación de la eficacia de las acciones que se tomen en torno a la disminución del ruido ambiental.

- **Vigilancia y control del cumplimiento de la normatividad vigente**

Esta tarea debe ser coordinada por las autoridades ambientales locales, las cuales apoyadas en la normatividad nacional vigente, en las metodologías reglamentadas y en las técnicas para controlar la contaminación acústica deben velar por el cumplimiento de la normativa a través de un cuerpo de técnicos y profesionales debidamente capacitados. En definitiva, se deben establecer los medios para verificar el cumplimiento de las normas y derivarlas a la autoridad competente en los casos de incumplimiento para su evaluación y consiguiente imposición de sanciones.

- **Participación de la comunidad**

Para lograr el éxito en la aceptación por parte de la comunidad acerca de la puesta en práctica de medidas de reducción del ruido, es fundamental establecer un sistema organizado de participación y consulta apoyado en el diálogo, debate e intercambio de experiencias, de tal manera que la comunidad acabará siendo consciente de que la contaminación acústica es un problema colectivo y que todos pueden contribuir a reducir las molestias y los perjuicios ocasionados por el ruido.

- **Divulgación y comunicación**

Mantener a la comunidad informada a través de avisos de prensa, boletines y demás medios de comunicación, acerca de los resultados del

análisis estratégico de los indicadores considerados para evaluar la situación acústica de la zona, así como de los logros alcanzados a partir de la implementación y puesta en marcha de los programas de reducción de los niveles de ruido, es una herramienta importante en la toma de conciencia pública de esta problemática ambiental. Adicionalmente, esta actividad logra la interrelación de todos los actores de la sociedad lo que puede incentivar un cambio en la conducta de la población y de su comportamiento con respecto a la calidad de vida para mantener en lo posible, los menores niveles de ruido.

La gestión del ruido ambiental urbano no es un proceso que ocurra de la noche a la mañana. Se trata de una inversión a largo plazo, que va más allá de la legislación y del cumplimiento de las normas.

Capítulo 7

Conclusiones y cometarios finales

- Los modelos de ruido por tráfico rodado reportados por la literatura no se ajustan a las condiciones de ruido que presenta el municipio de Envigado en su zona centro, dado que cada modelo existente obedece a las condiciones propias del lugar para el cual ha sido creado.
- El nivel de ruido producido por el tráfico vehicular en la zona céntrica del municipio de Envigado puede estimarse con un ajuste de ± 3 dB(A) en el 92% de los casos a partir de la siguiente ecuación:

$$L_{eq,A,1h} = 40.813 + 10.239 \log Q$$

- El modelo de predicción de los niveles de ruido por tráfico vehicular propuesto en este trabajo para la zona céntrica del municipio de Envigado es válido dentro de un rango de ajuste de ± 3 dB(A) bajo los siguientes preceptos:
 - ✓ Densidad de tránsito entre 200 y 2500 vehículos por hora, lo cual incluye vehículos livianos, pesados y motos.
 - ✓ La fracción de vehículos livianos, pesados y motos es de 0.7, 0.1 y 0.2 respectivamente.
 - ✓ Ancho de vía entre 7 y 10 metros.
 - ✓ Altura de las edificaciones entre 3 y 7 metros.
 - ✓ Velocidad de circulación menor a los 50 km/h.

- Si el rango de ajuste del modelo se reduce a ± 2 dB(A), el 75% de los datos simulados cumple con esta condición. Si se reduce a ± 1 dB(A) solamente el 42% de los datos logra acoplarse.
- El modelo es útil para la estimación de los niveles de ruido durante la jornada diurna (7:01 y 21:00 horas) de los días laborables, dado que durante el período nocturno y los fines de semana, las actividades de concurrencia pública y de ocio modifican enormemente el paisaje de sonoro de la zona de estudio.
- Los niveles de ruido que registran en la zona centro del municipio de Envigado, en un gran porcentaje, se encuentran por encima de los 70 dB(A) incumpliendo con el límite máximo permisible establecido para sectores comerciales durante la jornada diurna según lo establecido en la Resolución 627 de 2006 del MAVDT, condición que pone en riesgo la salud de las personas que se encuentran expuestas a estos niveles durante prolongados periodos de tiempo.
- La gestión del ruido ambiental urbano en el municipio de Envigado debe apuntarle a un plan de trabajo mancomunado entre las autoridades ambientales, los comerciantes, el sector transportador y la comunidad en general, de manera que se logre la toma de conciencia pública en cuanto a esta problemática ambiental lo cual es el primer paso en el camino de la reducción de los niveles de ruido en el sector.
- Este trabajo de investigación se constituye un avance importante en el estudio de la modelación del ruido ambiental urbano producido por tráfico vehicular a nivel local, que aunque basado en hipótesis y supuestos que simplifican el fenómeno de la dispersión de las ondas sonoras, se convierte en una herramienta sencilla pero con un alto grado de confiabilidad para la gestión del ruido en la zona de estudio. El trabajo futuro que debe continuar en esta línea de investigación debe avanzar hacia la inclusión de variables que describan la física del fenómeno lo cual puede afinar la ecuación de predicción desarrollada con este trabajo.

Bibliografía

ACEVEDO, J. YEPES, C. POSADA E. El Ruido y su relación con el tráfico en el Centro de Medellín. En: Contaminación Ambiental, CIDI, UPB, No. 4 (1978); pp. 26-34.

ALVES, J. LENZI, A. TROMBETTA, P. Effects or traffic composition on road noise: a case study. En: Transportation Research Part D 9 (2004); p. 75-80

ARDILA, M. ZAPATA, A. Diagnóstico de la contaminación por ruido en la ciudad de Medellín. En: Contaminación ambiental. Vol 15, No. 27. (1995); 57-70

ARISTIZÁBAL, M. CEBALLOS, E. JARAMILLO, R. Mediciones de ruido en el tráfico automotor. Universidad Pontificia Bolivariana. Facultad de Ingeniería Mecánica, 1980

BAVERSTOCK, SJ. POCOCK, RL. ATTENBOROUGH, K. Development of area based methods for predicting ambient noise. En: Applied Acoustics. Vol.33 (1991); p. 303-312

BEDOYA, J. CORREA, A. Ruido ambiental en el centro de Medellín 2002. En: Gestión y Ambiente. Vol 6, No. 1 (ago. 2003); p. 57-70

BLITZ, J. Road traffic noise. En: Review of Physics in Technology. No. 3 (1972); p. 133-144

BROWN, A. LAM, K. Urban noise surveys. En: Applied Acoustics. Vol. 20 (1987); p. 23-39

CALIXTO, A. FABIANO, B. PAULO, H. ZANNIN. The statistical modeling of road traffic noise in an urban setting. En: Cities. Vol 20, No.1 (feb, 2003); p. 23-29

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Resolución 0627 (7, abril, 2006). Por la cual se establece la norma de emisión de ruido y ruido ambiental. Diario oficial. Bogotá. 2006. No. 46.239

COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD. Resolución 08321 (4, agosto, 1983). Por la cual se dictan normas sobre protección y conservación de la audición, de la salud y el bienestar de las personas, por causa de la producción y emisión de ruidos.

COGHLAN, A. Hidden harm from noise pollution. En: New Scientist. Vol. 2635. (dic, 2007).

CZABALAY, L. SÁRVÁRI, L. Comparison of prediction methods for road traffic noise. En: Archives of Acoustics. Vol. 10, No.4 (1985); p. 327-334

DON, C. REES, I. Road traffic sound level distributions. En: Journal of Sound and Vibration. Vol. 100, No. 1 (may. 1985); p. 41-53

ENVIGADO. Plan de Ordenamiento Territorial (POT). Envigado: El Municipio, 2000. 26 p

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CENTRO DE ANTIOQUIA. UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA. Elaboración del mapa de ruido para la zona centro del municipio de Envigado. Medellín: 2007. 190p

FAVRE, B. Noise emission of road vehicles: Evaluation of some simple models. En: Journal of Sound and Vibration. Vol. 91, No. 4 (dic. 1983); p. 571-582

FLÓREZ, E. RODIÑO, D. Contaminación acústica. Sevilla: 1998

GAJA DÍAZ, E. Contribución al estudio de un modelo matemático sobre el ruido emitido por el tráfico urbano y los niveles de molestia en el municipio de Valencia. Valencia, 1984. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales.

GARCÍA, B. GARRIDO, F. La contaminación acústica en nuestras ciudades. Barcelona: Fundación La Caixa, 2003. 254p

GARCÍA, A. Predicción de niveles de ruido ambiental producido por el tráfico rodado en zonas urbanas. En: Anales de Tecniacústica 95. (1985); p. 175-178

GILBERT, D. Noise from road traffic (interrupted flow). En: Journal of Sound and Vibration. Vol. 51, No. 2 (mar. 1977); p. 171-180

GONZÁLEZ, E. Contaminación Sonora en ambiente urbano: Optimización del tiempo de muestreo en Montevideo y desarrollo de un modelo predictivo en un entorno atípico. Montevideo, 2000. Tesis Doctoral. Universidad de la República Oriental del Uruguay

GORDILLO, D. Contaminación por ruido. En: Ecología y contaminación ambiental. México D.F: Interamericana, 1995. p.79-89

HARRIS, C. M. Manual de medidas acústicas y control del ruido Vol I. Madrid: MacGraw-Hill, 1995. 1328p

IBAÑEZ, M., SANPEDRO, E. Contaminación acústica: un enfoque global. En: Cuadernos de realidades sociales. No. 55-56 (ene, 2000); p 237-249

JRAIW, K. Prediction techniques for road transport noise (Leq) in built up areas. En: Proceedings of Inter-noise 86. (1986); p. 733-738

JRAIW, K. A computer model to assess and predict road transport noise in built-up areas. En: Applied Acoustics. Vol. 21. (1987); p. 147-162

LAMURE, C. ALEXANDRE, A. BARDE, J. LANGDON, F. Road traffic noise. En: Journal of Sound and Vibration. Vol. 44, No. 4 (feb. 1976); p. 603

LOTHAR, S. Estadística aplicada. España: Labor, 1978. 567p.

MIYARA, F. Modelización del ruido de tránsito automotor [en línea]. <http://www.eie.fceia.unr.edu.ar/~acustica/biblio/MRT/MRT.htm> [Citado el 30 de septiembre de 2008]

MONTGOMERY, D. RUNGER, G. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería, México: McGraw-Hill, 1996.

MONTBRUN ET AL. A Mathematical Model for the Evaluation and Prediction of the Mean Energy Level of Traffic Noise in Caracas. En: International Congress on Acoustics and 135th Meeting Acoustical Society of America. Seattle, 1998

MUÑOZ, Y. CABALLERO, J. CAVASC, J. Análisis comparativo de un modelo teórico de mediciones sonoras y el software Soundplan aplicado al tráfico vehicular. En: Revista de Ingeniería. No. 23 (may. 2006); p 58-67.

OCU - Compra maestra N° 292. Exceso de ruido en las ciudades [en línea]. <http://www.ocu.org> [Citado el 16 de junio de 2008]

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. Guía para el ruido urbano. Londres, 1999. 20p

PERAL, O. CAMPILLO, D. VELASCO, S. Modelización sonora del tráfico nocturno: algoritmo de predicción. En: Tecniacústica PACS: 43.50.Lj (2006); p.1-6

PÉREZ, P. Incidencia del programa de restricción vehicular “pico y placa” sobre las emisiones atmosféricas en el área metropolitana del valle de aburrá. Medellín, 2009. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia.

PRABHU, B. T. S. CHAKRABORTY, R. L. M. An urban noise model for planners. En: Journal of Sound and Vibration. Vol. 58, No. 4 (Jun, 1978); p.595-596.

PRASCEVIC, M.R. D.S, CVETKOVIC. V.O, STOJANOVIC. Mathematical models for describing road traffic noise. En: Proceedings of Inter-noise 97 (1997); p.895-898

PUERTA, J. QUINCHÍA, R. Evaluación y control de ruido industrial. Medellín, 1991. 136p

SAAVEDRA, A. CAPDEVILA, P. VERGARA, V. JIMÉNEZ, D. Análisis multivariable de mediciones de nivel de ruido. En: Tecniacústica (2005); p.1-5

SALUEÑA, X. ROMEU, J. JIMÉNEZ, S. CAPDEVILA, R. NÁPOLES, A. ANDREA, R. Simulación de ruido de tráfico urbano para la ciudad de Terrassa. En: Tecniacústica (2001); p.1-7

SÁNCHEZ RIVERA, J. GONZÁLEZ SUÁREZ, J. ARENAS BERMÚDEZ, J. POBLETE, V. Modelo matemático para la medida del Leq en zonas urbanas de Chile. En: Anales de Tecniacústica 96, (1996); p.1-4

SANTIAGO, J. PONS, J. MATEOS, E. PERERA, P. Urban noise in Madrid. En: Internoise 87. (1978); p.875-878

SANZ, M. El ruido ambiental, su evaluación y su gestión. En: Ambianta (2006); p. 14-22

SATTLER, ET AL. Ruido de tráfico rodoviário: estimativas a partir do fluxo de veículos. En: Anales del I Congreso Iberoamericano de Acústica (1998); p.19-522

URUGUAY. MINISTERIO DE VIVIENDA, ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE (MVOTMA). Acústica Urbana. Montevideo, 2004

VÁZQUEZ, J. YANITELLI, M. MOSCONI, P. CABANELLAS, S. PASCH, V. MIYARA, F. RALL, J. Base experimental para un modelo del ruido de fondo: Determinación de la función de transferencia entre calles vecinas. Cuarta Jornada Regional sobre Ruido Urbano. Montevideo, 2001. p.6

VELIS, A. BASSO, G. ARMAS, A. MÉNDEZ, A. Análisis de parámetros acústicos que caracterizan al ruido de tránsito. En: Tecniacústica 2000. Madrid.

ZANNIN, P. H. T., CALIXTO, A., DINIZ, F. B., FERREIRA, J. A. C. A survey of urban noise annoyance in a large Brazilian city: the importance of a subjective analysis in conjunction with an objective analysis. En: Environmental Impact Assessment Review. No. 23 (2003).

TORIJA, A. RUIZ, D. RAMOS, A. Modelo lineal multivariante de predicción de descriptores de ruido en la ciudad de Granada. Uso del L50 para la descripción del ruido de tráfico rodado. En: Tecniacústica PACS: 43.50.Ba (2006); p.1-7

ZAPATA, C. Niveles de monóxido de carbono y ruido en el centro de Medellín. En: Boletín Informativo Red de Vigilancia y Calidad del Aire en Antioquia. No. 17 (jul. 2005); p. 23-39.

Anexo 1

Datos Modelos

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prascevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
07:00	P1	75,13	70,9	68,5	72,3	99,8	76,8	79,0	77,4	68,0	73,8	67,3	74,4	76,3	79,3	71,6	76,8
08:00	P1	74,82	71,5	69,3	72,8	100,4	77,8	79,8	78,2	68,6	75,3	68,3	74,9	76,9	79,9	71,8	77,7
09:00	P1	74,36	71,6	69,4	73,0	100,3	78,1	79,9	78,3	68,5	75,7	68,9	75,0	77,1	80,1	71,7	77,8
10:00	P1	74,61	71,5	69,3	72,9	100,1	77,9	79,8	78,2	68,4	75,4	68,8	74,9	77,0	80,0	71,7	77,6
11:00	P1	74,68	71,6	69,6	73,1	100,2	78,3	80,1	78,5	68,4	76,0	69,2	75,1	77,3	80,2	71,7	77,8
12:00	P1	74,28	71,9	69,7	73,1	100,8	78,5	80,2	78,6	68,9	76,3	69,0	75,2	77,3	80,4	71,9	78,3
13:00	P1	74,71	71,6	69,5	73,0	100,3	78,2	80,0	78,4	68,5	75,8	68,8	75,1	77,1	80,1	71,7	77,7
14:00	P1	74,86	72,0	69,2	72,8	101,2	77,8	79,7	78,1	69,1	75,3	68,7	74,9	77,3	80,5	72,1	78,6
15:00	P1	74,97	70,9	69,0	72,6	99,3	77,4	79,5	77,9	67,7	74,6	68,5	74,7	76,7	79,5	71,4	76,7
16:00	P1	74,76	70,7	68,6	72,3	99,1	76,8	79,1	77,5	67,5	73,8	68,4	74,4	76,7	79,5	71,3	76,5
17:00	P1	75,10	70,3	68,7	72,4	98,3	77,0	79,2	77,6	66,9	74,1	68,4	74,5	76,5	79,1	71,0	75,4
18:00	P1	75,30	70,8	68,9	72,6	99,2	77,3	79,4	77,8	67,6	74,5	68,6	74,7	76,7	79,5	71,3	76,5
19:00	P1	72,68	70,2	68,4	72,2	98,6	76,5	78,9	77,3	67,2	73,5	67,4	74,3	76,0	78,8	71,1	75,6
20:00	P1	72,16	69,3	67,7	71,7	97,3	75,6	78,2	76,6	66,2	72,4	66,7	73,9	75,4	77,9	70,6	73,8
07:00	P3	74,80	69,7	67,6	71,6	98,4	75,4	76,6	76,5	66,9	72,2	66,1	73,8	75,4	78,2	71,1	75,0
08:00	P3	73,40	69,5	66,8	70,9	98,3	74,2	75,8	75,7	66,6	71,0	66,0	73,3	75,3	78,2	71,1	74,9
09:00	P3	72,10	68,8	66,4	70,6	97,2	73,6	75,4	75,3	65,8	70,6	65,8	73,0	74,9	77,6	70,7	73,7
10:00	P3	72,50	68,6	66,4	70,5	96,8	73,5	75,3	75,3	65,5	70,5	65,8	72,9	74,8	77,4	70,6	73,3
11:00	P3	73,00	68,4	66,3	70,4	96,5	73,4	75,2	75,2	65,2	70,4	65,9	72,9	74,8	77,4	70,5	73,1
12:00	P3	72,30	68,8	66,8	70,9	97,0	74,2	75,8	75,7	65,8	71,0	65,8	73,3	74,9	77,5	70,6	73,5
13:00	P3	72,80	68,1	66,1	70,3	96,2	73,1	75,1	75,0	65,1	70,2	65,0	72,8	74,3	76,9	70,3	72,5
14:00	P3	73,10	69,3	68,0	71,9	97,3	76,0	77,0	76,9	66,3	72,9	66,7	74,1	75,4	77,9	70,6	73,6
15:00	P3	73,00	69,4	67,9	71,8	97,5	75,8	76,8	76,8	66,4	72,6	66,8	74,0	75,5	78,0	70,7	74,1
16:00	P3	73,10	69,0	67,4	71,4	96,8	75,1	76,4	76,3	65,8	71,9	66,6	73,7	75,2	77,7	70,5	73,4
17:00	P3	72,70	68,8	67,5	71,5	96,5	75,2	76,5	76,4	65,6	72,0	66,6	73,7	75,2	77,6	70,4	73,0
18:00	P3	72,80	70,0	68,4	72,2	98,2	76,5	77,3	77,3	66,9	73,5	67,5	74,3	76,0	78,6	71,0	75,1
19:00	P3	73,20	69,8	68,6	72,3	97,9	76,9	77,6	77,5	66,8	73,9	67,1	74,5	75,8	78,3	70,8	74,3

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prascevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
20:00	P3	71,30	69,3	68,0	71,9	97,4	75,9	77,0	76,9	66,4	72,8	66,1	74,1	75,2	77,6	70,6	73,5
09:00	P4	71,08	70,4	65,5	69,7	97,1	73,7	76,0	74,4	65,0	69,5	67,0	72,3	75,3	78,8	70,5	72,8
10:00	P4	71,04	69,9	65,4	69,7	96,0	73,6	75,9	74,3	64,2	69,5	66,9	72,3	75,1	78,3	70,1	71,9
11:00	P4	71,34	69,8	65,3	69,5	95,9	73,4	75,8	74,2	64,1	69,3	66,8	72,2	75,0	78,2	70,1	71,7
12:00	P4	71,84	69,9	65,4	69,7	95,8	73,6	75,9	74,3	64,1	69,5	66,8	72,3	75,0	78,1	70,0	71,6
13:00	P4	72,22	69,8	65,1	69,4	96,0	73,1	75,6	74,0	64,1	69,2	66,6	72,1	74,9	78,2	70,1	71,7
14:00	P4	71,70	68,2	64,1	68,5	93,6	71,7	74,6	73,0	62,4	68,4	65,2	71,4	73,7	76,6	69,2	69,0
15:00	P4	71,00	68,9	64,6	69,0	94,6	72,5	75,1	73,5	63,1	68,8	65,8	71,8	74,2	77,2	69,6	70,1
16:00	P4	71,50	68,7	64,0	68,4	95,0	71,6	74,5	72,9	63,4	68,4	64,6	71,4	73,7	77,0	69,8	70,2
17:00	P4	71,30	69,0	65,0	69,3	94,4	72,9	75,5	73,9	63,0	69,1	66,3	72,0	74,4	77,4	69,5	70,0
18:00	P4	70,40	68,5	63,9	68,2	94,4	71,3	74,4	72,8	62,8	68,3	65,2	71,3	73,9	77,0	69,6	69,8
19:00	P4	71,80	68,3	63,5	67,8	94,5	70,7	74,0	72,4	62,8	68,0	65,1	71,0	73,9	77,0	69,6	69,8
20:00	P4	71,20	67,4	62,6	67,0	93,6	69,4	73,1	71,5	62,0	67,5	63,8	70,4	73,0	76,2	69,3	68,5
08:00	P5	75,80	71,2	67,7	71,6	99,2	75,7	76,9	76,6	67,3	72,3	67,6	73,8	76,2	79,0	71,4	76,1
09:00	P5	75,90	70,8	67,4	71,4	98,6	75,4	76,7	76,3	66,8	71,9	67,5	73,7	76,0	78,7	71,1	75,4
10:00	P5	75,90	70,9	67,5	71,5	98,8	75,5	76,7	76,4	66,9	72,0	67,7	73,7	76,2	78,9	71,2	75,7
11:00	P5	76,30	71,9	68,2	72,0	100,1	76,5	77,4	77,1	67,9	73,1	68,8	74,2	77,1	79,9	71,7	77,3
12:00	P5	76,00	71,7	68,3	72,1	99,7	76,7	77,5	77,2	67,7	73,3	68,4	74,3	76,7	79,5	71,5	76,8
13:00	P5	76,10	70,8	67,4	71,4	98,7	75,3	76,6	76,3	66,8	71,8	67,7	73,6	76,2	78,9	71,2	75,6
14:00	P5	76,50	72,8	69,2	72,8	101,3	78,1	78,5	78,1	69,1	75,3	69,0	74,9	77,4	80,5	72,1	78,6
15:00	P5	75,90	71,8	69,0	72,6	99,5	77,7	78,2	77,9	67,7	74,6	68,8	74,7	76,8	79,5	71,4	76,7
16:00	P5	76,60	71,6	68,6	72,3	99,2	77,1	77,8	77,5	67,5	73,8	68,7	74,4	76,8	79,5	71,3	76,5
17:00	P5	76,20	71,3	68,7	72,4	98,4	77,3	77,9	77,6	66,9	74,1	68,6	74,5	76,6	79,1	71,0	75,4
18:00	P5	76,60	71,8	68,9	72,6	99,3	77,6	78,1	77,8	67,6	74,5	68,8	74,7	76,9	79,5	71,3	76,5
19:00	P5	73,70	71,2	68,4	72,2	98,7	76,8	77,6	77,3	67,2	73,5	67,7	74,3	76,2	78,8	71,1	75,6
20:00	P5	75,20	70,2	67,7	71,7	97,4	75,8	77,0	76,6	66,2	72,4	67,0	73,9	75,5	77,9	70,6	73,8
07:00	P13	70,5	69,3	64,8	69,1	95,6	72,4	75,0	73,7	64,0	68,9	65,2	71,9	74,2	77,3	70,0	71,1

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prasevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
08:00	P13	69,4	69,4	65,1	69,4	95,3	72,9	75,3	74,0	63,8	69,2	66,0	72,1	74,5	77,4	69,9	71,0
09:00	P13	70,2	69,7	65,7	69,9	95,3	73,6	75,8	74,6	63,8	69,7	66,9	72,5	75,0	77,9	69,9	71,3
10:00	P13	71,9	69,8	65,6	69,9	95,6	73,6	75,8	74,5	64,1	69,7	66,5	72,4	74,8	77,8	70,0	71,5
11:00	P13	71,4	70,1	65,9	70,1	96,0	74,1	76,1	74,8	64,4	70,0	66,9	72,7	75,1	78,1	70,1	72,0
12:00	P13	70,7	69,9	66,0	70,2	95,5	74,2	76,2	74,9	64,2	70,1	66,6	72,7	74,8	77,7	69,9	71,2
13:00	P13	71,0	69,7	65,6	69,9	95,2	73,6	75,8	74,5	63,8	69,7	66,8	72,4	74,9	77,8	69,8	71,2
14:00	P13	71,1	68,8	64,7	69,0	94,2	72,2	74,9	73,6	62,9	68,9	65,9	71,8	74,2	77,0	69,5	70,0
15:00	P13	70,6	69,0	64,8	69,1	94,6	72,4	75,0	73,7	63,2	68,9	65,9	71,9	74,3	77,2	69,6	70,4
16:00	P13	71,4	67,6	63,4	67,8	92,9	70,3	73,6	72,3	61,8	68,0	64,7	70,9	73,4	76,1	69,1	68,6
17:00	P13	71,7	68,5	63,8	68,2	94,4	70,9	74,0	72,7	62,8	68,2	65,4	71,2	74,1	77,0	69,6	70,1
18:00	P13	68,6	68,7	64,0	68,3	94,8	71,1	74,2	72,9	63,1	68,3	65,6	71,3	74,2	77,2	69,8	70,5
19:00	P13	67,5	68,3	63,5	67,9	94,5	70,5	73,7	72,4	62,9	68,0	65,0	71,0	73,9	76,9	69,7	70,0
20:00	P13	67	66,9	62,1	66,4	93,1	68,3	72,3	71,0	61,7	67,3	63,2	70,0	72,7	75,7	69,2	68,1
07:00	P15	72,1	70,1	66,5	70,7	98,9	74,0	75,8	75,4	67,0	70,7	65,9	73,1	75,5	78,6	71,3	75,2
08:00	P15	70,8	69,1	65,9	70,2	97,6	73,1	75,2	74,8	65,9	70,0	65,4	72,7	74,8	77,8	70,8	73,8
09:00	P15	70,5	69,5	66,4	70,6	97,8	73,8	75,6	75,3	66,1	70,5	66,3	73,0	75,3	78,2	70,9	74,3
10:00	P15	71	69,7	66,4	70,6	98,1	73,8	75,6	75,3	66,3	70,5	66,7	73,0	75,6	78,5	71,0	74,6
11:00	P15	70,5	70,4	66,8	70,9	99,1	74,4	76,0	75,7	67,0	71,0	67,2	73,3	76,2	79,2	71,4	75,7
12:00	P15	70,9	69,4	66,2	70,3	97,9	73,5	75,4	75,1	66,2	70,3	65,9	72,8	75,2	78,1	71,0	74,2
13:00	P15	70,1	69,8	66,5	70,6	98,3	74,0	75,7	75,4	66,5	70,6	66,5	73,0	75,5	78,5	71,1	74,8
14:00	P15	69,8	70,5	67,6	71,6	99,0	75,7	76,9	76,5	67,2	72,2	67,3	73,8	76,0	79,1	71,3	75,8
15:00	P15	71,5	70,2	67,6	71,6	98,3	75,6	76,8	76,5	66,7	72,2	67,6	73,8	76,0	78,9	71,0	75,2
16:00	P15	71,3	70,4	67,6	71,5	98,8	75,5	76,8	76,5	67,0	72,1	67,4	73,8	76,1	79,0	71,2	75,7
17:00	P15	71,2	69,4	67,1	71,1	97,3	74,8	76,3	76,0	65,9	71,4	66,9	73,4	75,5	78,2	70,7	74,0
18:00	P15	71,7	70,2	67,8	71,7	98,3	75,9	77,0	76,7	66,8	72,5	67,5	73,9	76,0	78,8	71,0	75,2
19:00	P15	70,7	68,9	66,9	70,9	96,7	74,5	76,1	75,8	65,5	71,1	66,0	73,3	74,9	77,5	70,4	73,0
20:00	P15	69,8	68,8	66,5	70,7	96,8	74,0	75,7	75,4	65,5	70,7	65,6	73,1	74,7	77,4	70,5	73,0

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prasevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
07:00	P16	65,9	65,0	62,1	66,4	89,0	68,7	72,6	71,0	59,1	67,3	62,0	70,0	71,3	73,2	67,4	63,1
08:00	P16	67,5	66,8	63,5	67,8	91,5	70,8	74,0	72,4	60,9	68,0	64,1	71,0	72,8	75,0	68,3	66,2
09:00	P16	66,9	66,6	63,0	67,3	91,6	70,0	73,5	71,9	60,8	67,7	63,9	70,6	72,6	75,1	68,5	66,7
10:00	P16	70,2	66,4	63,4	67,8	90,6	70,7	74,0	72,3	60,4	68,0	63,6	70,9	72,4	74,4	67,9	64,6
11:00	P16	69	67,0	63,5	67,9	91,6	70,8	74,1	72,4	60,9	68,0	64,6	71,0	73,1	75,4	68,4	66,7
12:00	P16	68,6	67,5	64,3	68,6	91,5	72,0	74,8	73,2	60,9	68,5	66,0	71,5	73,8	76,0	68,3	66,8
13:00	P16	67,5	66,7	63,7	68,1	90,5	71,1	74,3	72,6	60,3	68,2	64,9	71,1	73,1	75,2	67,9	65,2
14:00	P16	68,90	66,8	63,8	68,1	90,7	71,2	74,3	72,7	60,4	68,2	64,8	71,2	73,0	75,1	68,0	65,2
15:00	P16	70,10	67,6	64,4	68,7	92,1	72,1	74,9	73,3	61,4	68,6	65,4	71,6	73,6	75,8	68,5	66,9
16:00	P16	70,90	67,3	64,2	68,6	91,5	71,9	74,8	73,1	61,1	68,5	65,0	71,5	73,3	75,4	68,3	65,9
17:00	P16	69,90	67,5	64,5	68,8	91,8	72,2	75,0	73,4	61,4	68,7	65,2	71,7	73,5	75,6	68,4	66,1
18:00	P16	71,10	66,2	63,1	67,4	90,2	70,2	73,6	72,0	59,9	67,8	64,1	70,7	72,6	74,7	67,9	65,0
19:00	P16	69,40	66,7	63,7	68,0	91,0	71,1	74,2	72,6	60,7	68,1	64,1	71,1	72,7	74,8	68,1	65,1
20:00	P16	68,00	64,8	62,0	66,3	88,4	68,5	72,5	70,9	58,6	67,2	62,6	69,9	71,5	73,4	67,2	63,0
08:00	P20	69,80	68,7	64,9	69,2	94,1	72,8	75,4	73,8	63,0	69,1	65,6	72,0	74,0	76,8	69,3	69,4
09:00	P20	68,70	68,6	65,1	69,4	93,7	73,0	75,5	74,0	62,7	69,2	65,8	72,1	74,0	76,8	69,2	68,9
10:00	P20	69,80	69,2	65,2	69,5	94,9	73,2	75,6	74,1	63,5	69,3	66,0	72,1	74,4	77,4	69,7	70,4
11:00	P20	69,50	68,8	65,0	69,3	94,1	72,9	75,4	73,9	62,9	69,1	66,2	72,0	74,4	77,2	69,4	69,7
12:00	P20	69,40	69,7	65,7	69,9	95,3	74,0	76,1	74,6	63,8	69,8	67,0	72,5	75,0	78,0	69,8	71,2
13:00	P20	68,10	67,9	64,5	68,8	92,0	72,2	74,9	73,4	61,3	68,7	65,9	71,7	73,9	76,4	68,5	67,2
14:00	P20	69,80	69,8	66,3	70,5	94,6	74,9	76,8	75,2	63,6	70,4	67,4	72,9	75,1	77,8	69,4	69,8
15:00	P20	69,80	69,8	66,4	70,5	94,5	75,0	76,8	75,3	63,5	70,5	67,4	73,0	75,1	77,8	69,4	69,7
16:00	P20	70,60	69,2	65,8	70,0	94,1	74,1	76,2	74,7	63,1	69,8	66,6	72,5	74,6	77,3	69,3	69,2
17:00	P20	69,10	69,7	66,3	70,4	94,2	74,9	76,7	75,2	63,3	70,4	67,6	72,9	75,2	77,9	69,3	69,6
18:00	P20	70,10	69,4	66,3	70,4	93,5	74,8	76,7	75,2	62,9	70,4	67,3	72,9	74,9	77,5	68,9	67,8
19:00	P20	67,90	68,2	64,7	69,1	92,4	72,5	75,2	73,6	61,6	68,9	66,3	71,8	74,1	76,7	68,7	67,9
20:00	P20	66,90	67,9	64,7	69,0	92,0	72,5	75,1	73,6	61,5	68,9	65,8	71,8	73,8	76,3	68,5	66,9

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prascevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
08:00	P23	69,90	69,7	67,3	71,3	97,1	75,1	76,4	76,2	65,9	71,7	66,5	73,6	75,3	77,8	70,6	73,6
09:00	P23	69,72	69,8	67,3	71,3	97,0	75,1	76,4	76,2	65,8	71,7	67,0	73,6	75,5	78,1	70,6	73,8
10:00	P23	70,50	70,6	68,2	72,1	97,3	76,5	77,3	77,1	65,9	73,2	69,0	74,2	76,7	79,2	70,7	74,8
11:00	P23	71,46	70,2	68,0	71,9	97,2	76,1	77,1	76,9	66,0	72,8	67,8	74,1	75,9	78,5	70,6	74,1
12:00	P23	70,44	69,9	67,4	71,4	97,2	75,2	76,5	76,3	65,9	71,9	67,1	73,7	75,6	78,2	70,6	74,0
13:00	P23	69,74	69,3	67,0	71,0	96,3	74,5	76,1	75,9	65,2	71,2	66,6	73,4	75,1	77,6	70,3	72,9
14:00	P23	70,14	69,6	67,2	71,2	96,9	74,9	76,3	76,1	65,8	71,5	66,2	73,5	75,1	77,6	70,5	73,3
15:00	P23	71,02	69,4	67,1	71,1	96,6	74,7	76,2	76,0	65,5	71,4	66,3	73,4	75,0	77,5	70,4	73,0
16:00	P23	71,88	69,1	66,8	70,9	96,2	74,3	75,9	75,7	65,2	71,0	66,1	73,2	74,8	77,3	70,3	72,6
17:00	P23	71,57	69,7	67,3	71,3	96,9	75,0	76,4	76,2	65,7	71,6	66,8	73,6	75,3	77,9	70,5	73,5
18:00	P23	70,46	68,6	66,5	70,7	95,4	73,9	75,6	75,4	64,6	70,7	65,8	73,1	74,6	76,9	70,0	71,6
19:00	P23	70,33	68,3	66,1	70,3	95,4	73,3	75,2	75,0	64,6	70,2	64,6	72,8	74,0	76,3	70,0	71,1
20:00	P23	67,72	68,1	66,2	70,4	94,9	73,4	75,3	75,1	64,3	70,3	64,5	72,8	73,9	76,0	69,7	70,3
08:00	P25	72,7	69,4	67,0	71,1	97,7	75,0	76,5	75,9	66,1	71,3	66,6	73,4	75,4	78,2	70,8	74,1
09:00	P25	72,6	69,5	67,1	71,2	97,6	75,2	76,6	76,0	66,0	71,5	67,4	73,5	75,7	78,5	70,7	74,2
10:00	P25	73,3	70,1	67,6	71,6	98,3	75,9	77,1	76,5	66,6	72,2	67,8	73,8	76,1	79,0	71,0	75,1
11:00	P25	74,5	69,6	68,1	71,9	97,1	76,6	77,5	77,0	65,9	72,9	68,1	74,1	76,0	78,5	70,5	73,5
12:00	P25	72,6	69,8	67,4	71,4	97,9	75,6	76,9	76,3	66,2	71,9	67,7	73,7	75,9	78,7	70,8	74,6
13:00	P25	72,7	69,1	67,1	71,1	96,8	75,1	76,5	76,0	65,4	71,4	67,4	73,4	75,6	78,2	70,5	73,4
14:00	P25	72,4	68,9	66,5	70,6	96,9	74,2	76,0	75,4	65,4	70,7	66,6	73,1	75,2	77,9	70,5	73,3
15:00	P25	73,6	69,2	66,8	70,9	97,2	74,6	76,2	75,7	65,7	71,0	66,9	73,2	75,4	78,2	70,6	73,8
16:00	P25	74,4	69,0	66,5	70,6	97,2	74,2	75,9	75,4	65,7	70,6	66,2	73,0	75,1	77,9	70,6	73,5
17:00	P25	73,8	68,6	66,1	70,3	96,6	73,7	75,6	75,0	65,2	70,2	65,9	72,8	74,8	77,5	70,4	72,9
18:00	P25	73,4	68,6	65,8	70,0	96,9	73,1	75,2	74,7	65,3	69,8	65,6	72,5	74,7	77,5	70,5	73,0
19:00	P25	73,1	66,4	63,3	67,6	94,4	69,3	72,7	72,2	63,1	67,9	63,5	70,8	73,2	75,8	69,8	69,9
20:00	P25	72	64,8	62,4	66,7	92,4	68,0	71,8	71,3	61,6	67,4	61,7	70,2	71,8	74,3	69,0	67,6
07:00	P27	74,8	70,4	67,2	71,2	99,4	74,6	76,0	76,1	67,5	71,5	66,6	73,5	75,9	78,6	71,5	76,1

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prasevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
08:00	P27	73,2	70,6	67,0	71,0	99,7	74,3	75,8	75,9	67,7	71,2	66,8	73,4	76,2	78,8	71,7	76,4
09:00	P27	73,3	69,4	66,2	70,4	98,1	73,2	75,1	75,1	66,4	70,3	65,9	72,8	75,3	77,8	71,1	74,7
10:00	P27	74,5	70,9	66,4	70,6	100,3	73,5	75,3	75,3	68,0	70,5	67,2	73,0	76,9	79,4	71,9	76,7
11:00	P27	73	71,4	67,6	71,5	100,5	75,3	76,5	76,5	68,3	72,1	68,2	73,8	77,2	79,7	72,0	77,6
12:00	P27	75,4	69,7	66,0	70,2	98,6	72,8	74,8	74,9	66,7	70,0	66,1	72,7	75,7	78,1	71,3	75,0
13:00	P27	73,6	69,4	66,1	70,3	97,9	73,0	75,0	75,0	66,2	70,2	66,5	72,8	75,6	77,9	71,1	74,6
14:00	P27	73,5	71,5	69,2	72,8	100,1	77,6	78,1	78,1	68,3	75,1	68,5	74,9	76,9	79,5	71,7	77,5
15:00	P27	73	71,7	68,9	72,6	100,5	77,2	77,8	77,8	68,6	74,5	68,6	74,7	77,1	79,8	71,9	78,0
17:00	P27	73,6	70,6	68,7	72,4	98,9	76,9	77,6	77,6	67,4	74,1	68,0	74,5	76,4	78,7	71,2	76,0
07:00	P28	74,04	69,5	67,2	71,2	97,1	75,0	76,4	76,1	65,8	71,5	66,6	73,5	75,3	78,0	70,6	73,6
08:00	P28	71,95	70,8	68,0	71,9	98,9	76,3	77,3	76,9	67,1	72,9	67,9	74,1	76,3	79,3	71,2	75,9
09:00	P28	72,09	70,9	68,2	72,0	98,9	76,5	77,4	77,1	67,2	73,1	68,0	74,2	76,4	79,3	71,2	75,9
10:00	P28	73,07	71,0	68,5	72,3	98,7	77,0	77,7	77,4	67,1	73,7	68,7	74,4	76,7	79,5	71,1	75,9
11:00	P28	71,43	70,7	68,5	72,3	98,1	77,0	77,7	77,4	66,7	73,7	68,7	74,4	76,5	79,3	70,9	75,2
12:00	P28	74,73	71,1	68,8	72,5	98,9	77,4	78,0	77,7	67,4	74,2	68,5	74,6	76,6	79,4	71,2	76,0
13:00	P28	72,24	70,4	68,0	71,8	98,1	76,2	77,2	76,9	66,6	72,7	67,5	74,0	75,9	78,7	70,9	74,9
14:00	P28	73,21	70,4	68,1	71,9	98,4	76,3	77,3	77,0	67,0	72,9	66,8	74,1	75,7	78,5	71,0	74,9
07:00	P32	74,1	70,6	67,0	71,1	100,3	74,7	76,2	75,9	67,9	71,3	67,5	73,4	76,7	79,9	71,8	76,8
08:00	P32	73,3	70,2	66,7	70,8	99,7	74,3	76,0	75,6	67,4	70,9	67,4	73,2	76,5	79,6	71,6	76,2
09:00	P32	73,7	70,4	66,7	70,8	100,0	74,3	75,9	75,6	67,7	70,9	67,3	73,2	76,6	79,7	71,7	76,5
10:00	P32	76	70,1	67,0	71,1	99,4	74,7	76,2	75,9	67,3	71,3	67,6	73,4	76,5	79,5	71,5	76,2
11:00	P32	73,3	70,5	67,6	71,5	99,8	75,6	76,8	76,5	67,7	72,1	68,2	73,8	76,8	79,9	71,6	76,8
12:00	P32	75,5	70,3	66,7	70,8	100,2	74,2	75,9	75,6	68,0	70,9	65,6	73,2	75,7	79,2	71,8	76,3
13:00	P32	73,4	69,4	66,6	70,8	98,6	74,2	75,9	75,5	66,7	70,8	66,8	73,1	75,8	78,8	71,2	75,2
14:00	P32	73,5	69,4	67,8	71,7	98,2	75,9	77,0	76,7	66,5	72,4	67,9	73,9	76,2	79,0	71,0	75,2
15:00	P32	73,3	69,6	67,8	71,7	98,6	75,9	77,0	76,7	66,9	72,4	67,5	73,9	76,1	79,0	71,1	75,5
16:00	P32	73,3	68,8	67,6	71,6	97,7	75,7	76,9	76,5	66,4	72,2	66,5	73,8	75,4	78,1	70,8	74,1

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiw	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prasevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
17:00	P32	74,2	69,9	68,4	72,2	98,9	76,8	77,6	77,3	67,3	73,5	68,1	74,3	76,4	79,3	71,2	75,9
18:00	P32	73,7	69,4	67,8	71,7	98,6	75,9	77,0	76,7	67,1	72,5	66,6	73,9	75,6	78,6	71,1	75,2
19:00	P32	74,3	68,0	66,5	70,6	97,1	73,9	75,7	75,4	65,7	70,6	65,1	73,0	74,6	77,4	70,6	73,2
07:00	P35	71,3	70,5	65,6	69,8	99,6	73,5	75,7	74,5	67,0	69,6	67,0	72,4	76,3	79,9	71,5	75,1
08:00	P35	70,1	69,6	64,4	68,8	98,5	71,7	74,5	73,3	66,0	68,7	66,1	71,6	75,7	79,2	71,1	73,7
09:00	P35	69,5	70,2	65,0	69,3	99,2	72,6	75,1	73,9	66,7	69,1	66,5	72,0	76,1	79,6	71,4	74,5
10:00	P35	68,2	69,7	64,1	68,5	98,5	71,3	74,3	73,0	66,0	68,4	66,2	71,4	76,0	79,3	71,1	73,6
11:00	P35	70,9	69,8	65,0	69,3	98,7	72,5	75,1	73,9	66,2	69,1	66,5	72,0	75,8	79,3	71,2	74,1
12:00	P35	70,2	70,5	65,3	69,6	99,6	73,0	75,4	74,2	66,9	69,4	66,7	72,2	76,2	79,8	71,5	75,0
14:00	P35	71,7	69,6	66,9	70,9	97,8	75,4	77,0	75,8	65,8	71,1	67,9	73,3	76,0	79,2	70,7	74,1
15:00	P35	71,3	69,7	66,5	70,6	98,0	74,8	76,6	75,4	65,9	70,6	67,9	73,0	76,1	79,4	70,9	74,3
07:00	P37	75,7	71,9	66,1	70,3	99,9	75,0	77,0	75,0	67,1	70,2	67,8	72,8	76,5	80,6	71,4	75,4
08:00	P37	72,1	71,7	65,6	69,8	99,8	74,2	76,4	74,5	66,9	69,6	67,6	72,4	76,5	80,5	71,4	75,0
09:00	P37	72,1	69,8	64,0	68,4	97,6	71,9	74,9	72,9	65,0	68,4	65,7	71,3	75,0	78,9	70,7	72,4
10:00	P37	71	70,7	64,9	69,2	98,5	73,2	75,7	73,8	65,8	69,0	67,1	72,0	76,0	79,8	71,0	73,7
11:00	P37	72,2	71,7	65,2	69,5	99,8	73,7	76,1	74,1	66,9	69,3	67,8	72,2	76,8	80,7	71,5	75,0
12:00	P37	72,1	71,8	65,7	69,9	99,8	74,4	76,5	74,6	66,9	69,8	68,1	72,5	76,8	80,7	71,4	75,2
13:00	P37	71,5	71,7	65,3	69,6	99,8	73,8	76,2	74,2	66,8	69,4	67,7	72,2	76,6	80,6	71,4	74,9
14:00	P37	72,2	71,6	67,4	71,4	98,6	76,9	78,2	76,3	66,3	71,8	69,1	73,6	76,7	80,3	70,9	74,8
15:00	P37	71,8	70,8	66,2	70,3	98,0	75,1	77,0	75,1	65,6	70,2	68,1	72,8	76,1	79,7	70,8	73,9
17:00	P37	72,7	70,1	66,6	70,7	96,5	75,7	77,4	75,5	64,7	70,7	68,0	73,1	75,7	79,0	70,1	72,2
06:00	P39	73,8	70,2	66,8	70,9	99,0	74,1	75,7	75,7	67,2	71,0	66,4	73,3	75,7	78,8	71,4	75,7
07:00	P39	74,7	70,8	67,7	71,6	99,7	75,5	76,6	76,6	67,8	72,3	66,8	73,9	76,0	79,2	71,6	76,5
08:00	P39	74	70,7	67,5	71,4	99,5	75,1	76,3	76,4	67,6	71,9	67,2	73,7	76,2	79,3	71,6	76,5
09:00	P39	73,9	70,4	67,4	71,4	99,0	74,9	76,2	76,3	67,3	71,8	66,8	73,6	75,9	78,9	71,4	75,9
10:00	P39	74,3	70,5	67,5	71,5	99,1	75,1	76,4	76,4	67,4	72,0	66,9	73,7	76,0	79,0	71,4	76,1
11:00	P39	73,5	70,9	68,0	71,9	99,5	75,9	76,9	76,9	67,6	72,8	67,8	74,1	76,5	79,5	71,5	76,7

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czabalay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiiv	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prascevic, Cvetlovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
12:00	P39	74,8	69,4	67,3	71,3	97,2	74,8	76,1	76,2	66,0	71,6	66,8	73,6	75,4	78,1	70,7	74,1
14:00	P39	74,6	71,1	69,0	72,6	99,1	77,3	77,8	77,9	67,6	74,6	68,4	74,7	76,7	79,5	71,3	76,5
15:00	P39	75,2	71,9	69,2	72,8	100,5	77,7	78,1	78,1	68,6	75,1	68,8	74,9	77,1	80,3	71,8	78,0
16:00	P39	76,7	72,4	69,6	73,1	101,2	78,3	78,5	78,5	69,2	76,1	69,3	75,2	77,6	80,8	72,1	78,9
17:00	P39	74,5	72,4	70,0	73,3	100,7	78,8	78,9	78,9	68,9	77,1	69,8	75,4	77,7	80,8	71,9	78,6
18:00	P39	74,2	72,4	70,2	73,5	100,9	79,1	79,0	79,1	69,0	77,6	69,7	75,5	77,6	80,8	71,9	78,7
19:00	P39	73,1	71,1	69,1	72,7	99,2	77,5	78,0	78,0	67,7	74,9	68,2	74,8	76,6	79,4	71,3	76,4
20:00	P39	72,1	70,6	68,6	72,3	98,5	76,7	77,4	77,5	67,1	73,8	67,9	74,4	76,3	79,0	71,1	75,7
07:00	P44	71,2	69,6	65,8	70,1	98,0	73,0	75,1	74,7	66,1	69,9	65,8	72,6	75,1	78,9	71,0	74,2
08:00	P44	70,7	69,5	65,4	69,7	97,9	72,4	74,7	74,3	65,9	69,5	66,1	72,3	75,4	79,1	71,0	74,0
09:00	P44	70,2	69,0	65,1	69,4	97,1	72,0	74,4	74,0	65,3	69,2	65,8	72,1	75,1	78,6	70,7	73,3
10:00	P44	69,9	69,0	65,2	69,5	97,1	72,0	74,4	74,1	65,3	69,3	66,1	72,1	75,2	78,7	70,7	73,3
11:00	P44	68,9	69,3	65,3	69,6	97,6	72,3	74,6	74,2	65,7	69,4	66,0	72,2	75,3	78,9	70,9	73,8
12:00	P44	70,5	69,9	66,2	70,3	98,2	73,5	75,4	75,1	66,3	70,3	66,7	72,8	75,7	79,3	71,1	74,6
13:00	P44	69,5	68,0	64,4	68,7	95,9	70,9	73,7	73,3	64,3	68,6	65,0	71,6	74,4	77,8	70,3	71,9
14:00	P44	70,6	69,3	64,9	69,2	97,7	71,7	74,2	73,8	65,7	69,1	66,0	72,0	75,5	79,0	71,0	73,7
15:00	P44	68,9	67,7	62,4	66,8	96,2	67,9	71,7	71,3	64,3	67,5	63,7	70,3	74,4	77,8	70,5	71,1
16:00	P44	71,7	68,5	63,8	68,1	97,1	69,9	73,0	72,7	65,1	68,2	64,6	71,2	74,8	78,3	70,8	72,5
17:00	P44	71,2	69,4	64,8	69,1	98,1	71,4	74,1	73,7	66,0	68,9	65,4	71,9	75,3	79,0	71,1	73,8
18:00	P44	71	70,2	65,4	69,6	99,0	72,3	74,6	74,3	66,8	69,4	66,2	72,3	75,9	79,7	71,4	74,9
19:00	P44	71,6	67,8	63,6	67,9	96,1	69,6	72,9	72,5	64,4	68,1	64,0	71,1	74,0	77,6	70,4	71,6
20:00	P44	70,8	68,2	63,7	68,1	96,5	69,9	73,0	72,6	64,7	68,2	64,4	71,2	74,4	78,0	70,6	72,0
07:00	P46	67,8	65,6	60,7	64,9	93,3	66,0	70,6	69,6	61,8	66,8	60,8	69,1	71,8	75,1	69,4	67,5
08:00	P46	62,7	63,7	58,9	62,9	90,8	63,3	68,8	67,8	59,5	66,3	60,4	67,9	71,0	74,0	68,5	65,0
09:00	P46	63,7	64,8	61,1	65,3	91,6	66,5	71,0	70,0	60,5	66,9	61,6	69,4	71,6	74,4	68,7	66,5
10:00	P46	62,8	64,3	61,3	65,6	90,6	66,8	71,2	70,2	59,9	67,0	61,7	69,5	71,4	74,0	68,3	65,8
11:00	P46	63,8	64,2	60,8	65,1	90,7	66,2	70,8	69,7	59,8	66,8	61,5	69,2	71,3	74,0	68,4	65,7

Hora	Punto	Leq	Modelo 1. Gaja Díaz (Leq 1h)	Modelo 2. L. Czababay y L Sárvári (Leq 25m)	Modelo 3. L. Czababay y L Sárvári (Leq 7,5 m)	Modelo 4. Jraiiv	Modelo 5. Lamure	Modelo 6. Lamure	Modelo 7. Prascevic, Cveltovik y Stojanovic	Modelo 8. Sánchez Rivera	Modelo 9. Sattler	Modelo 10. Montburn (Caracas)	Modelo 11. A. García	Modelo 12. A. García detallado	Modelo 13. González, E	Modelo 14. J. Alves	Modelo 15. Calixto
12:00	P46	64,9	66,2	62,5	66,8	93,0	68,6	72,4	71,4	61,7	67,5	63,6	70,3	72,9	75,7	69,2	68,4
13:00	P46	63,3	65,7	61,8	66,2	92,7	67,7	71,8	70,7	61,4	67,2	62,9	69,9	72,5	75,3	69,1	67,8
14:00	P46	64,9	64,7	60,9	65,1	91,5	66,2	70,8	69,8	60,4	66,8	62,0	69,2	71,8	74,6	68,7	66,5
15:00	P46	64,0	64,8	61,3	65,5	91,4	66,8	71,2	70,2	60,4	67,0	62,0	69,5	71,8	74,5	68,7	66,5
16:00	P46	67,8	65,2	61,5	65,8	92,0	67,1	71,4	70,4	60,8	67,0	62,4	69,6	72,1	74,9	68,9	67,1
17:00	P46	64,9	64,9	62,1	66,5	91,3	68,1	72,1	71,0	60,6	67,3	62,3	70,1	71,8	74,3	68,5	66,4
18:00	P46	65,0	65,5	62,7	67,1	91,6	69,0	72,6	71,6	60,8	67,6	63,6	70,5	72,6	75,1	68,6	67,2
19:00	P46	64,5	65,3	62,8	67,2	91,4	69,2	72,8	71,7	60,9	67,7	62,8	70,5	72,1	74,5	68,5	66,6
20:00	P46	63,4	63,3	60,9	65,2	88,7	66,3	70,9	69,8	58,5	66,9	61,7	69,3	71,1	73,3	67,6	64,2
07:00	P51	71,7	71,3	64,9	69,2	98,3	73,1	75,7	73,8	65,7	69,0	67,0	71,9	75,8	79,6	70,9	73,5
08:00	P51	70,8	71,8	65,0	69,3	99,1	73,3	75,8	73,9	66,3	69,1	67,2	72,0	76,2	80,1	71,2	74,2
09:00	P51	71,3	71,6	64,6	68,9	98,9	72,7	75,4	73,5	66,1	68,8	67,3	71,8	76,3	80,1	71,2	73,9
10:00	P51	70,2	71,6	64,6	69,0	98,9	72,8	75,5	73,5	66,0	68,8	67,3	71,8	76,4	80,1	71,1	73,9
11:00	P51	70,5	70,7	64,1	68,4	97,6	71,9	74,9	73,0	65,0	68,4	66,4	71,4	75,5	79,1	70,7	72,6
12:00	P51	70,5	72,0	65,3	69,5	99,1	73,7	76,1	74,2	66,3	69,4	67,6	72,2	76,4	80,2	71,2	74,4
13:00	P51	70,3	71,3	64,8	69,1	98,1	73,1	75,6	73,7	65,5	69,0	67,4	71,9	76,0	79,7	70,9	73,4
14:00	P51	70,4	69,5	63,0	67,4	96,1	70,3	73,8	71,9	63,8	67,8	65,0	70,7	74,3	78,0	70,2	70,8
15:00	P51	70,5	69,9	62,9	67,3	97,0	70,2	73,7	71,8	64,5	67,7	65,4	70,6	75,0	78,6	70,5	71,4
16:00	P51	70,6	69,5	62,1	66,4	96,8	69,0	72,9	71,0	64,2	67,3	64,7	70,1	74,8	78,4	70,5	70,8
17:00	P51	71,4	70,0	64,1	68,5	96,2	72,0	74,9	73,0	64,0	68,4	66,1	71,4	74,8	78,3	70,2	71,4
18:00	P51	70,9	71,1	65,1	69,4	97,8	73,5	76,0	74,0	65,3	69,2	66,9	72,1	75,5	79,2	70,7	73,1
19:00	P51	71,6	69,9	64,3	68,6	96,0	72,3	75,1	73,2	64,0	68,6	65,8	71,5	74,5	78,0	70,1	71,2
20:00	P51	69,8	67,9	62,6	67,0	93,2	69,7	73,4	71,5	61,6	67,5	64,2	70,4	73,0	76,3	69,1	68,1

Anexo 2

Información Meteorológica

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
19/09/2007	06:30 p.m.	18.8	84	2.2	NW	756.9	1.78
19/09/2007	06:45 p.m.	18.4	86	1.8	NW	757.6	1.78
19/09/2007	07:00 p.m.	18.1	86	0.9	NW	758.1	2.03
19/09/2007	07:15 p.m.	18.0	86	0.0	ESE	758.6	0.25
19/09/2007	07:30 p.m.	18.2	82	0.0	S	758.8	0.00
19/09/2007	07:45 p.m.	18.3	84	0.0		759.2	0.00
19/09/2007	08:00 p.m.	18.4	84	0.0	SW	759.6	0.00
19/09/2007	08:15 p.m.	18.4	85	0.0		760.0	2.03
19/09/2007	08:30 p.m.	18.3	85	0.0		760.2	1.78
19/09/2007	08:45 p.m.	18.1	84	0.0		760.4	0.76
19/09/2007	09:00 p.m.	18.2	86	0.0	N	760.6	0.76
19/09/2007	09:15 p.m.	18.2	85	0.4	WNW	760.7	0.76
19/09/2007	09:30 p.m.	18.1	85	0.4	NNW	761.0	0.76
19/09/2007	09:45 p.m.	18.2	86	0.4	NNE	761.2	0.25
19/09/2007	10:00 p.m.	18.0	86	0.0	NNE	761.5	0.25
19/09/2007	10:15 p.m.	17.9	86	0.0		761.6	0.51
19/09/2007	10:30 p.m.	17.9	86	0.0	ESE	761.7	0.76
19/09/2007	10:45 p.m.	17.8	86	0.0		761.7	0.51
19/09/2007	11:00 p.m.	17.8	87	0.0		761.7	0.51
19/09/2007	11:15 p.m.	17.7	86	0.0		761.7	0.51
19/09/2007	11:30 p.m.	17.6	87	0.0		761.8	0.51
19/09/2007	11:45 p.m.	17.6	89	0.0		761.8	0.76
20/09/2007	12:00 a.m.	17.6	87	0.0	NNE	761.7	0.51
20/09/2007	12:15 a.m.	17.6	88	0.4	NNE	761.6	0.51
20/09/2007	12:30 a.m.	17.6	89	0.0		761.5	1.02
20/09/2007	12:45 a.m.	17.4	87	0.0		761.5	0.76
20/09/2007	01:00 a.m.	17.2	86	0.4	N	761.4	0.51
20/09/2007	01:15 a.m.	17.0	87	0.0	NNW	761.2	0.25
20/09/2007	01:30 a.m.	17.0	86	0.0	NNE	761.0	0.00
20/09/2007	01:45 a.m.	17.0	87	0.0		760.9	0.00
20/09/2007	02:00 a.m.	17.0	87	0.0		760.5	0.00
20/09/2007	02:15 a.m.	17.0	87	0.0		760.3	0.00
20/09/2007	02:30 a.m.	16.9	88	0.0		760.0	0.00
20/09/2007	02:45 a.m.	16.9	88	0.0		759.9	0.00
20/09/2007	03:00 a.m.	16.9	88	0.0	W	759.7	0.00
20/09/2007	03:15 a.m.	16.9	87	0.0	S	759.7	0.00
20/09/2007	03:30 a.m.	16.9	87	0.0	SE	759.8	0.00
20/09/2007	03:45 a.m.	16.6	87	0.0	SE	759.8	0.00
20/09/2007	04:00 a.m.	16.6	86	0.0	ESE	759.9	0.00
20/09/2007	04:15 a.m.	16.4	86	0.4	ESE	760.0	0.00
20/09/2007	04:30 a.m.	16.3	85	0.4	ESE	760.1	0.00
20/09/2007	04:45 a.m.	16.2	85	0.4	ESE	760.1	0.00
20/09/2007	05:00 a.m.	16.1	86	0.0	ESE	760.3	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
20/09/2007	05:15 a.m.	16.2	85	0.4	SE	760.5	0.00
20/09/2007	05:30 a.m.	16.0	84	0.9	ESE	760.6	0.00
20/09/2007	05:45 a.m.	15.9	84	0.9	ESE	760.6	0.00
20/09/2007	06:00 a.m.	15.9	83	0.9	SE	760.8	0.00
20/09/2007	06:15 a.m.	15.9	84	0.0	ESE	761.0	0.00
20/09/2007	06:30 a.m.	15.9	84	0.4	ESE	761.0	0.00
20/09/2007	06:45 a.m.	16.1	83	0.0		761.0	0.00
20/09/2007	07:00 a.m.	17.1	81	0.0	ESE	761.1	0.00
20/09/2007	07:15 a.m.	17.3	79	0.9	ESE	761.2	0.00
20/09/2007	07:30 a.m.	17.9	76	0.4	ESE	761.2	0.00
20/09/2007	07:45 a.m.	18.4	75	0.4	ESE	761.3	0.00
20/09/2007	08:00 a.m.	19.1	73	0.4	NE	761.3	0.00
20/09/2007	08:15 a.m.	19.9	72	0.4	N	761.3	0.00
20/09/2007	08:30 a.m.	20.4	69	0.9	NNE	761.2	0.00
20/09/2007	08:45 a.m.	20.8	66	0.4	NNW	761.2	0.00
20/09/2007	09:00 a.m.	21.5	63	0.9	NNE	761.1	0.00
20/09/2007	09:15 a.m.	21.9	62	1.3	ENE	761.0	0.00
20/09/2007	09:30 a.m.	22.3	61	0.9	NNE	761.0	0.00
20/09/2007	09:45 a.m.	22.2	62	0.9	ESE	760.8	0.00
20/09/2007	10:00 a.m.	22.8	60	0.4	SE	760.7	0.00
20/09/2007	10:15 a.m.	23.3	60	0.9	NNW	760.3	0.00
20/09/2007	10:30 a.m.	23.5	59	0.9	WSW	760.1	0.00
20/09/2007	10:45 a.m.	24.1	57	1.3	SSW	759.9	0.00
20/09/2007	11:00 a.m.	25.1	54	1.3	NNE	759.6	0.00
20/09/2007	11:15 a.m.	25.9	51	0.9	WSW	759.2	0.00
20/09/2007	11:30 a.m.	26.6	49	0.9	E	758.8	0.00
20/09/2007	11:45 a.m.	26.8	47	1.3	N	758.6	0.00
20/09/2007	12:00 p.m.	26.8	49	0.9	NNE	758.4	0.00
20/09/2007	12:15 p.m.	26.7	49	1.3	E	758.2	0.00
20/09/2007	12:30 p.m.	26.5	49	0.9	ESE	757.9	0.00
20/09/2007	12:45 p.m.	26.8	46	0.9	NW	757.6	0.00
20/09/2007	01:00 p.m.	27.4	47	1.3	N	757.3	0.00
20/09/2007	01:15 p.m.	27.6	50	2.2	WSW	756.9	0.00
20/09/2007	01:30 p.m.	27.8	48	1.8	SSE	756.8	0.00
20/09/2007	01:45 p.m.	27.0	53	2.2	WSW	756.6	0.00
20/09/2007	02:00 p.m.	26.7	53	3.1	WSW	756.5	0.00
20/09/2007	02:15 p.m.	26.7	50	2.7	SW	756.3	0.00
20/09/2007	02:30 p.m.	26.7	52	2.2	WSW	756.0	0.00
20/09/2007	02:45 p.m.	26.2	54	2.2	WSW	755.9	0.00
20/09/2007	03:00 p.m.	27.0	51	2.7	WSW	755.7	0.00
20/09/2007	03:30 p.m.	27.6	47	2.2	WSW	755.6	0.00
20/09/2007	03:45 p.m.	27.4	44	2.2	WSW	755.8	0.00
20/09/2007	04:00 p.m.	27.8	43	2.2	W	755.6	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
20/09/2007	04:15 p.m.	27.7	46	3.1	W	755.5	0.00
20/09/2007	04:30 p.m.	26.9	49	2.2	WSW	755.6	0.00
20/09/2007	04:45 p.m.	26.4	49	1.8	SW	755.6	0.00
20/09/2007	05:00 p.m.	26.3	50	0.4	WSW	755.6	0.00
20/09/2007	05:15 p.m.	26.6	46	0.9	WSW	755.6	0.00
20/09/2007	05:30 p.m.	26.4	46	1.3	NE	755.6	0.00
20/09/2007	05:45 p.m.	25.9	48	0.4	E	755.8	0.00
20/09/2007	06:00 p.m.	25.4	49	0.4	ESE	756.0	0.00
20/09/2007	06:15 p.m.	24.8	52	1.3	ESE	756.3	0.00
20/09/2007	06:30 p.m.	23.8	56	0.9	SSE	756.5	0.00
20/09/2007	06:45 p.m.	23.3	56	0.9	SE	756.7	0.00
20/09/2007	07:00 p.m.	23.2	58	1.3	SSE	756.9	0.00
20/09/2007	07:15 p.m.	23.0	59	0.9	ESE	757.1	0.00
20/09/2007	07:30 p.m.	23.2	58	0.0	SSW	757.3	0.00
20/09/2007	07:45 p.m.	22.5	62	1.3	ESE	757.7	0.00
20/09/2007	08:00 p.m.	22.4	64	0.9	ESE	757.8	0.00
20/09/2007	08:15 p.m.	22.6	67	1.3	W	757.9	0.00
20/09/2007	08:30 p.m.	22.4	69	0.9	WNW	757.9	0.00
20/09/2007	08:45 p.m.	22.1	68	1.3	ESE	758.0	0.00
20/09/2007	09:00 p.m.	22.1	71	1.8	NW	758.2	0.00
20/09/2007	09:15 p.m.	21.7	71	0.9	ESE	758.5	0.00
20/09/2007	09:30 p.m.	21.8	71	0.9	NW	758.4	0.00
20/09/2007	09:45 p.m.	21.7	73	0.4	WNW	758.6	0.00
20/09/2007	10:00 p.m.	21.4	74	0.0	E	758.8	0.00
20/09/2007	10:15 p.m.	21.3	77	0.4	E	758.9	0.00
20/09/2007	10:30 p.m.	20.3	80	1.3	ESE	758.9	0.51
20/09/2007	10:45 p.m.	19.8	80	0.9	ESE	758.7	0.51
20/09/2007	11:00 p.m.	19.3	81	1.8	ESE	758.9	0.00
20/09/2007	11:15 p.m.	19.4	80	0.4	ESE	758.6	0.00
20/09/2007	11:30 p.m.	19.3	82	0.9	E	758.4	0.00
20/09/2007	11:45 p.m.	19.2	83	1.3	ESE	758.3	0.00
21/09/2007	12:00 a.m.	18.9	81	0.9	ESE	758.1	0.00
21/09/2007	12:15 a.m.	18.8	83	1.3	ESE	758.0	0.25
21/09/2007	12:30 a.m.	18.9	82	0.0		757.7	0.00
21/09/2007	12:45 a.m.	18.8	82	0.4	ESE	758.0	0.00
21/09/2007	01:00 a.m.	18.6	83	1.3	ESE	757.9	0.00
21/09/2007	01:15 a.m.	18.7	82	0.4	ESE	757.6	0.00
21/09/2007	01:30 a.m.	18.4	86	0.9	ESE	757.5	0.00
21/09/2007	01:45 a.m.	18.4	84	0.0	ESE	757.6	0.25
21/09/2007	02:00 a.m.	18.3	86	0.4	ESE	757.8	1.02
21/09/2007	02:15 a.m.	18.3	87	0.0		757.9	1.02
21/09/2007	02:30 a.m.	18.2	84	0.0	NE	757.9	1.52
21/09/2007	02:45 a.m.	18.0	87	0.0		757.8	2.03

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
21/09/2007	03:00 a.m.	17.7	87	0.0		757.8	1.78
21/09/2007	03:15 a.m.	17.6	86	0.9	ESE	757.9	1.52
21/09/2007	03:30 a.m.	17.6	87	0.4	ESE	758.1	1.02
21/09/2007	03:45 a.m.	17.4	87	0.9	ESE	758.3	1.52
21/09/2007	04:00 a.m.	17.4	88	0.0	NE	758.5	1.78
21/09/2007	04:15 a.m.	17.0	87	0.9	ESE	758.9	1.78
21/09/2007	04:30 a.m.	16.9	88	0.0	ESE	759.0	1.02
21/09/2007	04:45 a.m.	17.0	87	0.0	SSE	759.1	0.51
21/09/2007	05:00 a.m.	17.0	85	1.3	ESE	759.2	0.25
21/09/2007	05:15 a.m.	16.8	86	1.3	ESE	759.3	0.25
21/09/2007	05:30 a.m.	16.8	85	0.9	ESE	759.6	0.00
21/09/2007	05:45 a.m.	16.7	84	0.9	ESE	759.7	0.25
21/09/2007	06:00 a.m.	16.4	86	1.8	ESE	759.9	0.00
21/09/2007	06:15 a.m.	16.5	87	0.9	ESE	760.0	0.25
21/09/2007	06:30 a.m.	16.7	86	0.4	ESE	760.2	0.00
21/09/2007	06:45 a.m.	16.6	86	1.3	ESE	760.5	0.00
21/09/2007	07:00 a.m.	16.8	85	0.4	ESE	760.6	0.25
21/09/2007	07:15 a.m.	16.8	85	1.3	ESE	760.6	0.25
21/09/2007	07:30 a.m.	16.8	86	0.4	ESE	760.6	0.25
21/09/2007	07:45 a.m.	16.9	84	0.0	ESE	760.6	0.25
21/09/2007	08:00 a.m.	17.1	86	0.4	SE	760.6	0.00
21/09/2007	08:15 a.m.	17.3	86	0.9	ESE	760.5	0.00
21/09/2007	08:30 a.m.	17.6	83	0.4	SSE	760.3	0.00
21/09/2007	08:45 a.m.	17.8	82	0.9	ESE	760.3	0.00
21/09/2007	09:00 a.m.	18.1	78	0.4	ESE	760.3	0.00
21/09/2007	09:15 a.m.	18.7	78	0.0	ESE	760.2	0.00
21/09/2007	09:30 a.m.	19.3	73	0.4	WSW	760.1	0.00
21/09/2007	09:45 a.m.	20.4	68	0.4	W	760.1	0.00
21/09/2007	10:00 a.m.	20.8	66	0.9	WSW	760.0	0.00
21/09/2007	10:15 a.m.	21.6	63	0.4	S	759.9	0.00
21/09/2007	10:30 a.m.	22.7	60	0.9	N	759.7	0.00
21/09/2007	10:45 a.m.	23.3	60	1.3	NE	759.6	0.00
21/09/2007	11:00 a.m.	23.3	56	1.3	ESE	759.4	0.00
21/09/2007	11:15 a.m.	23.8	54	1.3	ESE	759.1	0.00
21/09/2007	11:30 a.m.	24.6	53	1.3	E	758.8	0.00
21/09/2007	11:45 a.m.	25.1	53	1.3	ESE	758.5	0.00
21/09/2007	12:00 p.m.	25.9	51	1.8	NE	758.3	0.00
21/09/2007	12:15 p.m.	25.6	51	0.9	E	758.2	0.00
21/09/2007	12:30 p.m.	25.8	51	2.2	NE	757.9	0.00
21/09/2007	12:45 p.m.	26.7	49	1.8	NE	757.7	0.00
21/09/2007	01:00 p.m.	26.6	48	1.3	NE	757.5	0.00
21/09/2007	01:15 p.m.	26.2	51	0.9	ESE	757.3	0.00
21/09/2007	01:30 p.m.	26.4	50	1.3	SSE	757.1	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
21/09/2007	01:45 p.m.	26.4	53	2.2	SSE	756.7	0.00
21/09/2007	02:00 p.m.	26.3	53	1.8	SSW	756.5	0.00
21/09/2007	02:15 p.m.	26.3	53	1.8	SW	756.4	0.00
21/09/2007	02:30 p.m.	26.3	54	1.8	SW	756.2	0.00
21/09/2007	02:45 p.m.	26.7	53	2.2	SW	756.0	0.00
21/09/2007	03:00 p.m.	25.7	56	2.2	S	756.0	0.00
21/09/2007	03:15 p.m.	25.7	56	1.8	WSW	755.9	0.00
21/09/2007	03:30 p.m.	26.4	55	2.2	SSW	755.8	0.00
21/09/2007	03:45 p.m.	25.8	57	2.2	SSW	755.9	0.00
21/09/2007	04:00 p.m.	24.9	60	1.8	SW	756.0	0.00
21/09/2007	04:15 p.m.	24.7	62	1.3	SW	756.0	0.00
21/09/2007	04:30 p.m.	24.8	61	2.2	WSW	756.1	0.00
21/09/2007	04:45 p.m.	24.8	63	1.3	SW	756.1	0.00
21/09/2007	05:00 p.m.	24.1	68	1.3	WSW	756.1	0.00
21/09/2007	05:15 p.m.	23.8	68	1.3	WSW	756.4	0.00
21/09/2007	05:30 p.m.	23.7	68	0.4	SW	756.6	0.00
21/09/2007	05:45 p.m.	23.4	67	0.9	S	756.7	0.00
21/09/2007	06:00 p.m.	23.3	66	0.4	S	756.8	0.00
21/09/2007	06:15 p.m.	22.7	71	0.9	SE	757.0	0.00
21/09/2007	06:30 p.m.	22.1	72	0.9	ESE	757.2	0.00
21/09/2007	06:45 p.m.	21.8	70	0.9	SE	757.5	0.00
21/09/2007	07:00 p.m.	21.9	71	0.9	SSE	757.7	0.00
21/09/2007	07:15 p.m.	21.5	69	1.3	SE	758.0	0.00
21/09/2007	07:30 p.m.	21.2	70	2.2	ESE	758.2	0.00
21/09/2007	07:45 p.m.	21.2	72	1.3	SE	758.4	0.00
21/09/2007	08:00 p.m.	21.0	71	1.8	SE	758.5	0.00
21/09/2007	08:15 p.m.	21.0	71	0.9	SE	758.8	0.00
21/09/2007	08:30 p.m.	20.8	71	0.9	SE	758.9	0.00
21/09/2007	08:45 p.m.	20.6	71	0.9	SE	759.0	0.00
21/09/2007	09:00 p.m.	20.5	72	0.9	SE	759.1	0.00
21/09/2007	09:15 p.m.	20.6	75	0.9	SE	759.3	0.00
21/09/2007	09:30 p.m.	20.7	73	0.4	SE	759.4	0.00
21/09/2007	09:45 p.m.	20.7	73	0.4	ESE	759.6	0.00
21/09/2007	10:00 p.m.	20.4	75	0.4	ESE	759.8	0.00
21/09/2007	10:15 p.m.	20.3	75	0.0	SE	759.9	0.00
21/09/2007	10:30 p.m.	20.1	75	0.9	ESE	759.9	0.00
21/09/2007	10:45 p.m.	20.0	76	0.9	ESE	759.8	0.00
21/09/2007	11:00 p.m.	19.9	77	1.3	ESE	759.8	0.00
21/09/2007	11:15 p.m.	19.9	77	0.4	ESE	759.6	0.00
21/09/2007	11:30 p.m.	19.9	78	0.9	ESE	759.6	0.00
21/09/2007	11:45 p.m.	19.9	78	0.4	ESE	759.8	0.00
22/09/2007	12:00 a.m.	19.8	78	0.4	ESE	759.9	0.00
22/09/2007	12:15 a.m.	19.6	78	0.9	ESE	760.0	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
22/09/2007	12:30 a.m.	19.8	78	0.0	SE	759.9	0.00
22/09/2007	12:45 a.m.	19.9	78	0.0	NE	759.8	0.00
22/09/2007	01:00 a.m.	19.9	82	0.4	E	759.6	0.00
22/09/2007	01:15 a.m.	19.9	82	0.9	ESE	759.6	0.00
22/09/2007	01:30 a.m.	19.8	82	0.0	ESE	759.2	0.25
22/09/2007	01:45 a.m.	19.7	76	0.4	W	758.6	0.25
22/09/2007	02:00 a.m.	18.9	81	0.9	E	758.5	0.00
22/09/2007	02:15 a.m.	18.3	79	2.7	ESE	758.6	0.00
22/09/2007	02:30 a.m.	18.6	78	0.4	SSE	758.6	0.00
22/09/2007	02:45 a.m.	18.7	80	0.9	NNE	758.8	0.00
22/09/2007	03:00 a.m.	18.7	81	0.0	NE	758.9	0.00
22/09/2007	03:15 a.m.	18.5	79	0.9	N	759.1	0.00
22/09/2007	03:30 a.m.	18.2	79	0.4	ESE	759.4	0.00
22/09/2007	03:45 a.m.	17.9	76	2.2	NNW	759.6	0.00
22/09/2007	04:00 a.m.	17.6	77	0.9	N	759.7	0.00
22/09/2007	04:15 a.m.	16.9	79	1.3	NW	759.7	0.00
22/09/2007	04:30 a.m.	16.7	81	0.0	NW	759.6	0.00
22/09/2007	04:45 a.m.	16.7	81	0.0	W	759.6	0.00
22/09/2007	05:00 a.m.	16.7	80	0.0	WSW	759.7	0.00
22/09/2007	05:15 a.m.	16.8	81	0.0	NE	759.8	0.00
22/09/2007	05:30 a.m.	16.7	81	0.9	ESE	760.0	0.00
22/09/2007	05:45 a.m.	16.8	81	0.4	SE	760.1	0.00
22/09/2007	06:00 a.m.	16.8	81	0.0		760.3	0.00
22/09/2007	06:15 a.m.	16.9	80	0.4	ESE	760.2	0.00
22/09/2007	06:30 a.m.	17.2	80	0.4	ESE	760.2	0.00
22/09/2007	06:45 a.m.	17.6	79	0.4	NNE	760.2	0.00
22/09/2007	07:00 a.m.	18.1	77	0.4	N	760.3	0.00
22/09/2007	07:15 a.m.	19.0	72	0.4	NE	760.4	0.00
22/09/2007	07:30 a.m.	18.9	72	0.9	ESE	760.4	0.00
22/09/2007	07:45 a.m.	19.7	68	0.4	ESE	760.5	0.00
22/09/2007	08:00 a.m.	20.2	67	0.4	NNW	760.6	0.00
22/09/2007	08:15 a.m.	20.4	67	0.9	E	760.7	0.00
22/09/2007	08:30 a.m.	21.2	62	1.3	E	760.8	0.00
22/09/2007	08:45 a.m.	21.3	62	0.9	E	760.9	0.00
22/09/2007	09:00 a.m.	21.7	62	0.0	ESE	760.8	0.00
22/09/2007	09:15 a.m.	22.6	59	1.3	NNW	760.7	0.00
22/09/2007	09:30 a.m.	22.8	59	0.9	NNE	760.5	0.00
22/09/2007	09:45 a.m.	23.5	57	0.9	ESE	760.2	0.00
22/09/2007	10:00 a.m.	24.2	55	0.9	NE	760.0	0.00
22/09/2007	10:15 a.m.	24.9	54	1.3	NNE	760.0	0.00
22/09/2007	10:30 a.m.	24.5	53	1.8	W	759.9	0.00
22/09/2007	10:45 a.m.	24.8	52	1.8	NW	759.5	0.00
22/09/2007	11:00 a.m.	25.4	50	1.3	NW	759.3	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
22/09/2007	11:15 a.m.	26.3	47	1.3	ESE	758.9	0.00
22/09/2007	11:30 a.m.	27.7	42	1.8	N	758.7	0.00
22/09/2007	11:45 a.m.	27.7	43	2.2	NNW	758.5	0.00
22/09/2007	12:00 p.m.	28.2	40	2.2	NNE	758.2	0.00
22/09/2007	12:15 p.m.	28.4	38	1.8	NE	757.9	0.00
22/09/2007	12:30 p.m.	28.6	39	2.2	NNW	757.5	0.00
22/09/2007	12:45 p.m.	29.0	36	2.2	NNE	757.3	0.00
22/09/2007	01:00 p.m.	29.4	35	3.6	NNE	757.1	0.00
22/09/2007	01:15 p.m.	30.0	32	4.0	NE	757.0	0.00
22/09/2007	01:30 p.m.	29.8	31	2.2	NE	756.7	0.00
22/09/2007	01:45 p.m.	30.3	30	4.0	NNE	756.5	0.00
22/09/2007	02:00 p.m.	30.2	29	4.0	NNE	756.4	0.00
22/09/2007	02:15 p.m.	30.8	26	3.6	NE	756.2	0.00
22/09/2007	02:30 p.m.	30.7	27	3.6	NE	756.1	0.00
22/09/2007	02:45 p.m.	30.3	26	3.6	NE	756.0	0.00
22/09/2007	03:00 p.m.	30.7	26	3.6	NE	756.0	0.00
22/09/2007	03:15 p.m.	30.7	27	4.0	NNE	755.9	0.00
22/09/2007	03:30 p.m.	30.7	27	3.6	NE	755.8	0.00
22/09/2007	03:45 p.m.	30.7	28	4.0	NE	755.9	0.00
22/09/2007	04:00 p.m.	30.3	28	3.6	NE	755.7	0.00
22/09/2007	04:15 p.m.	29.9	29	3.1	NE	755.7	0.00
22/09/2007	04:30 p.m.	29.8	29	2.7	NE	755.7	0.00
22/09/2007	04:45 p.m.	29.0	30	2.7	E	755.8	0.00
22/09/2007	05:00 p.m.	28.3	33	2.2	NE	755.7	0.00
22/09/2007	05:15 p.m.	27.5	35	2.2	E	756.0	0.00
22/09/2007	05:30 p.m.	27.1	35	2.2	ESE	756.1	0.00
22/09/2007	05:45 p.m.	26.4	37	1.8	ESE	756.4	0.00
22/09/2007	06:00 p.m.	26.0	38	0.9	ESE	756.6	0.00
22/09/2007	06:15 p.m.	25.9	44	0.4	NNW	756.8	0.00
22/09/2007	06:30 p.m.	25.6	52	0.9	W	757.1	0.00
22/09/2007	06:45 p.m.	25.1	49	1.3	WSW	757.2	0.00
22/09/2007	07:00 p.m.	24.9	56	1.3	NNW	757.4	0.00
22/09/2007	07:15 p.m.	24.9	56	0.9	N	757.6	0.00
22/09/2007	07:30 p.m.	24.1	61	3.1	N	757.9	0.00
22/09/2007	07:45 p.m.	23.5	65	3.1	NNW	758.2	0.00
22/09/2007	08:00 p.m.	23.3	66	2.7	NNW	758.3	0.00
22/09/2007	08:15 p.m.	23.2	67	1.8	NNW	758.2	0.00
22/09/2007	08:30 p.m.	22.7	69	2.7	NNW	758.5	0.00
22/09/2007	08:45 p.m.	22.1	71	2.2	NW	758.4	0.00
22/09/2007	09:00 p.m.	21.8	72	1.8	NW	758.6	0.00
22/09/2007	09:15 p.m.	21.9	71	1.8	NNW	758.8	0.00
22/09/2007	09:30 p.m.	21.8	70	1.8	NNW	759.0	0.00
22/09/2007	09:45 p.m.	21.8	69	0.9	NNW	759.4	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
22/09/2007	10:00 p.m.	21.8	67	0.9	NNW	759.7	0.00
22/09/2007	10:15 p.m.	21.7	69	1.3	NW	760.0	0.00
22/09/2007	10:30 p.m.	21.2	73	1.3	NNW	760.2	0.00
22/09/2007	10:45 p.m.	20.9	65	1.8	ESE	760.4	0.00
22/09/2007	11:00 p.m.	20.0	70	1.3	ESE	760.3	0.51
22/09/2007	11:15 p.m.	19.3	71	1.8	NW	760.6	1.78
22/09/2007	11:30 p.m.	18.8	72	1.3	N	760.6	1.27
22/09/2007	11:45 p.m.	18.6	75	0.9	NW	760.5	0.76
23/09/2007	12:00 a.m.	18.3	73	1.8	NW	760.2	0.51
23/09/2007	12:15 a.m.	18.1	76	0.4	WNW	759.9	0.25
23/09/2007	12:30 a.m.	17.4	79	1.3	ESE	759.6	0.00
23/09/2007	12:45 a.m.	17.2	80	0.9	ESE	759.3	0.25
23/09/2007	01:00 a.m.	16.9	81	1.8	SE	759.2	0.00
23/09/2007	01:15 a.m.	16.9	78	2.2	SE	758.9	0.00
23/09/2007	01:30 a.m.	16.9	78	2.7	SE	758.9	0.00
23/09/2007	01:45 a.m.	16.9	78	1.8	SE	758.9	0.00
23/09/2007	02:00 a.m.	17.0	80	0.9	WSW	758.8	0.00
23/09/2007	02:15 a.m.	17.0	80	0.4	S	758.8	0.00
23/09/2007	02:30 a.m.	17.1	78	0.4	SE	758.7	0.00
23/09/2007	02:45 a.m.	16.8	80	0.9	E	758.9	0.00
23/09/2007	03:00 a.m.	16.9	80	1.3	ESE	758.8	0.00
23/09/2007	03:15 a.m.	16.8	79	0.9	SE	758.8	0.00
23/09/2007	03:30 a.m.	16.6	80	0.9	ESE	758.8	0.00
23/09/2007	03:45 a.m.	16.4	78	1.3	ESE	758.9	0.00
23/09/2007	04:00 a.m.	16.4	78	1.3	SE	759.0	0.00
23/09/2007	04:15 a.m.	16.6	78	0.4	SE	758.9	0.00
23/09/2007	04:30 a.m.	16.6	77	0.4	SE	758.8	0.00
23/09/2007	04:45 a.m.	16.6	80	0.0	SE	758.7	0.00
23/09/2007	05:00 a.m.	16.6	79	0.4	SE	759.0	0.00
23/09/2007	05:15 a.m.	16.4	79	0.9	ESE	759.1	0.00
23/09/2007	05:30 a.m.	16.3	80	0.4	SE	759.4	0.00
23/09/2007	05:45 a.m.	16.4	81	0.0	SE	759.7	0.00
23/09/2007	06:00 a.m.	16.6	81	0.0	NE	760.2	0.00
23/09/2007	06:15 a.m.	16.9	79	0.0	N	760.3	0.00
23/09/2007	06:30 a.m.	16.8	80	0.9	SE	760.4	0.00
23/09/2007	06:45 a.m.	16.7	80	0.9	ESE	760.4	0.00
23/09/2007	07:00 a.m.	17.5	76	0.0		760.4	0.00
23/09/2007	07:15 a.m.	18.4	71	0.0	S	760.4	0.00
23/09/2007	07:30 a.m.	19.2	68	0.4	E	760.5	0.00
23/09/2007	07:45 a.m.	19.5	69	0.4	NNE	760.6	0.25
23/09/2007	08:00 a.m.	19.4	68	0.4	SE	760.4	0.00
23/09/2007	08:15 a.m.	19.9	67	0.0	SE	760.6	0.00
23/09/2007	08:30 a.m.	20.2	64	0.0	E	760.6	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
23/09/2007	08:45 a.m.	20.3	64	1.3	N	760.9	0.00
23/09/2007	09:00 a.m.	20.5	63	0.4	N	760.8	0.00
23/09/2007	09:15 a.m.	20.5	63	0.4	NW	760.8	0.00
23/09/2007	09:30 a.m.	21.2	61	0.4	NE	760.9	0.00
23/09/2007	09:45 a.m.	21.1	61	0.4	E	760.8	0.00
23/09/2007	10:00 a.m.	21.3	61	0.4	ESE	760.6	0.00
23/09/2007	10:15 a.m.	21.8	60	0.4	N	760.5	0.00
23/09/2007	10:30 a.m.	23.0	55	0.9	NE	760.4	0.00
23/09/2007	10:45 a.m.	23.4	53	0.9	NE	760.2	0.00
23/09/2007	11:00 a.m.	23.5	54	0.4	ESE	759.9	0.00
23/09/2007	11:15 a.m.	24.0	53	0.9	NW	759.6	0.00
23/09/2007	11:30 a.m.	23.9	53	0.4	N	759.5	0.00
23/09/2007	11:45 a.m.	23.8	52	1.3	ESE	759.3	0.00
23/09/2007	12:00 p.m.	24.1	51	0.9	SE	759.0	0.00
23/09/2007	12:15 p.m.	24.9	48	0.9	ESE	758.6	0.00
23/09/2007	12:30 p.m.	25.9	47	0.9	SE	758.2	0.00
23/09/2007	12:45 p.m.	26.3	45	0.9	S	757.8	0.00
23/09/2007	01:00 p.m.	26.7	44	0.9	SW	757.5	0.00
23/09/2007	01:15 p.m.	27.0	44	0.9	NNE	757.3	0.00
23/09/2007	01:30 p.m.	27.2	44	0.9	ESE	757.1	0.00
23/09/2007	01:45 p.m.	27.8	42	0.9	WNW	756.9	0.00
23/09/2007	02:00 p.m.	27.9	46	1.3	SE	756.5	0.00
23/09/2007	02:15 p.m.	28.1	46	2.2	S	756.2	0.00
23/09/2007	02:30 p.m.	27.4	48	2.2	S	756.0	0.00
23/09/2007	02:45 p.m.	27.9	45	2.2	SSW	755.7	0.00
23/09/2007	03:00 p.m.	26.9	49	3.1	WSW	755.5	0.00
23/09/2007	03:15 p.m.	25.6	53	2.7	WSW	755.5	0.00
23/09/2007	03:30 p.m.	25.4	53	2.7	W	755.9	0.00
23/09/2007	03:45 p.m.	25.0	54	2.2	WSW	756.0	0.00
23/09/2007	04:00 p.m.	24.9	55	0.9	WSW	755.9	0.00
23/09/2007	04:15 p.m.	24.8	56	1.3	WSW	756.0	0.00
23/09/2007	04:30 p.m.	25.0	55	1.3	WSW	756.1	0.00
23/09/2007	04:45 p.m.	25.5	52	0.9	S	756.1	0.00
23/09/2007	05:00 p.m.	24.9	55	2.2	W	756.3	0.00
23/09/2007	05:15 p.m.	24.6	57	2.2	WSW	756.3	0.00
23/09/2007	05:30 p.m.	24.7	57	0.9	WSW	756.4	0.00
23/09/2007	05:45 p.m.	24.3	57	0.9	WSW	756.9	0.00
23/09/2007	06:00 p.m.	22.8	62	3.1	NW	757.4	0.00
23/09/2007	06:15 p.m.	21.2	63	4.9	NW	758.0	0.00
23/09/2007	06:30 p.m.	21.2	61	2.2	N	758.2	0.00
23/09/2007	06:45 p.m.	21.2	63	0.9	ESE	758.3	0.00
23/09/2007	07:00 p.m.	21.2	62	0.9	SE	758.7	0.00
23/09/2007	07:15 p.m.	21.4	64	0.4	SE	758.7	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
23/09/2007	07:30 p.m.	21.3	63	1.8	NW	759.2	0.00
23/09/2007	07:45 p.m.	20.6	67	3.1	NNW	759.6	0.00
23/09/2007	08:00 p.m.	20.2	72	2.2	NNE	759.8	0.00
23/09/2007	08:15 p.m.	19.9	75	0.9	NE	760.2	0.25
23/09/2007	08:30 p.m.	19.6	76	0.9	NE	760.3	0.76
23/09/2007	08:45 p.m.	19.2	79	0.4	E	760.5	0.76
23/09/2007	09:00 p.m.	18.7	82	1.3	ESE	760.5	0.51
23/09/2007	09:15 p.m.	18.5	84	1.3	ESE	760.6	0.25
23/09/2007	09:30 p.m.	18.6	82	0.4	ESE	760.5	0.25
23/09/2007	09:45 p.m.	18.6	83	0.0	E	760.3	0.00
23/09/2007	10:00 p.m.	18.2	80	1.8	ESE	760.4	0.00
23/09/2007	10:15 p.m.	17.9	80	1.8	ESE	760.5	0.00
23/09/2007	10:30 p.m.	17.9	77	1.8	SE	760.4	0.00
23/09/2007	10:45 p.m.	17.9	81	0.4	ESE	760.4	0.00
23/09/2007	11:00 p.m.	17.9	80	0.9	ESE	760.5	0.00
23/09/2007	11:15 p.m.	17.8	77	1.3	ESE	760.5	0.00
23/09/2007	11:30 p.m.	17.4	78	2.2	ESE	760.3	0.00
23/09/2007	11:45 p.m.	17.5	77	0.9	ESE	760.3	0.00
24/09/2007	12:00 a.m.	17.4	77	1.3	SE	760.3	0.00
24/09/2007	12:15 a.m.	17.6	77	0.4	SE	760.3	0.00
24/09/2007	12:30 a.m.	17.5	79	0.9	ESE	760.2	0.00
24/09/2007	12:45 a.m.	17.2	80	1.3	ESE	760.1	0.00
24/09/2007	01:00 a.m.	17.2	80	1.3	ESE	759.9	0.00
24/09/2007	01:15 a.m.	17.4	79	0.4	SE	759.7	0.00
24/09/2007	01:30 a.m.	17.3	80	0.9	ESE	759.5	0.00
24/09/2007	01:45 a.m.	17.3	80	0.4	SE	759.3	0.00
24/09/2007	02:00 a.m.	17.3	79	0.9	ESE	759.2	0.00
24/09/2007	02:15 a.m.	17.2	81	0.9	ESE	759.1	0.00
24/09/2007	02:30 a.m.	17.3	80	1.8	SE	758.9	0.00
24/09/2007	02:45 a.m.	17.5	81	0.0	SE	758.8	0.00
24/09/2007	03:00 a.m.	17.5	83	0.0		758.7	0.00
24/09/2007	03:15 a.m.	17.3	84	0.0		758.5	0.00
24/09/2007	03:30 a.m.	17.2	83	0.0		758.4	0.00
24/09/2007	03:45 a.m.	16.8	83	1.3	ESE	758.3	0.00
24/09/2007	04:00 a.m.	16.8	82	0.4	ESE	758.2	0.00
24/09/2007	04:15 a.m.	16.8	82	1.3	ESE	758.2	0.00
24/09/2007	04:30 a.m.	16.7	83	0.0	SSW	758.3	0.00
24/09/2007	04:45 a.m.	16.7	85	0.0	SW	758.5	0.00
24/09/2007	05:00 a.m.	16.7	84	0.0	SE	758.9	0.00
24/09/2007	05:15 a.m.	16.7	82	0.0	SE	759.0	0.00
24/09/2007	05:30 a.m.	16.7	82	0.9	ESE	759.2	0.00
24/09/2007	05:45 a.m.	16.8	82	0.9	ESE	759.5	0.00
24/09/2007	06:00 a.m.	17.1	82	0.9	ESE	759.8	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
24/09/2007	06:15 a.m.	17.3	81	0.0	ESE	759.9	0.00
24/09/2007	06:30 a.m.	17.5	81	0.0	SE	760.0	0.00
24/09/2007	06:45 a.m.	17.7	82	0.4	S	760.3	0.00
24/09/2007	07:00 a.m.	17.9	81	0.0	SSW	760.3	0.00
24/09/2007	07:15 a.m.	18.0	80	0.4	ESE	760.6	0.00
24/09/2007	07:30 a.m.	18.2	80	0.4	ESE	760.7	0.00
24/09/2007	07:45 a.m.	18.6	79	0.4	SSE	760.7	0.00
24/09/2007	08:00 a.m.	18.8	78	0.0	ESE	760.9	0.00
24/09/2007	08:15 a.m.	18.9	78	0.0	E	761.0	0.00
24/09/2007	08:30 a.m.	19.1	78	0.4	NE	761.2	0.00
24/09/2007	08:45 a.m.	19.3	79	0.9	NNE	761.1	0.00
24/09/2007	09:00 a.m.	19.5	80	0.4	NNW	761.0	0.00
24/09/2007	09:15 a.m.	20.1	76	1.3	WNW	761.0	0.00
24/09/2007	09:30 a.m.	20.7	74	0.4	NNW	760.9	0.00
24/09/2007	09:45 a.m.	21.3	70	0.9	NE	760.9	0.00
24/09/2007	10:00 a.m.	21.2	67	0.4	N	760.8	0.00
24/09/2007	10:15 a.m.	21.7	66	0.9	W	760.6	0.00
24/09/2007	10:30 a.m.	21.9	66	0.9	E	760.4	0.00
24/09/2007	10:45 a.m.	22.2	65	0.9	ESE	760.4	0.00
24/09/2007	11:00 a.m.	22.6	62	1.3	ESE	760.2	0.00
24/09/2007	11:15 a.m.	23.1	60	1.8	ESE	760.0	0.00
24/09/2007	11:30 a.m.	23.8	57	1.3	SE	759.6	0.00
24/09/2007	11:45 a.m.	23.7	57	1.8	ESE	759.3	0.00
24/09/2007	12:00 p.m.	24.3	55	0.9	NE	759.1	0.00
24/09/2007	12:15 p.m.	24.6	55	0.9	ESE	758.8	0.00
24/09/2007	12:30 p.m.	25.1	54	0.9	SW	758.5	0.00
24/09/2007	12:45 p.m.	25.8	53	0.9	NNE	758.2	0.00
24/09/2007	01:00 p.m.	26.2	50	1.8	NNE	757.8	0.00
24/09/2007	01:15 p.m.	26.3	48	1.8	NNE	757.5	0.00
24/09/2007	01:30 p.m.	26.7	47	0.9	NW	757.3	0.00
24/09/2007	01:45 p.m.	26.7	48	0.9	WNW	756.9	0.00
24/09/2007	02:00 p.m.	27.2	47	1.3	NNE	756.6	0.00
24/09/2007	02:15 p.m.	27.2	45	1.8	N	756.5	0.00
24/09/2007	02:30 p.m.	26.2	53	2.2	W	756.2	0.00
24/09/2007	02:45 p.m.	26.5	50	1.8	SW	756.0	0.00
24/09/2007	03:00 p.m.	26.4	51	1.3	S	755.9	0.00
24/09/2007	03:15 p.m.	26.1	51	1.8	WSW	755.8	0.00
24/09/2007	03:30 p.m.	26.4	51	0.9	S	755.8	0.00
24/09/2007	03:45 p.m.	25.7	55	2.2	WSW	755.9	0.00
24/09/2007	04:00 p.m.	24.5	59	2.7	WSW	756.0	0.00
24/09/2007	04:15 p.m.	24.2	58	2.2	WSW	756.0	0.00
24/09/2007	04:30 p.m.	24.2	60	2.2	WSW	756.2	0.00
24/09/2007	04:45 p.m.	23.4	64	2.7	W	756.2	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
24/09/2007	05:00 p.m.	22.8	66	2.2	W	756.5	0.00
24/09/2007	05:15 p.m.	23.0	65	2.2	WSW	756.6	0.00
24/09/2007	05:30 p.m.	23.1	64	1.3	WSW	756.9	0.00
24/09/2007	05:45 p.m.	22.6	65	2.2	WSW	757.1	0.00
24/09/2007	06:00 p.m.	22.5	66	0.9	WSW	757.3	0.00
24/09/2007	06:15 p.m.	22.3	67	0.4	WSW	757.4	0.00
24/09/2007	06:30 p.m.	22.2	67	1.3	W	757.6	0.00
24/09/2007	06:45 p.m.	21.9	68	1.8	WSW	757.8	0.00
24/09/2007	07:00 p.m.	21.6	69	1.8	WSW	758.0	0.00
24/09/2007	07:15 p.m.	21.5	70	1.3	WSW	757.9	0.00
24/09/2007	07:30 p.m.	21.4	71	1.8	W	758.1	0.00
24/09/2007	07:45 p.m.	20.8	72	1.8	SSE	758.4	0.00
24/09/2007	08:00 p.m.	20.5	76	0.9	SW	758.6	0.00
24/09/2007	08:15 p.m.	20.4	75	1.8	SSW	758.8	0.00
24/09/2007	08:30 p.m.	20.2	73	1.8	SW	759.0	0.00
24/09/2007	08:45 p.m.	20.2	72	1.3	SSW	759.1	0.00
24/09/2007	09:00 p.m.	20.2	73	0.4	S	759.1	0.00
24/09/2007	09:15 p.m.	20.3	73	0.4	SSE	759.4	0.00
24/09/2007	09:30 p.m.	20.3	73	0.4	NNE	759.7	0.00
24/09/2007	09:45 p.m.	19.7	74	3.1	N	760.2	0.00
24/09/2007	10:00 p.m.	18.4	82	0.9	NNE	760.5	5.84
24/09/2007	10:15 p.m.	17.5	88	0.9	SE	760.7	5.33
24/09/2007	10:30 p.m.	17.3	89	0.9	SSE	760.7	4.32
24/09/2007	10:45 p.m.	17.4	89	0.0	S	760.7	1.27
24/09/2007	11:00 p.m.	17.2	87	0.9	WSW	760.8	1.02
24/09/2007	11:15 p.m.	17.1	87	0.4	WSW	760.7	0.25
24/09/2007	11:30 p.m.	17.1	88	0.0	WSW	760.8	0.76
24/09/2007	11:45 p.m.	17.2	89	0.0	SE	760.7	1.02
25/09/2007	12:00 a.m.	17.3	88	0.0	WSW	760.7	1.27
25/09/2007	12:15 a.m.	17.1	88	0.4	WSW	760.7	1.52
25/09/2007	12:30 a.m.	17.2	88	0.0	NNE	760.6	1.52
25/09/2007	12:45 a.m.	17.1	89	0.0	ESE	760.6	1.52
25/09/2007	01:00 a.m.	17.0	88	1.3	SE	760.7	1.52
25/09/2007	01:15 a.m.	17.1	89	0.0	SSE	760.6	1.52
25/09/2007	01:30 a.m.	17.1	88	0.0	ESE	760.6	1.02
25/09/2007	01:45 a.m.	16.9	88	0.9	SE	760.5	1.02
25/09/2007	02:00 a.m.	16.9	89	0.0	SSE	760.3	1.02
25/09/2007	02:15 a.m.	16.9	89	0.4	SSE	760.0	0.76
25/09/2007	02:30 a.m.	16.9	87	0.9	S	759.8	0.76
25/09/2007	02:45 a.m.	17.0	88	0.4	NE	759.6	0.51
25/09/2007	03:00 a.m.	17.0	87	0.4	NE	759.3	0.25
25/09/2007	03:15 a.m.	17.0	87	0.0	ENE	759.1	0.00
25/09/2007	03:30 a.m.	16.7	86	0.9	ESE	759.0	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
25/09/2007	03:45 a.m.	16.5	84	1.3	SE	759.1	0.00
25/09/2007	04:00 a.m.	16.4	84	0.9	SE	759.2	0.00
25/09/2007	04:15 a.m.	16.3	84	1.3	SE	759.4	0.25
25/09/2007	04:30 a.m.	16.3	85	0.4	SE	759.6	0.00
25/09/2007	04:45 a.m.	16.4	84	0.4	SE	759.7	0.00
25/09/2007	05:00 a.m.	16.2	84	0.9	SE	759.6	0.00
25/09/2007	05:15 a.m.	16.2	83	0.9	SE	759.7	0.00
25/09/2007	05:30 a.m.	16.2	85	0.4	SE	759.9	0.00
25/09/2007	05:45 a.m.	16.3	86	0.0	SE	760.0	0.00
25/09/2007	06:00 a.m.	16.2	83	0.4	ESE	760.2	0.00
25/09/2007	06:15 a.m.	16.2	86	0.9	ESE	760.5	0.00
25/09/2007	06:30 a.m.	16.3	84	0.4	SSE	760.6	0.00
25/09/2007	06:45 a.m.	16.4	82	0.4	SSE	760.7	0.00
25/09/2007	07:00 a.m.	16.4	83	0.9	SE	761.0	0.00
25/09/2007	07:15 a.m.	16.6	84	0.9	ESE	761.1	0.00
25/09/2007	07:30 a.m.	16.8	82	0.0	SE	761.1	0.00
25/09/2007	07:45 a.m.	17.1	80	0.0	SE	761.2	0.00
25/09/2007	08:00 a.m.	17.5	81	0.0	SSE	761.4	0.00
25/09/2007	08:15 a.m.	17.8	79	0.0	ESE	761.6	0.00
25/09/2007	08:30 a.m.	18.1	80	0.0	ESE	761.6	0.00
25/09/2007	08:45 a.m.	18.6	77	0.0	E	761.7	0.00
25/09/2007	09:00 a.m.	19.2	77	0.0	N	761.7	0.00
25/09/2007	09:15 a.m.	20.1	72	0.4	ESE	761.5	0.00
25/09/2007	09:30 a.m.	20.7	65	0.9	W	761.4	0.00
25/09/2007	09:45 a.m.	21.8	59	0.9	NNE	761.3	0.00
25/09/2007	10:00 a.m.	22.4	58	1.3	NE	761.2	0.00
25/09/2007	10:15 a.m.	22.4	58	0.9	W	761.0	0.00
25/09/2007	10:30 a.m.	22.8	59	1.3	SSE	760.7	0.00
25/09/2007	10:45 a.m.	23.6	54	0.9	ESE	760.4	0.00
25/09/2007	11:00 a.m.	24.2	51	1.3	N	760.1	0.00
25/09/2007	11:15 a.m.	24.8	50	0.9	SE	760.0	0.00
25/09/2007	11:30 a.m.	24.9	51	1.3	NE	759.8	0.00
25/09/2007	11:45 a.m.	25.7	47	0.9	NE	759.5	0.00
25/09/2007	12:00 p.m.	25.7	49	1.3	SE	759.3	0.00
25/09/2007	12:15 p.m.	26.4	47	1.3	N	759.1	0.00
25/09/2007	12:30 p.m.	24.9	55	2.7	S	759.0	0.00
25/09/2007	12:45 p.m.	24.0	65	2.7	S	758.9	0.25
25/09/2007	01:00 p.m.	22.1	75	2.2	E	758.8	1.02
25/09/2007	01:15 p.m.	21.1	77	1.3	E	758.6	0.25
25/09/2007	01:30 p.m.	21.5	74	0.4	ESE	758.6	0.25
25/09/2007	01:45 p.m.	21.2	72	0.9	S	758.4	0.25
25/09/2007	02:00 p.m.	20.9	70	0.4	SSW	758.4	0.00
25/09/2007	02:15 p.m.	21.2	71	0.4	SSW	758.3	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
25/09/2007	02:30 p.m.	21.2	75	0.9	WSW	758.3	0.00
25/09/2007	02:45 p.m.	21.3	71	0.9	SE	758.2	0.00
25/09/2007	03:00 p.m.	21.3	78	0.9	ESE	758.1	0.00
25/09/2007	03:15 p.m.	21.1	78	0.9	SSE	758.4	0.51
25/09/2007	03:30 p.m.	20.6	77	0.4	W	758.4	0.25
25/09/2007	03:45 p.m.	20.3	81	0.4	S	758.4	0.00
25/09/2007	04:00 p.m.	19.8	77	1.3	WSW	758.4	0.00
25/09/2007	04:15 p.m.	19.6	77	1.3	WSW	758.5	0.00
25/09/2007	04:30 p.m.	19.4	81	0.9	WSW	758.6	0.25
25/09/2007	04:45 p.m.	19.4	79	0.4	SSE	758.7	0.00
25/09/2007	05:00 p.m.	19.7	77	0.4	SSE	758.9	0.00
25/09/2007	05:15 p.m.	19.8	80	1.3	SE	759.1	0.00
25/09/2007	05:30 p.m.	19.5	82	1.3	ESE	759.3	0.00
25/09/2007	05:45 p.m.	19.4	81	1.3	ESE	759.4	0.00
25/09/2007	06:00 p.m.	19.5	80	0.4	SE	759.6	0.00
25/09/2007	06:15 p.m.	19.6	79	0.4	WSW	759.8	0.00
25/09/2007	06:30 p.m.	19.5	81	0.4	WSW	759.9	0.00
25/09/2007	06:45 p.m.	19.4	80	0.4	SSW	760.0	0.00
25/09/2007	07:00 p.m.	19.1	80	0.4	ESE	760.3	0.00
25/09/2007	07:15 p.m.	18.9	79	1.3	ESE	760.5	0.00
25/09/2007	07:30 p.m.	18.8	79	1.8	ESE	760.6	0.00
25/09/2007	07:45 p.m.	18.7	78	0.4	ESE	760.8	0.00
25/09/2007	08:00 p.m.	18.8	79	0.4	SE	761.0	0.00
25/09/2007	08:15 p.m.	18.5	79	0.9	ESE	761.2	0.00
25/09/2007	08:30 p.m.	18.4	79	0.9	SE	761.5	0.00
25/09/2007	08:45 p.m.	18.4	78	1.3	SE	761.6	0.00
25/09/2007	09:00 p.m.	18.5	78	0.4	SSE	761.7	0.00
25/09/2007	09:15 p.m.	18.6	79	0.4	SSE	761.8	0.00
25/09/2007	09:30 p.m.	18.5	82	0.0	SSW	761.8	0.00
25/09/2007	09:45 p.m.	18.0	80	1.3	ESE	762.0	0.00
25/09/2007	10:00 p.m.	18.0	81	0.0	ESE	762.0	0.00
25/09/2007	10:15 p.m.	18.1	82	0.0	S	762.1	0.00
25/09/2007	10:30 p.m.	17.8	82	0.4	SE	762.1	0.00
25/09/2007	10:45 p.m.	17.8	81	0.0	SE	762.0	0.00
25/09/2007	11:00 p.m.	17.7	84	0.4	WSW	762.0	0.00
25/09/2007	11:15 p.m.	17.6	83	0.0	S	761.8	0.00
25/09/2007	11:30 p.m.	17.6	85	0.0	SSW	761.9	0.00
25/09/2007	11:45 p.m.	17.6	85	0.0	SSW	761.8	0.00
26/09/2007	12:00 a.m.	17.4	83	0.4	ESE	761.7	0.00
26/09/2007	12:15 a.m.	17.6	83	0.9	E	761.7	0.00
26/09/2007	12:30 a.m.	17.7	82	1.3	SE	761.4	0.00
26/09/2007	12:45 a.m.	17.8	83	0.0	ESE	761.3	0.25
26/09/2007	01:00 a.m.	17.6	85	0.4	SSW	761.2	0.25

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
26/09/2007	01:15 a.m.	17.3	86	0.0	S	761.2	0.51
26/09/2007	01:30 a.m.	17.3	87	0.0	SSE	761.0	0.51
26/09/2007	01:45 a.m.	17.3	87	0.0	SSE	760.9	0.25
26/09/2007	02:00 a.m.	17.3	87	0.4	ESE	760.8	0.51
26/09/2007	02:15 a.m.	17.3	88	0.0	ESE	760.8	0.51
26/09/2007	02:30 a.m.	17.3	87	0.0		760.7	0.51
26/09/2007	02:45 a.m.	17.3	88	0.0		760.7	0.51
26/09/2007	03:00 a.m.	17.3	89	0.0		760.7	0.51
26/09/2007	03:15 a.m.	17.2	87	0.0		760.5	0.00
26/09/2007	03:30 a.m.	17.3	88	0.0		760.4	0.25
26/09/2007	03:45 a.m.	17.3	87	0.0		760.4	0.25
26/09/2007	04:00 a.m.	17.2	88	0.0		760.4	0.00
26/09/2007	04:15 a.m.	17.3	88	0.0		760.5	0.00
26/09/2007	04:30 a.m.	17.3	89	0.0	ESE	760.5	0.00
26/09/2007	04:45 a.m.	17.3	89	0.0	ESE	760.6	0.00
26/09/2007	05:00 a.m.	17.3	89	0.0		760.7	0.00
26/09/2007	05:15 a.m.	17.3	89	0.0		761.0	0.00
26/09/2007	05:30 a.m.	17.3	89	0.0	ESE	761.0	0.00
26/09/2007	05:45 a.m.	17.3	88	0.0	SE	761.0	0.00
26/09/2007	06:00 a.m.	17.2	88	0.4	SSE	761.3	0.00
26/09/2007	06:15 a.m.	17.2	88	0.4	ESE	761.5	0.00
26/09/2007	06:30 a.m.	17.2	87	0.4	ESE	761.7	0.00
26/09/2007	06:45 a.m.	17.2	87	0.4	SE	761.9	0.00
26/09/2007	07:00 a.m.	17.3	87	0.4	ESE	762.3	0.00
26/09/2007	07:15 a.m.	17.4	87	0.4	ESE	762.4	0.00
26/09/2007	07:30 a.m.	17.8	86	0.4	ESE	762.4	0.00
26/09/2007	07:45 a.m.	18.2	85	0.4	SE	762.3	0.00
26/09/2007	08:00 a.m.	18.4	84	0.0	SSE	762.3	0.00
26/09/2007	08:15 a.m.	18.8	84	0.0	ESE	762.2	0.00
26/09/2007	08:30 a.m.	19.2	82	0.9	ESE	762.2	0.00
26/09/2007	08:45 a.m.	19.7	78	0.4	SE	762.1	0.00
26/09/2007	09:00 a.m.	20.5	71	0.4	S	762.1	0.00
26/09/2007	09:15 a.m.	21.1	72	0.4	WNW	762.0	0.00
26/09/2007	09:30 a.m.	21.2	67	0.4	SW	762.0	0.00
26/09/2007	09:45 a.m.	21.7	66	0.9	SE	762.0	0.00
26/09/2007	10:00 a.m.	21.8	61	0.9	ESE	761.9	0.00
26/09/2007	10:15 a.m.	22.2	62	0.4	ESE	761.7	0.00
26/09/2007	10:30 a.m.	23.0	57	0.4	ESE	761.6	0.00
26/09/2007	10:45 a.m.	23.1	57	0.9	ESE	761.4	0.00
26/09/2007	11:00 a.m.	23.3	57	0.9	ESE	761.3	0.00
26/09/2007	11:15 a.m.	23.9	56	1.3	WSW	761.0	0.00
26/09/2007	11:30 a.m.	24.6	53	1.8	SE	760.9	0.00
26/09/2007	11:45 a.m.	24.9	51	0.9	SSE	760.6	0.00

Date	Time	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Wind Speed (m/s)	Wind Dir (deg)	Bar (mmHg)	Rain (mm)
26/09/2007	12:00 p.m.	25.5	50	0.4	E	760.3	0.00
26/09/2007	12:15 p.m.	26.3	49	0.4	NNE	760.0	0.00
26/09/2007	12:30 p.m.	26.5	49	0.9	N	759.7	0.00
26/09/2007	12:45 p.m.	26.7	47	1.3	NNW	759.5	0.00
26/09/2007	01:00 p.m.	26.4	52	1.8	NNE	759.1	0.00
26/09/2007	01:15 p.m.	26.7	51	2.2	SSW	758.8	0.00
26/09/2007	01:30 p.m.	27.0	51	1.3	SSW	758.5	0.00
26/09/2007	01:45 p.m.	26.8	50	1.3	S	758.4	0.00
26/09/2007	02:00 p.m.	26.2	45	2.2	SE	758.1	0.00