

## RUIDO POR TRÁFICO URBANO: CONCEPTOS, MEDIDAS DESCRIPTIVAS Y VALORACIÓN ECONÓMICA

Avelino Martínez Sandoval<sup>1</sup>

Junio de 2005

**Resumen:** El presente trabajo, hace un recorrido por la literatura económica del medio ambiente sobre el ruido por tráfico urbano. Estudia los diferentes conceptos que se asocian al tema del ruido, describe los principales enfoques, así como diferentes medidas utilizadas para medir el ruido por tráfico urbano. Brevemente realiza una descripción sobre los métodos de valoración económica aplicados al tema. Presenta el método de precios hedónicos y el de valoración contingente (*modelo tipo referéndum*). Por último revisa brevemente estudios que se han aplicado en diferentes países sobre la valoración económica del ruido por tráfico urbano.

**Palabras Claves:** Economía ambiental, valoración ambiental del ruido.

**Abstract:** This work reviews the main publications of the economic literature about traffic noise. It presents the main definitions of the concept, important approaches as well as different methods used to measure the problem. The methods of hedonic prices and contingent valuation are presented and discussed. The main studies done on the subject are reviewed at the end of the article.

**Key Words:** Environmental economy, economic valuation of the noise

**Clasificación JEL:** Q50, Economía Ambiental; Q53, Contaminación del aire, agua y ruido.

---

<sup>1</sup> Economista, Universidad del Valle. Candidato a Doctor en Economía, Universidad de Alcalá (Madrid-España). Profesor de Economía, Universidad Autónoma de Occidente. Agradezco la evaluación de los pares académicos. Los errores son responsabilidad del autor, e-mail: avelino\_sandoval@yahoo.com, Tel: 3188000, ext. 11873

## Introducción

Uno de los principales problemas de las ciudades modernas es el crecimiento del tráfico urbano. Su incremento eleva las externalidades ambientales<sup>2</sup> como el ruido, la polución, los desechos tóxicos, entre otras. Las externalidades aumentan en la medida que crecen las ciudades. El ruido por tráfico urbano, por su parte, está relacionado con el aumento del número de automóviles, camiones, motocicletas, tractomulas, y demás vehículos que ruedan por las ciudades, causando impactos económicos importantes, que tienen dos receptores: los habitantes de la ciudad que reciben el impacto de los niveles de ruido, generándoles problemas de salud, y la infraestructura física de la ciudad, en especial el valor de mercado de las propiedades residenciales.

La literatura especializada considera que el ruido es el contaminante más barato de producir y necesita muy poca energía para ser emitido, pero es complejo de medir y cuantificar. Dado que el ruido no deja residuos, no tiene un efecto acumulativo en el medio, pero sí en los seres humanos. No se traslada a través de los sistemas naturales, como el aire contaminado movido por el viento, por ejemplo. Se percibe sólo por un sentido: el oído, lo cual hace subestimar su efecto. Esto no sucede con el agua, por ejemplo, donde la contaminación se puede percibir por su aspecto, olor y sabor.

La Organización Mundial de la Salud -OMS- ha estimado que en el mundo existen aproximadamente 120 millones de personas con dificultades auditivas invalidantes y que aproximadamente 500 millones de personas sufren por los altos niveles de ruido en todo el mundo. De igual forma, la *Organisation for Economic Co-operation and Development OECD-*, considera que 130 millones de personas se encuentran expuestas a un ambiente sonoro superior a 65 dB (decibeles). Las estimaciones de estas organizaciones muestran que 300 millones de personas en todo el mundo sienten incomodidad acústica, es decir, están expuestas a niveles sonoros entre 55 y 65 dB (decibeles). Estas mismas organizaciones han estimado que la incomodidad sonora proviene en un 80% de los vehículos de motor y que el ruido por tráfico urbano es una de las mayores molestias en todo el mundo.<sup>3</sup>

---

2 Las externalidades ambientales están asociadas al impacto de cualquier actividad sobre el medio ambiente y el bienestar de la población, que no se reflejan en los precios de mercado. Son externalidades ambientales la contribución al cambio climático, la degradación de la capa de ozono, la liberación de tóxicos o pesticidas, la contribución a la reducción de la biodiversidad, el calentamiento y/o la contaminación del agua, la acumulación de residuos, la contaminación acústica, entre otras. Para la medición de las externalidades ver el trabajo de Moreno Jiménez, Antonio (1995), 'La medición de las externalidades ambientales: un enfoque espacio-temporal', Revista Anales de Geografía de la Universidad Complutense, Número 15, pag. 485-496.

3 El profesor Adrian Davis del British MRC Institute of Hearing Research estima que el número total de personas que sufren pérdida de audición de más de 25 dB (decibeles) en el mundo ascenderá a algo más de 560 millones en el año 2005. En los EE.UU. y Canadá la cifra será de más de 30 millones. En Europa habrá más de 80 millones de personas con deficiencias de audición en el 2005. (<http://www.baaudiology.org/>)

Por otro lado, el tráfico urbano genera una variedad de externalidades como lo expone Bertrand (1997), quien las clasifica en dos tipos:

**a) Las relacionadas con la propiedad del vehículo y la infraestructura:** dentro de este grupo de externalidades se encuentran las de apariencia visual, el oscurecimiento a la propiedad, los atascos, los desechos sólidos que se derivan de la construcción de carreteras, los vehículos retirados de servicios (patios), la contaminación de la superficie (basuras) y del agua subterránea, el impacto sobre los recursos de la tierra y la intrusión en el hábitat de la fauna.

**b) Las relacionados con el uso real de las vías,** dividida en dos clasificaciones adicionales, las locales: se encuentran los efecto barrera (ventanas antirruido), polvo de la polución, polución de metales pesados, infrasonidos, ruido y vibraciones, partículas, accidentes por tráfico urbano,<sup>4</sup> olores, y basuras en las carreteras. Las globales: se encuentran la polución de dióxido de carbono, polución de metano, polución de óxidos de nitrógeno. Se puede concluir que el tráfico urbano genera una amplia gama de externalidades<sup>5</sup>.

El presente trabajo tiene como objeto realizar un análisis descriptivo del ruido por tráfico urbano, así como de los conceptos básicos asociados al estudio del ruido; pretende describir las medidas utilizadas para medir el ruido por tráfico urbano más aplicadas en la literatura; describe el método de precios hedónicos y el método de valoración contingente, como las principales técnicas aplicadas a la valoración económica del ruido por tráfico urbano. El trabajo no pretender realizar ninguna estimación econométrica o aplicación alguna, sino realizar un breve recorrido por la literatura especializada, para acopiar un conjunto de conceptos que describan el ruido por tráfico urbano, sus medidas y la manera como se han venido utilizando los métodos de precios hedónicos y valoración contingente para valorar esta externalidad ambiental. Así mismo, presenta un resumen de los distintos estudios realizados en algunas ciudades del mundo que han aplicado las técnicas planteadas anteriormente para medir el impacto del ruido por tráfico urbano.

El artículo consta de los siguientes capítulos. En el capítulo 2 se analizan los conceptos asociados al tema del ruido, relaciona una buena cantidad de aspectos técnicos que se deben tener en cuenta a la hora de medir el fenómeno en

---

4 Un estudio para Colombia sobre accidentes de tránsito puede ser revisado en Rodríguez D.Y.; Fernández F.J.; Velásquez H. A. (2004), "Road traffic injuries in Colombia", **Injury Control and Safety Promotion**, Números 1-2/Abril, vol. 10, no. 1-2, pp. 29-35(7).

5 El Instituto de Transporte de Texas (TTI), ha calculado que cada estadounidense pasa 62 horas al año detenido en un atasco y el costo económico de la congestión urbana asciende a 68.000 millones de dólares, equivalente a 3.600 millones de horas de trabajo perdidas y 5.700 millones de barriles de petróleo desperdiciados. Así mismo en el año 2003, los más de 200 millones de vehículos que circulan por las carreteras de EE.UU, expulsaron a la atmósfera 300 millones de toneladas de dióxido de carbono. Las emisiones de  $\text{Co}^2$  de los automóviles estadounidenses fueron superiores al total de las registradas en el resto del planeta. (ver <http://tti.tamu.edu/>)

distintos ambientes físicos-ambientales. El capítulo 3 describe los principales indicadores de ruido por tráfico urbano más utilizados como el TNI - Traffic Noise Index -, NPL - Noise Pollution Level -, SEL - Sound Exposure Level -, NEM - Nivel Equivalente Máximo - entre otros. El capítulo 4 analiza la importancia de los mapas de ruido como instrumentos importantes de planificación urbana. El capítulo 5 analiza brevemente los efectos clínicos y no clínicos que produce el ruido. El capítulo 6 describe el método de precios hedónicos y el de valoración contingente utilizados para la valoración económica del ruido y resume algunos estudios realizados en distintas ciudades que han aplicado estas técnicas. Por último se exponen las conclusiones.

## 1. El ruido

### 1.1 Definiciones

Existen definiciones del ruido que se encuentran en la literatura especializada, unas más técnicas, otras de tipo jurídico y otras de carácter social. Una definición técnica define el ruido como:

*«Un fenómeno sonoro formado por vibraciones irregulares en frecuencia (período, ciclo o hertz) y amplitud por segundo, con distintos timbres, dependiendo del material que los origina» ver Enríquez (2002).*

Por su parte, la física define el ruido como:

*«Una sensación producida en el oído por determinadas oscilaciones de la presión exterior. La sucesión de compresiones y enrarecimientos que provoca la onda acústica al desplazarse por el medio hace que la presión existente fluctúe en torno a su valor de equilibrio; estas variaciones de presión actúan sobre la membrana del oído y provocan en el tímpano vibraciones forzadas de idéntica frecuencia, originando la sensación de sonido» ver Fernández (2000).*

Fernández, señala que en el sonido se conciben dos conceptos esencialmente distintos, aunque íntimamente relacionados; por un lado, la onda sonora o ente físico capaz de producir la sensación de sonido y, por otro, la sonoridad o sensación subjetiva producida por ciertas variaciones de presión en el oído.

Una definición asociada al ámbito jurídico es la que expone Ortega (2002) quien muestra que el ruido no sería considerado como tal, si no produjese un rechazo y efecto no deseado para el que lo sufre, como es el efecto sobre el sueño (effect on the dream).

Desde lo social, Lamarque (1975) define el ruido como un *“sonido o conjunto de sonidos desagradables o molestos”*, y Sanz (1987) considera que el ruido se trata de *“un sonido molesto e intempestivo que puede producir efectos fisiológicos y psicológicos no deseados en una persona o un grupo”*; Mientras que López y Herranz (1991) estudian el ruido por tráfico urbano y su interferencia en el sueño, definiendo el ruido como *“toda energía acústica susceptible de alterar el bienestar fisiológico o psicológico”*.

Lo esencial de cualquier definición del ruido (técnica, jurídica o social) es que se trata de uno o diversos sonidos molestos que pueden producir efectos fisiológicos, psicológicos y sociales no deseados en las personas o grupos de personas. Es importante tener en cuenta estas definiciones a la hora de precisar sus alcances.

El ruido como fenómeno físico puede definirse desde un enfoque objetivo, es decir, que está ahí y tiene fuerzas que lo producen. Los elementos que lo integran son tres: la causa u objeto productor del sonido, la transmisión de la vibración y el efecto o reacción fisiológica y psicológica que se produce en la audición.

Pero, al mismo tiempo el ruido es un fenómeno subjetivo que genera sensaciones de rechazo en un oyente o grupo de oyentes.

En cuanto fenómeno físico, cualquier ruido es primariamente un sonido<sup>6</sup>, definido:

*«Como una variación de la presión del aire que puede ser detectada por el oído humano, logrando ser descrito mediante ciertos parámetros físicos, principalmente la intensidad y la frecuencia»* López (1997).

Por su parte Sanz (1987) señala que:

*«El sonido tiene su origen en las vibraciones mecánicas de la materia, tanto en estado sólido como líquido o gaseoso, que se propagan en forma de ondas longitudinales de presión sonoras en todas las direcciones»*.

Se trata, de movimientos ondulatorios producidos por una aportación de energía mecánica que produce vibración en un medio físico, y que se transmite en todas las direcciones a través del aire y de otros medios elásticos. El proceso de generación de tales ondas sonoras tiene su origen, por lo general, en un objeto en

---

6 El sonido es simplemente la sensación auditiva que produce una onda acústica.

vibración que arrastra las partículas de aire en contacto con el mismo, produciendo de forma alternativa depresiones y sobrepresiones que se van extendiendo a las capas de aire contiguas, dando como resultado una onda de presión que se propaga de manera ondulatoria desde el objeto en vibración.

Las ondas sonoras se caracterizan por la amplitud de los cambios de presión, por su frecuencia, por la velocidad de propagación y variación en el tiempo. En todo caso, el sonido es una forma de energía mecánica y puede ser medido en unidades físicas relacionadas con la energía. De todo lo anterior podemos entender que el ruido es una mezcla compleja de sonidos con frecuencias diferentes. Pero no todo sonido es ruido.<sup>7</sup> De esta manera, el sonido pasa a ser ruido cuando se introduce la variable «molesto», pero incluso «lo molesto», aunque existe consenso sobre este tema depende también de circunstancias subjetivas.

## 2. Clasificaciones del ruido

La normatividad Europea<sup>8</sup> realiza clasificaciones de la contaminación sonora. Estas son importantes para determinar la protección contra la contaminación acústica. De esta forma, el ruido se puede clasificar en continuo y transitorio.

**Continuo**, es cuando se manifiesta ininterrumpidamente durante más de diez minutos y dentro de este tipo de ruidos hay cuatro clasificaciones:

**a) ruido continuo-uniforme:** si las variaciones de la presión acústica, utilizando la posición de respuesta lenta del equipo de medición, varían  $\pm 3$  dBA,

**b) ruido continuo-variable:** si la variación oscila entre  $\pm 3$  y  $\pm 6$  dBA,

**c) ruido continuo-fluctuante:** si la variación entre límites difiere  $\pm 6$  dBA.

**Transitorio**, se define como aquel ruido que se manifiesta ininterrumpidamente durante un período de tiempo igual o menor a cinco minutos. Se clasifica en tres partes:

**a) ruido transitorio-periódico:** cuando el ruido se repite con mayor o menor exactitud, con una periodicidad de frecuencia que es posible determinar,

---

7 Algunos fenómenos como escuchar el agua, los pájaros son sonidos agradables al oído y muchas veces queremos que se repita, esta perspectiva 'positiva del ruido' ha sido estudiada por López y Carles (1997).

8 Ver directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 25 de junio de 2002 **Diario Oficial** n° L 189 de 18/07/2002 p. 0012 0026 Evaluación y gestión del ruido ambiental.

**b) ruido transitorio-aleatorio:** cuando se produce de forma totalmente imprevisible, por lo que para su correcta valoración es necesario un análisis estadístico de la variación temporal del nivel sonoro durante un tiempo suficientemente significativo,

**c) ruido de fondo:** constituye un matiz del ruido ambiental y se caracteriza por la ausencia de un foco o varios focos perturbadores en el exterior, y que equivale a un nivel de presión acústica que supera el 90% de un tiempo de observación suficientemente significativo, en ausencia del ruido objeto de la inspección.

Dentro de estas clasificaciones de ruido se encuentran un conjunto de conceptos que se deben tener en cuenta a la hora de estudiar el ruido por tráfico urbano, estas son:

**a) paisaje sonoro:** es aquella situación que se da cuando confluyen tanto los sonidos naturales, propios del medio ambiente natural, y los sonidos ligados a las actividades del hombre,

**b) ambiente sonoro urbano:** es el típico de la ciudad, en el que confluyen y se entremezclan los diferentes sonidos que la caracterizan,

**c) área acústica:** cuando se refiere a un espacio territorial, delimitado por la administración pública, que presenta la misma calidad acústica,

**d) calidad acústica:** son los niveles o magnitudes acústicas que alcanzan los diferentes espacios, en función de la emisión o incisión de sonidos. Para hablar de calidad acústica es mejor hablar con más precisión de calidad sonora, entendida como la adecuación o apropiación de un sonido a un contexto, tarea o situación específica, dando por hecho que la calidad sonora no es una propiedad inherente al sonido, sino un resultado de los juicios emitidos por los sujetos que la valoran.

La normatividad Europea ha clasificado el tipo de zona según la calidad sonora, estas son:

**i) zonas de alta sensibilidad acústica:** aquellas zonas que admiten una protección alta contra el ruido, como son las zonas sanitarias (hospitales), las bibliotecas, las culturales (opera) o los espacios protegidos,

**ii) zonas de moderada sensibilidad acústica:** se refieren a aquellos sectores que admiten una percepción del nivel sonoro medio, como las viviendas, hoteles o zonas de especial protección como los centros históricos,

**iii) zonas de baja sensibilidad acústica:** comprende todos los sectores del territorio que admiten una percepción del nivel sonoro elevado, como restaurantes, bares y locales o centros comerciales,

**iv) zona de servidumbre:** son aquellos sectores afectados por servidumbres sonoras a favor de sistemas de infraestructuras diarias, ferroviarias u otros equipos públicos que las reclamen<sup>9</sup>.

En la mayoría de casos hay sujetos más y menos afectados por el ruido bajo condiciones distintas; dada esta situación se puede hablar de:

**i) zona relativamente tranquila:** cuando una aglomeración no está expuesta a un valor Nivel Equivalente Día-Tarde-Noche (  $L_{den}$  ) superior al determinado por las autoridades. Cuando no se sobrepasan los niveles determinados por la autoridad competente por el ruido del tráfico, la industria o por actividades recreativas,

**ii) zona de ruido:** aquel sitio que se encuentra ubicado y caracterizado por fuentes de ruido en las que se aplican normas legales de lucha contra el ruido.

Dentro de las mismas zonas, es importante distinguir el ambiente exterior e interior, puesto que a la hora de emitir una valoración sobre los niveles de ruido, no es lo mismo si el ruido se produce en un parque, en un hospital, en una escuela para niños, en un lugar de ocio, en una zona residencial o en un lugar de trabajo. El ambiente interior tiene dos clasificaciones: las áreas de trabajo y las áreas de vivienda.

La calidad acústica nos remite a un emisor acústico que hace referencia a las actividades, infraestructuras, equipos y maquinaria que genera la contaminación acústica, y una inmisión se refiere a los niveles de ruido que padece el sujeto o sujetos. Tanto la emisión como la inmisión son objeto de evaluación, sus resultados se suelen expresar en índices. Los tres más importantes son:

**i) índice acústico:** es una valoración global, es decir, resume en un solo número, el nivel acústico de una zona, de un área, de una ciudad o de un país,

**ii) índice de emisión:** se aplica al valor de la fuente que produce el ruido, antes de llegar a los destinatarios,

**iii) índice de inmisión:** mide la exposición de los sujetos a los niveles de ruido que se producen en su entorno, durante un período de tiempo determinado.

---

<sup>9</sup> Una clasificación bastante completa de estas zonas, se recoge en la normativa que aplica la Comunidad de Madrid (Decreto 78/1999, de 27 de mayo).



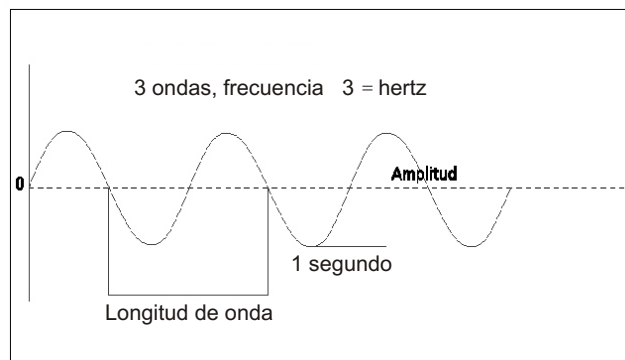
El sonido es una onda que viaja a través de un medio que puede ser el aire, pero existen muchos tipos de ondas que producen sonidos agudos y graves como se observa en la Figura 1. El espacio entre una onda y otra se denomina longitud de onda, y cuanto más alta es la frecuencia de la onda, menor es la longitud entre las ondas de un mismo tiempo. La altura que alcanzan las ondas se llama amplitud y determina el volumen y el nivel sonoro.

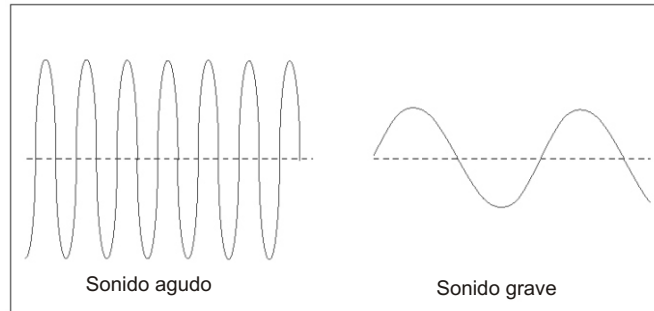
También se debe aclarar que existe un *valor límite de emisión* de un área que nunca debería ser sobrepasado durante un período de tiempo, y un *valor límite de inmisión* cuando este índice se refiere al sujeto que padece el ruido. Lógicamente se encuentran diferencias importantes entre ambos índices, puesto que entre las fuentes de emisión y el lugar de inmisión pueden instalarse elementos protectores que reducen el ruido que se produce en el origen. Cuando se habla de valores límite, se está ante convenciones y acuerdos que, aunque tienen una cierta base objetiva, no están exentos de valoraciones subjetivas. De hecho, estos valores se van modificando con el tiempo en función de nuevas necesidades y nuevas exigencias que tienen como objetivo común mejorar la calidad de vida de los ciudadanos.

### 3. Medidas descriptivas

Los dos análisis que se utilizan para describir el ruido desde una visión estadística son, el *análisis distributivo* que indica por cuanto tiempo el nivel sonoro ha estado en un intervalo de tiempo tales como 67dB a 68dB y el *análisis acumulativo* que indica por cuanto tiempo un determinado nivel sonoro ha sido superado. Este último análisis es el más utilizado porque sobre su base se definen las estadísticas de ruido conocidas como *niveles de percentiles* que sirven para dar información acerca de cómo varía y fluctúa el nivel sonoro durante el periodo de medición.

**Figura 1. Componentes de una Onda Sonora**



**Figura 2. Longitud de Onda (Sonido Agudo-Grave)**

Los percentiles más utilizados en la medición del ruido son el  $L_1, L_5, L_{10}, L_{50}, L_{90}, L_{95}, L_{99}$ . Para analizar el *ruido de fondo* se utilizan los percentiles  $L_{90}, L_{95}, L_{99}$ , definido como el nivel de presión sonora que esta presente casi todo el tiempo. Los percentiles  $L_1, L_5, L_{10}$  se utilizan para analizar los *picos de ruido*, y  $L_{10}, L_{90}$  son los más utilizados en las medidas *técnicas de ruido*. La diferencia entre  $L_{10} - L_{90}$  es conocido como el *clima de ruido*<sup>10</sup>.

Debido a que el nivel sonoro es fluctuante, se necesitan hacer equivalencias; por ejemplo, cuando estamos frente a un semáforo, percibimos el ruido de los motores, pero segundos después estos se ponen en marcha y el nivel de ruido fluctúa. Debido a esto, es común que se utilice el concepto de nivel equivalente para mediciones de ciertos periodos (no instantáneos). Durante el intervalo de tiempo que dura una medición, tenemos un nivel sonoro instantáneo que varía con el tiempo, así que es posible calcular la energía total proporcionada durante el intervalo de tiempo, para luego determinar su nivel equivalente. Lo anterior viene dado por:

$$L_{eq}(A) = 10 \cdot \log \left[ \frac{1}{T} \cdot \int_{t_0}^{t_1} \left( \frac{P_A(t)}{P_0} \right) dt \right]^{11}, \quad (1)$$

10 Para un análisis más amplio sobre los percentiles ver García, A. y Faus, L. J. (1991). "Statistical analysis of Noise Levels in Urban Areas," **Applied Acoustics** 34, 227-247.

11 Para una discusión técnica acústica de la validación de los indicadores  $L_{eq}, L_1, L_{10}, L_{50}, L_{90}, L_{95}, L_{99}, L_{min}$  y  $L_{max}$  como indicadores de ruido vehicular ver Velis et, al (2000), 'Validez de como indicador del ruido de tránsito', Mimeo. Jornadas de Acústica Buenos Aires Argentina.

12 Los filtros de ponderación son de varios tipos, A, B, C y D. El filtro A es el que más se utiliza internacionalmente para mediciones de ruido acústico. Los filtros B y C intentan representar la respuesta del oído a niveles más altos de intensidad sonora

donde:

$T = t_1 - t_0$  : es el periodo de medición,

$P_A(t)$  : es la presión sonora instantánea ponderada por la curva de filtro A<sup>12</sup>,

$P_0$  : es la presión de referencia  $20\mu Pa$ .

### 3.1 Enfoques de medición del ruido

En la medición del ruido conviven varios enfoques, el primero de ellos es el basado en encuestas. La primera conocida fue la *Encuesta de Ruido en el Hogar (British Home Noise Survey)* realizada en 1943 a 2.017 personas en 40 ciudades de Gran Bretaña, orientada hacia los ruidos comunitarios y los generados en el propio hogar. Otra importante fue la *Encuesta Nacional Canadiense sobre Ruido Comunitario* de 1978, con 8.838 encuestados. También se conoce la *Encuesta sobre Ruido Comunitario* de Inglewood-California, Estados Unidos, realizada a 13.000 personas en 1969, y las *Encuestas Anuales sobre Vivienda hechas por la Oficina de Censos de los Estados Unidos*, realizada durante varios años (1976, 1977, 1979, 1981 y 1983). Éstas se centraron en dos preguntas sobre ruido y se extendieron a 70.000 personas de zonas geográficas estadísticamente representativas<sup>13</sup>.

El segundo enfoque es conocido como *trabajos de síntesis*, entre ellos los de Schultz (1978), Fidell *et al.* (1991) y Miedema *et al.* (1998). En estos estudios se procura reunir los resultados de información detallada del nivel de ruido, medido de acuerdo a algún indicador relativamente común, para obtener las denominadas *funciones dosis-efecto*, es decir, curvas que permitan determinar la proporción de personas molestas o altamente molestas en función del nivel previsto por el indicador.

Algunos resultados de este enfoque de funciones dosis-respuesta son las expresiones polinomiales de Schultz (1978), donde se define el HA<sup>14</sup> (Índice de Molestia) como el porcentaje de personas altamente molestas siendo L<sub>dn</sub> el indicador de ruido día-noche.

13 Para mayores detalles del Enfoque basado en Encuestas, ver los trabajos de la Organización Internacional de Normalización (ISO) expuestas en la circular del 2000 (ISO 15666) sobre encuestas acústico sociales. Una aplicación de este enfoque es la realizada por J.M Barrigón, R. Vilches, V. Gómez, J.A. Méndez, C. Te-jeiro, L. Alejandro y J.M. Vaquero (2002), "Presentación de una encuesta para la realización de estudios sociales sobre el impacto del ruido urbano". *Revista de Acústica*, vol. XXXIII, núms. 1 y 2, pp. 27-34.

14 Para una mayor actualización de este enfoque de *funciones dosis-respuestas* ver el estudio actualizado de Fidell, Barber y Schultz (1991).

La morbilidad es el porcentaje de enfermos de una determinada patología en un contexto dado. La sensibilidad al ruido es la actitud subyacente frente al ruido en general, a diferencia de la molestia, que se refiere a actitudes frente a un ruido específico. Weinstein (1980) propuso un test para medir la sensibilidad al ruido.

El tercer enfoque fue desarrollado por Layrd y Coye (1929) conocido como *enfoque experimental*, donde la mayoría de experimentos utilizan el conocido *laboratorio del sueño*. Se simulan los ruidos a los que están expuestos los individuos para luego estudiar su impacto sobre la salud de las personas. Dentro de las cuestiones metodológicas a tener en cuenta para los estudios experimentales se encuentran la posibilidad de crear un campo acústico similar al real.

El cuarto enfoque fue desarrollado por Stansfeld *et al.* (1993) conocido como el *enfoque psicológico*, que analiza la relación entre la exposición al ruido del tránsito urbano y la morbilidad psicológica<sup>15</sup>. Sus primeras aplicaciones se encuentran en las encuestas realizadas a 2.398 hombres de Caerphilly (USA), en el cual concluyen que no había una asociación directa, pero sí interacciones con la sensibilidad al ruido. En la mayoría de trabajos del enfoque psicológico se confirma la relación directa entre el nivel equivalente y la molestia expresada como porcentaje de personas molestas o altamente molestas, confirmando la relación entre la sensibilidad al ruido y la molestia.

Y el último enfoque teórico es el desarrollado en los trabajos de Fidell, Schultz y Green (1988). En ellos se propone un único parámetro independiente que explica la variabilidad en la *función dosis-efecto*, entre una métrica integrada de la exposición al ruido y el predominio de la molestia. En este enfoque se supone que la dosis de exposición es consecuencia de la exposición a largo plazo, obtenida por la compresión del  $L_{dn}$  (indicador de ruido día-noche).

### 3.2. Indicadores descriptivos de ruido para el tráfico urbano

En el ambiente urbano de las ciudades, el ruido por tráfico, particularmente el creado por el transporte automotor, se constituye como una de las principales fuentes de contaminación acústica. Dentro del ruido urbano originado por los vehículos automotores hay una superposición de tres tipos de ruido diferenciados, tales como: el ruido de propulsión (el motor, la transmisión y el sistema de escape asociado), el ruido de rodadura entre las cubiertas y la calzada, y el ruido aerodinámico.

Cuando los vehículos automotores circulan a velocidades superiores a los 80 km/h el ruido de origen aerodinámico supera al ruido de propulsión y al de rodadura. Entre 50 y 80 km/h predomina el ruido de rodadura. Por debajo de 50

---

15 La morbilidad es el porcentaje de enfermos de una determinada patología en un contexto dado. La sensibilidad al ruido es la actitud subyacente frente al ruido en general, a diferencia de la molestia, que se refiere a actitudes frente a un ruido específico. Weinstein (1980) propuso un test para medir la sensibilidad al ruido.

km/h en general predomina el ruido del motor. Sin embargo, y especialmente en el caso de los automóviles más nuevos, el silenciador de escape es tan efectivo que aún a velocidades tan bajas como 40 km/h sigue predominando el ruido de rodadura. En las ciudades donde transitan millones de automóviles, en general se mantiene el ruido de rodadura y el de motor.

Para un vehículo individual, un aumento de la velocidad implica una menor duración del tiempo de paso frente a un observador, por lo cual el nivel equivalente de ruido (nivel promedio) parecería reducirse. Sin embargo, la energía sonora emitida aumenta más rápido con la velocidad que lo que se reduce el tiempo de paso, por lo que a mayor velocidad, mayor nivel equivalente de ruido.

Otra consideración, es el refuerzo del sonido emitido por reflexión en las paredes y en el pavimento. Este fenómeno se conoce como *reverberación urbana* y puede aumentar el nivel sonoro en varios decibeles con respecto al que se tendría en un espacio completamente abierto.

En una ciudad urbana normal transitan vehículos ligeros, camiones medianos y camiones pesados. A una velocidad de 50 Km/h y una distancia de 15 metros, el nivel sonoro dB(A) de los vehículos ligeros llega a 62 dB(A); para los camiones medianos es de 73 dB(A) y para los camiones pesados de 89 dB(A). Esto significa que los vehículos semipesados y pesados son los máximos responsables de la contaminación sonora. Si se incrementa la velocidad a 110 Km/h los niveles de contaminación sonora para vehículos ligeros llega a 76 dB(A), para camiones medianos a 86 dB(A) y para camiones pesados a 89 dB(A). Esto implica un aumento de la contaminación sonora.

De esta manera, si consideramos el transporte de personas, un colectivo produce, en términos absolutos, 6 veces más ruido que un automóvil para transporte individual (expresado en términos de energía sonora). Pero en términos relativos, dado que un automóvil transporta un promedio de 1,5 personas y un colectivo 30, el colectivo emite 3 veces menos ruido por pasajero transportado que un auto ligero. Esto implicaría que si se reconvirtiera el transporte totalmente a transporte colectivo, se lograría una reducción de hasta 5 dB con respecto a un transporte mayoritariamente individual<sup>16</sup>.

La pregunta frecuente en el diseño de una política ambiental contra la contaminación sonora, es ¿Cómo debería distribuirse el transporte urbano en una ciudad para reducir el ruido? Este es un aspecto importante porque en la

---

16 Ver los estudios de Bercelo, Carlos; Moreno Uvelino, A. Monterrey, Pedro (2003), 'Modelación Matemática del Ruido de tránsito y de su respuesta subjetiva: Aplicación en el mapa de la Habana', Grupo de Contaminación Acústica, Ministerio de salud Pública, La Habana-Cuba. (<http://www.inhem.sld.cu/ruido/>)

mayoría de países en vías de desarrollo, el tránsito de vehículos ligeros, camiones semipesados y pesados no tiene una adecuada regulación. Por otra parte, el ruido de rodadura también puede ser reducido evitando los empedrados irregulares, baches, etc. Utilizar pavimentos más porosos permite reducir la emisión secundaria causada por las reflexiones del sonido en la calzada. Utilizar superficies irregulares, recovas y diversos elementos de mobiliario urbano, puede ayudar a desviar las reflexiones del sonido en unos 2 ó 3 dB.

Esta segunda parte ha reunido un conjunto de conceptos importantes a la hora de estudiar el fenómeno de la contaminación acústica. Dichos conceptos son necesarios para estudiar los impactos del ruido por tráfico urbano. Lo que se desarrollará ahora, es un conjunto de indicadores descriptivos de ruido sobre transporte urbano, basados en las molestias que el ruido por tráfico urbano puede causar en las personas. Entre los más importantes y desarrollados por la literatura especializada son:

**3.2.1 Traffic Noise Index (TNI)**<sup>17</sup>: Un estudio realizado en Londres por Griffith y Langdon detectó mediante encuestas que las molestias percibidas tenían cierta relación con el nivel de ruido y propusieron un indicador que tuviera en cuenta los parámetros que generan molestias. Fue así como construyeron el TNI o *Índice de Ruido de Tránsito*, expresado por la siguiente fórmula:

$$TNI = 4(L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30 \quad (2)$$

donde:

$TNI$  : índice de ruido de tránsito,

$L_{10}$  : se suele utilizar para lo que se conoce como *pico de ruido*,

$L_{90}$  : se suele utilizar para lo que se conoce como *ruido de fondo*.

La diferencia entre  $L_{10} - L_{90}$  es denominado como el *clima de ruido*.

**3.2.2 Noise Pollution Level (NPL)**: Robinson (1971)<sup>18</sup> propuso para Inglaterra que se analizara el hecho de que a mayores fluctuaciones en el nivel sonoro, mayor es la molestia percibida por las personas, de esta manera propuso construir un indicador combinado por dos factores: el nivel equivalente y la desviación estándar de las muestras en el mismo periodo. El NPL o *Nivel de Contaminación por Ruido*, se define como:

17 F.J. Langdon y W.E. Acholes (1968), *The Traffic Noise Index: A Method of Controlling Noise Nuisance*, Building Research Station Current Papers 38168, April, pp. 2-3.

18 D.W. Robinson (1971), "Towards a Unified System of Noise Assessment," *Journal of Sound and Vibration*, vol. 14, 1971, pp. 279-98.

$$NPLL = L_{eq} + k\sigma , \quad (3)$$

donde:

- $NPLL$  : nivel de contaminación por ruido,  
 $L_{eq}$  : es la energía media del nivel sonoro dentro de un periodo de tiempo dado; se puede representar como  $L_{eq}(A)$  ,  
 $k$  : es una constante que se establece como un valor igual a 2.56<sup>19</sup>,  
 $\sigma$  : es la desviación estándar.

**3.2.3 Sound Exposure Level (SEL):** también conocido como *Single Event Level*. Intenta valorar más acertadamente eventos únicos de ruido, basado en la integración de todo evento sonoro utilizando la cantidad total de energía del evento. El valor SEL se define como el nivel de sonido continuo durante un periodo 1 que contiene la misma energía que el evento sonoro individual completo. Utiliza tres tipos de constantes de tiempo: *Impulse*, *Fast* y *Show*, definidas en el punto 2. La más empleada dentro este tipo de mediciones a nivel internacional es la rápida (*Fast*). En particular, el SEL se obtiene empleando la constante de tiempo impulsiva se denomina IEL. Así, para un evento sonoro que transcurre durante un intervalo de tiempo T, la relación entre el SEL y es:

$$SEL = L_{eq}(A) + 10 \log \left( \frac{T}{1s} \right) , \quad (4)$$

donde:

- $SEL$  : nivel de exposición del sonido,  
 $L_{eq}$  : es la energía media del nivel sonoro dentro de un periodo de tiempo dado; se puede representar como  $L_{eq}(A)$  ,  
 $T$  : es el intervalo de tiempo donde ocurre el evento sonoro.

Habitualmente se utiliza para el SEL filtros de ponderación tipo A.

**3.2.4 Nivel Equivalente Máximo (NEM):** cuando hablamos de eventos sonoros individuales, el valor instantáneo máximo del mismo es un parámetro importante. El valor  $L_{max}(A)$  debe medirse con la constante de

---

19 Los estudios realizados en Inglaterra utilizan un k = 2.56.

tiempo rápida (*Fast*), ya que así se obtiene una buena correlación con la sensación de sonoridad percibida por el oído. Para sonidos impulsivos de duración extremadamente cortos, puede emplearse la constante de tiempo impulsiva y en estos casos se utiliza el filtro de ponderación C.

**3.2.5 Nivel Equivalente Día-Noche:** Este indicador se denomina  $L_{dn}$  y pretende dar una idea del nivel de ruido a lo largo de las 24 horas del día, teniendo en cuenta que la población en la noche es más sensible al ruido. Si bien habitualmente los niveles sonoros disminuyen en este periodo (noche), su importancia relativa aumenta. Se trata del  $L_{eq}(A)$  para un periodo de 24 horas, con una penalización de 10dB para los niveles equivalentes medidos durante la noche para el ruido provocado por el tráfico vehicular. En la mayoría de casos se utiliza un periodo de 8 horas, comprendido entre las 22:00 y las 06:00 ó entre las 23:00 y las 7:00, esto bajo el supuesto de que la gente tiene 8 horas de sueño. De esta forma, para calcular el  $L_{dn}$ , se obtiene un nivel equivalente para el periodo de 16 horas del día ( $L_d$ ), y un nivel equivalente para la noche ( $L_n$ ). A este último se le suma 10dB y luego se promedia con el  $L_{eq}(A)$  del día, representado por la siguiente fórmula:

$$L_{dn} = 10 \cdot \log \left[ \frac{1}{24} \left( 16 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right]. \quad (5)$$

Si durante el día medimos un nivel equivalente de 60dB(A), y durante la noche 50dB(A), el valor de  $L_{dn}$  será igual a 60dB(A).

**3.2.6 Nivel Equivalente Día-Tarde-Noche:** En algunos países se tiene en cuenta el atardecer o anochecer (*efecto evening*), como es el caso de España donde de 3 a 5 de la tarde hay posibilidades de tomar una 'siesta'. Como la sensibilidad al ruido aumenta en esta franja horaria, las regulaciones sobre contaminación sonora para periodos vespertinos  $L_e$  se penaliza con 5dB. Así, el  $L_{dne}$  se calcula de la siguiente forma:

$$L_{dne} = 10 \cdot \log \left[ \frac{1}{24} \left( 16 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right]. \quad (6)$$

**3.2.7 Nivel Equivalente-Noche:** este indicador mide el nivel equivalente de ruido en la noche, y es utilizado en toda la Unión Europea y USA. Se expresa como  $L_n$  y consiste en el valor  $L_{eq}(A)$  medido durante las horas de la noche, sin el incremento de 10dB.

$$L_n = L_{eq}(A). \quad (7)$$



**3.2.8 Nivel Equivalente Fin de Semana:** Algunos días como el sábado, domingo y feriados, el nivel de ruido tiende a aumentar por el mayor tráfico urbano. El ruido para estos días se mide como un  $L_{dne}$  o  $L_{dn}$ .

**3.2.9 Nivel Promedio:** para este caso solo se calcula la media aritmética de los valores instantáneos de  $L_p(A)$  de la siguiente forma:

$$L_{Prom}(A) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n L_{P_i}(A) \quad (8)$$

Cabe destacar que los ruidos de baja frecuencia resultan especialmente molestos, aún a bajos niveles de presión sonora. En estos casos la curva de ponderación A no refleja este hecho con exactitud; por eso los investigadores sobre ruido de tráfico rodado recomiendan utilizar la curva de ponderación C, defendiendo que esta curva ajusta mejor la percepción de las personas expuestas<sup>20</sup>.

El nivel continuo equivalente es la medida más utilizada internacionalmente en mediciones de largo plazo para exposición al ruido ambiental. El  $L_{eq}$  ha sido utilizado por mucho tiempo y además ha demostrado ser un buen indicador de la molestia percibida ante ruidos aproximadamente continuos como es el caso de tráfico vehicular urbano. La mayoría de indicadores de ruido están basados en la  $L_{eq}$ .

Sobre estas medidas descriptivas de ruido para tráfico urbano se discute si el nivel continuo equivalente es un indicador adecuado para la noche. En la Unión Europea se ha demostrado que existe una fuerte correlación con la calidad del sueño, pero además, es posible considerar que puede haber sonidos aislados de elevada amplitud que pueden interrumpir el sueño y por ello se propone combinar entre el  $L_{eq}$  y  $L_{max}(A)$ . La mayoría de estas medidas también están afectadas por la relación entre la propagación del sonido y la distancia. De esta forma, la energía de las ondas sonoras (y por tanto la intensidad del sonido) cae con el cuadrado de la distancia a la fuente sonora. En otras palabras, si nos alejamos 200 metros de un aerogenerador, el nivel de sonido será un cuarto del que teníamos a 100 metros. Y, si multiplicamos por dos su distancia hará que el nivel de dB(A) se divida por 6.

<sup>20</sup> Otro impacto que genera el ruido de tráfico en las ciudades es el denominado aislamiento acústico de las edificaciones, este fenómeno ha tenido un crecimiento enorme en las ciudades lo que genera una transformación del paisaje urbano.

#### 4. Mapas de ruido<sup>21</sup>

El objetivo de los indicadores de medición sobre ruido por tráfico urbano, arriba mencionados, es construir los mapas de ruido para las ciudades. En el área de la acústica, el diseño de mapas de ruido es una tarea apenas reciente para el análisis económico ambiental.

Éstos son una representación gráfica del perfil del ruido en un área geográfica, útiles para estudiar como varía la distribución espacial de los niveles de ruido a largo plazo. Tienen por objeto evaluar la situación acústica de una zona para conocer y dar información sobre los niveles de ruido existentes.

La definición del mapa del ruido más aceptada, es la de la Unión Europea, definida como:

*“La presentación de datos sobre una situación acústica existente o pronosticada en función de un indicador de ruido, el rebasamiento de un valor límite, el número de personas afectadas en una zona dada, el número de viviendas expuestas a determinados valores de un indicador de ruido en una zona dada, o de datos sobre costos y beneficios, u otros datos económicos sobre las medidas correctoras del ruido urbano”.*<sup>22</sup>

Los objetivos de los mapas de ruido son: estimar la exposición al ruido de los habitantes de una zona de la ciudad, comparar los niveles sonoros frente a los especificados en normas de regulación sobre contaminación ambiental, y determinar medidas técnicas, económicas y legales a zonas específicas de las ciudades.

Por otra parte, la literatura especializada ha clasificado tres tipos de mapas de ruido: el primero conocido como *mapa de ruido normal*, definido como aquel instrumento donde se muestran y evalúan la situación acústica de una zona o área geográfica, utilizando todo tipo de fuentes sonoras. Los segundos se conocen como *mapas de ruido estratégicos*, que muestran y evalúan la situación acústica provocada por una determinada fuente sonora (*fuentes específicas*). Por último están los *mapas de ruido de conflicto*, que son aquellos que realizan una comparación entre la situación existente o prevista y los objetivos deseados,

---

21 Un excelente trabajo sobre mapas de ruido es el de Sommerhoff Hyde, Jorge E. (2002), 'Nuevas técnicas para la elaboración de mapas de ruido, el análisis de la respuesta ciudadana, así como la valoración económica del ruido'. Tesis Doctoral (Cum Laude). Universidad Politécnica de Madrid.  
22 Ver Comunicación de la Comunidad Europea (2002), 'La evaluación y gestión del ruido medioambiental' (2002/49/CE).

señalando en las desviaciones internacionales. Una experiencia exitosa a nivel mundial en el diseño y manejo de mapas de ruido urbanos, se encuentra en la ciudad de Birmingham<sup>23</sup>.

En la literatura especializada encontramos los trabajos de Hinton (2002) quien realiza un análisis sobre la definición de *mapa del ruido*. Así mismo, Knauss (2002) ha estudiado el diseño de los mapas de ruido y los niveles de molestia en algunas ciudades Europeas (Birmingham y Linz). Éste autor calcula mapas de ruido dependiendo de la información geo-espacial, tales como datos disponibles de edificios, el perfil del suelo, el tráfico en las vías y la distribución de la población. Estos nuevos aportes se conocen como *la cartografía del ruido* y aplicando técnicas de econometría espacial, Knauss ha encontrado que hay una correlación entre la molestia y el ruido debido a diferentes fuentes sonoras.

Estos hallazgos son importantes porque a partir de la distribución de la población es posible hallar el número de personas molestas y puede ser evaluado desde el punto de vista de la salud. Así mismo, se puede utilizar esta información para identificar lugares de peligro de ruido y para valorar el impacto de proyectos de tráfico urbano. Otro trabajo que encuentra dichas relaciones es el desarrollado por Multi-Science (2004) donde, utilizando el análisis originado por el ruido de tráfico rodado y desarrollando un mapa del ruido, estima los niveles de molestia e impactos para la ciudad de Londres. El diseño y desarrollo de mapas de ruido por tráfico urbano ha generado un creciente diseño de lo que se conoce como *mapas de ruidos combinados* que se utilizan para investigar los efectos del ruido por tráfico urbano sobre la salud y para verificar si las correlaciones empíricas entre niveles de molestia y ruido son suficientemente correctas<sup>24</sup>. El diseño de mapa de ruidos de esta naturaleza se ha desarrollado en las ciudades de Londres, París, Génova, Bolonia, Birmingham, Liz, Viena, Praga, Berlín, Ámsterdam, Helsinki y Estocolmo. Para la realización de mapas de ruido se siguen tres métodos:

**i) método de grillas:** consiste en tomar un plano de una ciudad o área de ésta y superponer una trama de dimensión determinada, quedando definidos automáticamente los puntos en los que se realizaran las mediciones. La ventaja de esta técnica es que los puntos seleccionados se determinan de manera aleatoria.

**ii) método de vías:** consiste en realizar mediciones directamente sobre las vías en circulación preseleccionadas de acuerdo a criterios ambientales y urbanísticos sobre el tráfico vehicular.

<sup>23</sup> Para una ampliación sobre los mapas de ruido ver Departamento de Medio Ambiente (UK) (2000), 'A Report on the production of noise maps for the City of Birmingham', Transport and the Regions, para mayores detalles técnicos ver <http://www.defra.gov.uk/environment/noise/mapping/birmingham/>, y para mirar los mapas actualizados con información de Londres ver <http://www.noisemapping.org/>

<sup>24</sup> Un firma especializada en análisis de mapas de ruido es Noise & Vibration Consultants (<http://www.navcon.com>)

iii) **método distributivo o sectorial**: consiste en fraccionar el área de estudio en sectores o áreas, utilizando criterios urbanísticos, geomorfológicos, poblacionales etc.<sup>25</sup>

## 5. Los efectos del ruido en la salud

La Organización mundial de la Salud -OMS- ha venido estudiando los efectos que provoca el ruido en la salud de las personas. En la tabla 1 se observa que a un nivel de 30 dB no se puede conciliar el sueño; este hecho disminuye la calidad del sueño<sup>26</sup>. En 40 dB se dificulta la comunicación verbal, para 75 dB se observa pérdida del oído a largo plazo y entre 110-140 dB hay pérdida del oído a corto plazo, y por encima de los 140 dB se presenta el conocido umbral de dolor.

Algunos estudios como el de Bluhm, Nordling y Berglind (2004) han estudiado el ruido por tráfico urbano y su correlación con el grado de molestia sobre el sueño de las personas, en especial los efectos relacionados con la salud. Para ello encuestaron a 1.000 personas entre los 19 y los 80 años de edad, en la ciudad de Estocolmo; ésta ciudad fue seleccionada por su alta intensidad de tráfico urbano. Los resultados mostraron una tasa de molestia del ruido por tráfico urbano de 76%. Los problemas por molestias del ruido aumentaban, o eran más altos cuando las ventanas de los dormitorios estaban frente a la calle. Otro hallazgo interesante, fue que las personas que viven en apartamentos tuvieron más problemas de sueño comparados con las personas que viven en casas separadas.

Por otra parte, Neus y Boikat (2000) han evaluado los *riesgos de infarto* inducidos por el ruido de tráfico urbano. El riesgo de infarto cardiovascular se asocia con los niveles de ruido si la presión del sonido  $L_{eq}$  entre las 6:00 y 22:00 horas, está por encima de 65 dB. El resultado más importante de este estudio es que el *riesgo estimado de la vida* asciende a 20:1.000 y excede considerablemente el riesgo de vida inducido por otros peligros ambientales o niveles tolerables de riesgo sugeridos en otros contextos. Ahora bien, estas conclusiones no se pueden generalizar a nivel científico, pero desde el punto de vista de la política ambiental sobre el control a la contaminación acústica este riesgo estimado de vida es considerable y requiere ser reducido.

---

25 Para una aplicación sobre diseños de mapas de ruido para la ciudad de Santiago de Chile ver; Zamora P, Marzzano A, Saavedra R. G-R (2001), 'Actualización Estudio base de Generación de Niveles de ruido en el Gran Santiago', Unidad de Acústica, SubDepto. SESMA.

26 Para medir la calidad del sueño, los estudios médicos-psicológicos utilizan el conocido índice de calidad del sueño de Pittsburg (Test PSQI), este proporciona una puntuación global y puntuaciones parciales a siete componentes diferentes: calidad subjetiva del sueño, latencia, duración, eficiencia, alteración, uso de medicación hipnótica y disfunción diurna. La literatura médica sigue el enfoque dosis-respuestas y enfoque experimental para medir los impactos del ruido por tráfico urbano y este sobre la calidad del sueño de las personas y sobre la salud.

**Tabla 1. Valores Críticos de Ruido**

dB	Se empiezan a sentir estos efectos nocivos
30	Dificultad en conciliar el sueño, pérdida de calidad del sueño
40	Dificultad en la comunicación verbal
45	Probable interrupción del sueño
50	Malestar diurno moderado
55	Malestar diurno fuerte
65	Comunicación verbal extremadamente difícil
75	Pérdida de oído a largo plazo
110-140	Pérdida de oído a corto plazo

Fuente: Berglund, B., y Lindvall, T. (Eds.). (1995). **Community Noise**. Documento preparado para la Organización Mundial de la Salud del Centro de Investigación Sensorial 2(1), 1-195

Ouis (1999) ha estudiado la exposición al ruido nocturno por tráfico rodado y los trastornos sobre el sueño y sus efectos después sobre las personas. En términos generales, la actividad nocturna del tráfico rodado conduce a aumentar las dificultades para dormir y esto provoca una reducción de la calidad del sueño.

Un interesante estudio sobre el impacto del ruido por tráfico urbano en los niños puede ser revisado en Ising y Ising (2002), quienes detectaron que los riesgos sobre la salud de los niños aumentaban. Según el estudio, los niveles de exposición al ruido de los niños se relacionaban con el aumento del asma bronquial y la aparición de alergias, cuando los niños estaban expuestos a niveles de ruido elevados durante la noche. Así mismo, encontraron que la regulación hormonal de los niños se alteraba al estar expuestos a estos niveles de ruido.

## 5.1. Efectos clínicos

Uno de los efectos generados por la exposición al ruido es la *hipoacusia* (disminución de la capacidad auditiva). Puede ser temporal (o reversible), lo cual sucede, por ejemplo, después de algunas horas de exposición a un ruido intenso seguidas de un prolongado descanso o cuando la exposición se reitera día a día durante varios años, lo cual suele ocurrir en determinados ambientes laborales.

La *hipoacusia* se clasifica en: leve (pérdida menor de 35 dB), moderada (pérdida entre 35 y 60 dB), profunda (pérdida entre 60 y 90 dB) y total (cofosis) (pérdida superior a 90 dB). La literatura médica también diferencia las *hipoacusias neurosensoriales* o de *percepción* (por lesiones en la cóclea, en las vías

neuronales o en el sistema nervioso central, en la corteza auditiva) de las de transmisión o de conducción (por alteraciones del oído externo o medio que impiden la transmisión normal del sonido) y de las formas mixtas.

El otro efecto clínico es conocido como la *presbiacusia*, es decir, la disminución auditiva que se adquiere progresivamente con la edad. Es un tipo de *hipoacusia* considerada como normal.

Además de los efectos sobre el oído ya señalados, se han descrito varias otras afecciones en individuos expuestos a ruidos intensos por la literatura médica, por ejemplo: *hipertensión arterial, taquicardias, cefaleas, estrés y nerviosismo, disminución del rendimiento físico, alteraciones del ritmo respiratorio, disminución de la secreción salival, embotamiento del sistema del equilibrio y vértigos*.

Estudios epidemiológicos, realizados en zonas de ruidos intensos, revelan una incidencia de accidentes cardiovasculares, neurológicos, digestivos y endocrinos hasta cuatro veces mayor que lo normal, (ver Neus y Boikat [2000] para un trabajo sobre *riesgos de infarto*).

Los efectos sobre el sueño no se restringen al insomnio. Aún sin alcanzar los niveles necesarios para ocasionar el despertar, se ha comprobado que el ruido perturba las etapas del sueño profundo. Ello sucede porque durante el sueño el sonido es percibido en forma inconsciente y genera una señal auditiva perfectamente capaz de influir sobre diversas funciones del cerebro. Esto es particularmente dañino para el crecimiento de los bebés, ya que las hormonas que favorecen el crecimiento son segregadas durante las etapas del sueño profundo.

Por otra parte, como durante el sueño el ruido es menos molesto, el oído está más expuesto a sufrir deterioro. En la tabla 2 se muestra la tasa de riesgo de daño auditivo, relacionando la edad y los años de exposición, como observamos a medida que los años de exposición se elevan, la tasa de riesgo de daño auditivo aumenta.

Existe un concepto erróneo de que los niños, como aparentemente toleran más el ruido, pueden sufrir menos daño que un adulto. Por el contrario, los efectos de una mayor exposición al ruido de un niño genera trastornos del aparato fonatorio derivados de la necesidad de alzar la voz para comunicarse en ambientes ruidosos. Este problema lo sufren los profesionales que dependen de su voz para desempeñar sus tareas, como por ejemplo los maestros.

**Tabla 2. Criterio de Glorig sobre riesgo porcentual de daño auditivo (adaptación)**

Edad		20	25	30	35	40	45	50	55	60	65
Años de exposición		0	5	10	15	20	25	30	35	40	45
Nivel de exposición [dBA]	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	85	0	1,0	2,6	4,0	5,0	6,1	6,5	8,0	8,0	6,5
	90	0	3,0	6,6	10,0	11,9	13,4	15,6	17,5	18,0	14,5
	95	0	5,7	12,3	18,2	21,4	24,1	26,7	28,3	28,0	24,0
	100	0	9,0	20,7	30,0	35,9	38,1	40,8	41,5	40,0	35,0
	105	0	13,2	31,7	44,0	49,9	54,1	57,8	57,5	54,0	44,5
	110	0	19,0	46,2	61,0	68,4	73,1	73,8	71,5	64,0	51,5
	115	0	26,0	61,2	79,0	83,9	86,1	84,3	89,5	70,0	55,0

Fuente: OECD (1995), ' *Roadside Noise Abatement* ', *Road Transport and Intermodal Linkages Research Programme*. Paris OECD. ISBN: 9264145788

## 6. Valoración económica del ruido por tráfico urbano

La valoración económica sobre las molestias del ruido por tráfico urbano casi siempre están basadas en la disposición a pagar (WTP por sus siglas en inglés). A veces esto refleja que tan dispuestos están los individuos, o la sociedad, a pagar para reducir o prevenir el ruido causado por el sistema de tráfico urbano. Varias de estas técnicas dependen del tipo de preferencias (explícitas o implícitas) como lo expone Lambert (2002).

Si se parte de reconocer que las preferencias son explícitas y el grupo afectado es individual, la técnica para valorar las molestias que causa el ruido por tráfico urbano es la valoración contingente y la aproximación es de tipo psicométrica.

Pero si las preferencias son implícitas y el grupo afectado es individual, la medida de valoración es a través de los precios hedónicos o los costos de prevención y la técnica más adecuada es la econométrica.

Finalmente, si el grupo afectado es la sociedad, podemos tener soluciones a partir de decisiones de tribunales o aplicar costos de prevención. Aquí la aproximación estaría a cargo de una entidad protectora o tutelar del problema en cuestión; en la Tabla 3 se resumen las técnicas de valoración del ruido.

Las técnicas más utilizadas para la valoración del ruido por tráfico urbano son las de precios hedónicos y valoración contingente (ver Lambert, Kail y Quinet [1998]).

**Tabla 3. Técnicas de valoración del ruido.**

	Tipo de Preferencias	Grupo Afectado	Técnica de Valoración	Aproximación
Preferencias	Explícita	Individual	Valoración Contingente	Psicométrica
	Implícita	Individual	Precios Hedónicos Costos de Eliminación	Econométrica
	Implícita	Social	Costos de Eliminación Resultados de Decisiones	Tutelar

Fuente: Con base en Lambert (2002)

La técnica de precios hedónicos ha sido utilizada para estudiar la desvalorización del mercado inmobiliario en función de la exposición al ruido por tráfico urbano. Por su parte, la técnica de valoración contingente busca conocer cuanto se está dispuesto a pagar -WTP- o cuanto se está dispuesto a recibir en compensación WTAC- por la reducción de exposición al ruido por tráfico urbano<sup>27</sup>.

Todas las investigaciones se limitan al ruido de los transportes, es decir se aplican al transporte férreo, aéreo y rodado, y los métodos aplicados, en muchos de los países europeos, para valorar los costes exteriores del ruido han sido:<sup>28</sup>

- Disposición a pagar, basado en encuestas y métodos de valoración contingente.
- Cambio en el valor de mercado de propiedades; método de precios hedónicos.
- Costes de las medidas de disminución del ruido.
- Coste de la eliminación o de prevención del ruido.
- Coste de asistencia médica y de pérdidas de producción debido al ruido.

27 Para un análisis más detallado sobre los beneficios y costos de la reducción del ruido ver los trabajos de Becker, N. y D. Lavee (2003), "The Benefits and Costs of Noise Reduction." **Journal of Environmental Planning and Management** 46(1), pp. 97-111. Nijland, H.A., E.E.M. Van Kempen, G.P. Van Wee, y J. Jabben (2003), "Costs and Benefits of Noise Abatement Measures." **Transport Policy** 10, pp.131-140.

28 Para una aplicación de estas valoraciones ver INFRAS/IWW (1994)



Un análisis comparativo realizado por Quinet (1993), llegó a la conclusión que los costes de la contaminación sonora varían entre el 0,2% y 2% del PIB. Con datos más actualizados, Labmert (2002) muestra que los costos económicos del ruido por tráfico rodado, ascienden en Estados Unidos a 0.5% del PIB (para todos los modos de transporte y técnica precios hedónicos), en Francia a 0.1% del PIB (precios hedónicos), en Alemania a 1.4% del PIB (valoración contingente) y en Finlandia a 0.3% (costos de reducción), siendo unos costos económicos considerables.

IFRAS/IWW (1994), efectuó otro cálculo global para 17 países europeos (UE15) basado en la disposición a pagar. Este estudio muestra un coste total del ruido de los sistemas de transportes del 0,65% del PIB (Ver Tabla 4<sup>29</sup>). Cifras actuales muestran que los costos anuales estimados por el ruido ambiental para la UE ascienden a 40 mil millones de euros.

**Tabla 4. Costos del ruido por diferentes sistemas de transporte.**

Sistema de Transporte	Coste Anual(Euros)
Transporte de pasajeros	7,5 Euros/1000 km por pasajero
Automóviles	6,7 Euros/1000 km por pasajero
Autobuses	5,0 Euros/1000 km por pasajero
Ferrocarriles	3,5 Euros/1000 km por pasajero
Transporte aéreo	3,5 Euros/1000 km por pasajero
<b>Total</b>	<b>26,2 Euros/1000 km por pasajero</b>

Fuente: Libro Blanco sobre Ruido en la Unión Europea

Este mismo estudio muestra la desvalorización del mercado inmobiliario en función de la exposición al ruido para los diversos países a lo largo de los últimos 25 años. Los resultados muestran que, en la década del 80, el índice medio de depreciación puede calcularse en aproximadamente el 1% por dB (A) si el ruido excede los 55 dB (A), mientras que los estudios que cubren la década del 70 mostraron un índice de depreciación entre 0,3 a 0,8% por dB (A).

Con estos índices de depreciación, se efectuaron evaluaciones globales de los perjuicios totales causados por el ruido del tráfico por carretera, en diversas ciudades y países. Para Francia se calculó en 800 millones de euros por año, una media de aproximadamente 30 euros por habitante, expuesto a un nivel superior a 55 dB(A)<sup>30</sup>. En estas valoraciones existen pocos datos sobre los costes reales

29 Para un mayor estudio ver Delucchi y Hsu (1998) quienes estudian los costos del daño externo del ruido emitido por vehículos a motor.

30 El aislamiento del ruido para Schipol por apartamento se estimó en 27.434 euros(Coste Medio); para Frankfurt alrededor de 4.408 euros; Colonia / Bonn 7.656 euros (para 3 dormitorios) y Manchester 2.668 euros. Gómez (2002) analiza el impacto del ruido aeronáutico sobre el precio hedónico de la vivienda en los alrededores del aeropuerto Madrid-Barajas.

de los perjuicios provocados por el ruido en términos de estimaciones monetarias de los costes sanitarios. Para Alemania, se calculó que el coste anual del ruido en la salud pública era del orden de 500 a 1.900 millones de euros por año, para el tráfico rodado y de 116 millones de euros para el tráfico por ferrocarril.<sup>31</sup>

A continuación se describen los métodos de precios hedónicos y de valoración contingente, que han sido utilizados para estudiar los impactos del ruido por tráfico urbano.

### 6.1. El método de precios hedónicos.<sup>32</sup>

El modelo teórico de precios hedónicos fue desarrollado por Griliches (1971) y Rosen (1974). Este se ubica dentro de los métodos de valoración indirecta.<sup>33</sup> El modelo identifica que muchos bienes son multiatributos, es decir, que satisfacen muchas necesidades al mismo tiempo. Los precios hedónicos intentan descubrir todos los atributos del bien que explican su precio, para determinar la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. Brown y Rosen (1982), y Pamquist (1984) expresan que los bienes pueden ser descritos como conjuntos de atributos o características que no son explícitamente tratadas en los mercados. Sin embargo, los precios implícitos de esos atributos pueden ser revelados a través de las regresiones hedónicas, que se puede expresar de la siguiente forma:

$$P_h = f_h(S_h, N_h, X_h) \quad , \quad (9)$$

donde:

- $P_h$  : precio del bien (vivienda),
- $S_h$  : es un vector de características estructurales,
- $N_h$  : es un vector de características que definen el entorno,
- $X_h$  : este vector define las características ambientales del entorno.

La anterior ecuación define la función de precios hedónicos de las viviendas. De esta manera, dentro de las características estructurales se tiene: tamaño ( $m^2$ ), los metros cuadrados construidos, el área del lote, los materiales de

31 Pesse et al. (2002) muestra para la ciudad de Santiago de Chile, por concepto de pensiones e indemnizaciones pagadas por hipoacusia se estimó un 0.006012 % del PIB Nacional de 1997. Por concepto de aislamiento de las ventanas un 0,00597 % del PIB. Por concepto de pago por disminución del ruido de tráfico un 4,25% del PIB. Para un total del 4,37% del PIB de Chile para el año 1997.

32 Måler (1974) muestra que el método de precios hedónicos se basa en funciones de utilidad débilmente separables y con complementariedad débil entre el bien ambiental y el bien privado, el nivel o exposición al ruido es una característica del bien privado.

33 Para una discusión de la metodología científica de valoración ambiental ver el trabajo de Moreno, Aguaron y Urmeneta (2001).

construcción, zonas comunes, número de baños, número de habitaciones, tipo de vivienda (apartamento o casa), años de construcción, garaje, etc. En cuanto a las características del entorno de las viviendas se tiene: estrato, colegios, jardines infantiles, centros recreativos, nivel de seguridad, centros comerciales, presencia de hospitales y bancos. Y dentro de las características ambientales se tiene: calidad ambiental, contaminación atmosférica, niveles de ruido, presencia de contaminación visual, presencia de parques, zonas verdes y paisajes.

El primer problema que se enfrenta con este tipo de modelos (regresiones hedónicas) es su especificación y estimación.<sup>34</sup>

Primero, se debe tener dos tipos de forma funcional:

**i) funciones lineales:** en este caso el precio implícito permanece constante, es decir, de incrementarse el nivel de ruido, el precio implícito de la vivienda será el mismo que una situación de tranquilidad (en ausencia de ruido).

**ii) funciones no lineales:** en este caso el precio implícito cambia con los aumentos del ruido, pero aquí se encuentran una diversidad de especificaciones econométricas, entre ellas, están la logarítmica, semilogarítmica, doble logarítmica, cuadrática, exponencial, y transformaciones Box-Cox.

La función de precio hedónica del precio de la vivienda es de la forma:

$$P = \alpha_0 \cdot Z^\beta \cdot R^\delta e, \quad (10)$$

donde:

- $P$  : precio de la vivienda,
- $Z$  : vector de características de la vivienda,
- $R$  : niveles de ruido.

Adoptando de la anterior ecuación una especificación funcional logarítmica, el modelo a estimar puede definirse de la siguiente manera:

$$\ln P = \alpha_0 + \beta \ln Z + \delta R + e. \quad (11)$$

---

34 Rosen (1974) propone una técnica de estimación de atributos en dos etapas: Primero, el precio de un bien se regresa en términos de sus atributos. Y la derivada parcial del precio del bien con respecto a un atributo se interpreta como el **precio marginal implícito**. En la segunda etapa los precios implícitos estimados son usados para estimar las **demandas inversas de los atributos**.

Debe tenerse en cuenta, que la especificación funcional puede variar geográfica y temporalmente de acuerdo a los cambios en los gustos y preferencias por los atributos de las viviendas. Además del importante problema de la elección de la forma funcional, que la teoría económica no resuelve, el modelo de precios hedónicos plantea otros problemas de tipo metodológico como se recoge, entre otros en Hanley *et al*, (1997). Por una parte, puede producirse el sesgo de las variables omitidas cuando, por la razón que sea, no se incluye en la función hedónica de precios alguna variable que afecte significativamente al precio y que, al mismo tiempo, esté correlacionada con una de las variables incluidas en la función.

En este caso, el coeficiente estimado de la variable correlacionada estará sesgado. De igual forma, puede presentarse un problema de multicolinealidad entre algunas de las variables que se incluyen en la función de precios. Así, habría que estimar ecuaciones independientes y separadas para cada variable ya que de otra manera sería difícil determinar los precios implícitos de las características consideradas en el modelo.

La ecuación (11) ha sido utilizada por Taylor *et, al* (1982), Hall y Welland (1987) para estudiar el impacto del ruido del tráfico urbano en las viviendas residenciales.

## 6.2. La Transformación Box-Cox

Como se ha mencionado, la elección de la forma funcional para la ecuación de precios hedónicos es un tema que la teoría económica no resuelve. Una solución plausible sería definir una forma funcional más flexible que permita que esta dependa del precio implícito de una característica y los niveles de los demás argumentos de la función que pueda existir. Lo anterior permitirá contrastar cual de las formas funcionales es la que mejor que se ajusta a los datos concretos de aplicación empírica. Es posible hacer una transformación Box-Cox de la siguiente forma a la variable o variables de la ecuación hedónica:

$$Z^{(\lambda)} = \begin{cases} \frac{Z^\lambda - 1}{\lambda} & \lambda \neq 0 \\ \ln Z & \lambda = 0 \end{cases} \quad (12)$$

Esta transformación expuesta en la ecuación (12), se puede aplicar tanto a la variable dependiente como a las independientes (características) del modelo de precios hedónicos. Habitualmente, se ha aplicado exclusivamente a la variable dependiente, lo que conduce a que se obtengan como casos particulares la función lineal cuando  $\lambda = 1$  y la función semilogarítmica cuando tiende a  $\lambda = 0$ . Sin embargo, la aplicación de esta transformación únicamente a la variable dependiente no permite más que una gama limitada de funciones.

Si se aplica el método de Box-Cox, tanto a la variable dependiente como a las independientes, pero utilizando la misma transformación para las variables independientes, es decir, el mismo exponente  $\theta$ , se puede expresar una ecuación de precios hedónicos para la vivienda de la siguiente forma:

$$P^{(\lambda)} = \alpha + \sum_j^n \beta_j q_j^{(\theta)} + \varepsilon, \quad (13)$$

donde:

$P$  : es el precio de la vivienda,

$q_j$  : son las características de las viviendas,

$\varepsilon$  : es la perturbación aleatoria,

$\lambda$  : parámetro de transformación de la variable dependiente,

$\theta$  : parámetro de transformación de las variables independientes,

$\beta_j$  : precios implícitos marginales de las características;  $j = 1, 2, \dots, k$ .

La ecuación anterior expresa una función flexible de precios hedónicos que puede ser estimada mediante máxima verosimilitud, obteniendo la estimación de los precios implícitos marginales de las diferentes características  $\beta_j$  y la estimación de la transformación de las variables  $\lambda$  y  $\theta$ .

La principal ventaja de este enfoque es la posibilidad de contrastar empíricamente cual de las formas funcionales tradicionalmente utilizadas en la estimación de funciones de precios hedónicos es la que mejor se ajusta a los datos. Dado los valores para  $\lambda$  y  $\theta$  podremos tener las siguientes formas funcionales y los estimadores según la Tabla 5.

**Tabla 5. Transformaciones Box - Cox**<sup>35</sup>

Forma Funcional	Valor de Parámetros	Estimador
Lineal	$\lambda = 1$ y $\theta = 1$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Doble Log	$\lambda = 0$ y $\theta = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Semi Log (log-Lin)	$\lambda = 1$ y $\theta = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Semi Log Inversa (Lin-Log)	$\lambda = 0$ y $\theta = 1$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Box Cox No Restringida	$\lambda = \theta \neq 0$	Máxima Verosimilitud
Box Cox No Restringida	$\lambda \neq \theta \neq 0$	Máxima Verosimilitud

Fuente: Adaptada de Halstead, Bouvier, y Hansesn (1997)

<sup>35</sup> La forma funcional de los precios hedónicos ha sido tratada por Halstead J.M., Bouvier R.A., y Hansesn R.A (1997), 'On the issue of functional form choice in hedonic price functions: Further Evidence', *Environmental Management*, Vol 21. No 5. pp.759-765.

Para seleccionar el mejor modelo empírico se utiliza el test de Wald de cada uno de los modelos y se selecciona el que mejor se ajuste a los datos.

### 6.3. Índice de depreciación (o desvalorización) por ruido (MSDI)

La mayoría de estudios, para ser comparables, utilizan el Índice de Depreciación por Ruido (MSDI por sus siglas en inglés), introducido por Walters (1975). Este índice calcula el cambio del valor porcentual causado por una disminución de 1-decibel de exposición al ruido, relacionando la diferencia del porcentaje entre los precios de las viviendas  $P_0$  y  $P_1$  y la diferencia entre el ruido de decibeles  $dB_0$  y  $dB_1$ , éste se calcula como:

$$MSDI = \frac{\text{Cambio en el valor de la propiedad}}{\text{Cambio en la exposición al Ruido}} = \frac{\partial V}{\partial R} = \frac{1}{P_0} \times \frac{P_0 - P_1}{dB_0 - dB_1}, \quad (14)$$

donde:

MSDI : índice de depreciación (desvalorización) por ruido %,

$V$  : valor de la vivienda,

$R$  : nivel de ruido,

$P_0$  : precio inicial de la vivienda,

$P_1$  : precio final de la vivienda.

La tasa de depreciación por ruido MSDI disminuye si el nivel de ruido aumenta. Este índice de depreciación ha sido utilizado para analizar los impactos que tienen el tráfico rodado, el tráfico aéreo y el tráfico férreo sobre el valor de las viviendas.

El MSDI ha sido aplicado por Nelson (1980, 1982) y Palmquist (1982). En el estudio de Hughes y Sirmans (1992), ellos determinan que las propiedades que están vecinas a las calles principales con una alta densidad por tráfico urbano tienen 8,8% más de descuentos. Lo interesante de este estudio es que se analizan dos tipos de ambientes, uno urbano normal y uno suburbano. Encuentran que el mercado inmobiliario ha reconocido el impacto del tráfico rodado sobre las propiedades (casas y aptos) y que por esto hacen descuentos para quienes viven en un ambiente urbano normal, es decir, las calles principales; pero por otra parte, para el ambiente suburbano no se realizan descuentos, cuando el estudio encuentra un alto MSDI de estas propiedades que llega a 0,54%.

Los resultados muestran que las magnitudes de los ajustes en precio de las viviendas del área urbana normal (calles principales), debido al alto tráfico

urbano, difieren entre áreas estudiadas de una misma ciudad. El tráfico urbano tiene un efecto negativo grande en las propiedades de una ciudad, pero un efecto proporcional más alto en propiedades más altamente valoradas, lo que significa que a medida que el valor de la propiedad es más alta, mayores son los efectos negativos del tráfico urbano sobre el valor de la propiedad.

Así mismo, Bertrand (1997) utilizando técnicas estadísticas (meta-análisis) para comparar 16 estimaciones de nueve estudios de precios hedónicos diferentes que valoran la contaminación del ruido de EEUU, Canadá, Suiza y Finlandia, encuentra que el NSDI medio está cercano al 0,64%. Los resultados de Bertrand muestran también que los precios hedónicos varían de mercado a mercado, pero encuentra evidencia que los mayores niveles de NSDI se presentan para las casas frente a los apartamentos.

Wilhelmsson (2000), aplica estas mismas técnicas de NSDI y llega a la conclusión que las casas unifamiliares expuestas a niveles de ruido, tienen un descuento máximo del 30% en su valor inmobiliario. Aunque es bastante alto su resultado, es interesante ya que lo relaciona con la carga impositiva de las viviendas unifamiliares y estudia como el descuento es utilizado para efectos fiscales.

Un estudio más amplio es el de Bateman *et al.* (2001), quien aplica la ecuación (14) para estudiar el impacto del ruido por tráfico urbano sobre el valor de las propiedades en Escocia. Rich y Nielsen (2004), aplican estas técnicas para valorar el ruido por tráfico urbano en apartamentos y casas.

La Tabla 6 agrupa la mayoría de estudios internacionales que han utilizado la técnica de precios hedónicos y el índice de depreciación NSDI. Se puede resumir que se utiliza el método de precios hedónicos (HP) indistintamente si el ruido urbano lo han provocado los automóviles, los trenes entre otros y la medida descriptiva de ruido más utilizada es  $L_{eq}$ , y que el NSDI (índice de depreciación por ruido) muestra impactos importantes sobre el precio de las viviendas que van desde el 0.1 hasta el 2,2. Es importante saber que los impactos son muy distintos para cada ciudad y país, dadas las diferencias estructurales de las viviendas, de su entorno socio-económico y las variables ambientales.

#### **6.4. El método de valoración contingente (MVC).**

El método de valoración contingente (MVC) tiene como objetivo averiguar y construir las preferencias de los individuos, a través de lo que ellas mismas respondan; en otras palabras, lo que se busca obtener con este método es la valoración que otorga un individuo ante un cambio en su bienestar, por ejemplo: ¿Estarían dispuestas las personas a pagar por la disminución de los niveles de contaminación sonora?, ó ¿Se tendría que compensar a las personas por las

molestias causadas por la contaminación sonora?

Este es un método directo ya que la única forma de encontrar la valoración de bienestar del individuo es indagándolo. Así, el MVC busca que el individuo revele lo que estaría dispuesto a pagar en términos monetarios por una mejora en su bienestar o por evitar un empeoramiento, o la cantidad exigida como compensación por un daño tal como la exposición al ruido por el tráfico urbano.

**Tabla 6. Estudios internacionales de valoración del ruido por tráfico urbano. Técnica de precios hedónicos e índice MSDI**

Método	Autor	Años	País	Localización	Medida Ruido	MSDI(%) <sup>1</sup>
Precios hedónicos	Allen (1980)	1977-79	USA	North Virginia, Va	$L_{10}$	0.15
		1977-79	USA	Tidewater, Va	$L_{10}$	0.14
	Anderson y Wise (1977)	1969-71	USA	Towson, Md	<i>MPL</i>	0.43
		1969-71	USA	North Springfield	<i>MPL</i>	0.14
	Bailey (1977)	1968-76	USA	North Springfield	Log de la distancia	0.30
	Gamble et, al (1974)	1969-71	USA	Bogotoa, N.J	<i>MPL</i>	2.20
		1969-71	USA	Rosendale, Md.	<i>MPL</i>	0.24
		1969-71	USA	North Springfield	<i>MPL</i>	0.21
		1969-71	USA	Las Tres Areas	<i>MPL</i>	0.26
	Grue et, al (1997)		Norway	Oslo, Obos	$L_{eq}$	0.24
			Norway	Oslo, Flats	$L_{eq}$	0.21
			Norway	Oslo, Houses	$L_{eq}$	0.54
	Hidano et, al (1997)		Japón	Tokio	$L_{eq}$	0.7
	Hall et, al (1978)		Canadá	Toronto	$L_{eq}$	1.05
	Hall et, al (1982)		Canadá	Toronto, Arterial	$L_{eq}$	0.42
	Hall et, al (1987)		Canadá	Toronto, Expressway	$L_{eq}$	0.52
	Hammar (1974)		Suecia	Estocolmo	$L_{eq}$	0.8-1.7
	Iten y Maggi (1990)		Suiza	Zurich	n.a	0.9
Langley (1976)	1962-72	USA	North Springfield	<i>MPL</i>	0.22	
Nelson (1978)	1970	USA	Washington, D.C	$L_{dn}$	0.87	
Palmquist	1962-76	USA	Kingsgate, Wa	$L_{10}$	0.48	
	1980,82, 83,84,	USA	North King Country	$L_{10}$	0.30	
	1991)	USA	Spokane, Wa	$L_{10}$	0.08	

Continúa...



Método	Autor	Años	País	Localización	Medida Ruido	MSDI(%) <sup>1</sup>
Precios hedónicos	Pommerherne (1988)	1986	Suiza	Basel	$L_{eq}$	1.26
	Renew (1996; a, b)		Australia	Brisbane	$L_{eq}$	1.0
	Soguel (1991, 1994)	1990	Suiza	Neuchatel	$L_{eq}$	0.91
	Vainio (1995)		Finlandia	Helsinki	$L_{eq}$	0.36
	Vaughan y Huckins (1975)	1971-72	USA	Chicago	$L_{eq}$	0.65

Fuente: Adaptada del Autor con base en Bateman et al. (2001)

<sup>1</sup>: Porcentaje de depreciación en los precios de la vivienda por el incremento en un 1 dB(A) del nivel de ruido

También, el MVC permite estimar la disponibilidad a pagar de las personas como una aproximación de la variación compensatoria (VC), que se asocia a un cambio en la cantidad del bien, pero no en el nivel de utilidad, y a la disposición de aceptar como una aproximación de la valoración equivalente (VE), y que se asocia a cambios potenciales, de una situación actual a una nueva, es decir se cambia de nivel de utilidad, pero no de cantidad del bien.<sup>36</sup>

Bateman y Turner (1993) muestran que podemos encontrar distintas medidas de bienestar, de acuerdo a cambios en la provisión del bien público. La Tabla 7 resume las tipologías de medidas de bienestar utilizadas.

**Tabla 7. Cambio en la provisión del bien público, disposición a pagar (WTP) o a ser compensado (WTA) y medidas del bienestar.**

Cambio en la Provisión del Bien Público	Signo del Cambio Propuesto	WTP o WTA	Medida de Bienestar
Que acontezca	Mejora en Bienestar	WTP <sup>1</sup>	Variación Compensatoria VC
Que acontezca	Perdida de Bienestar	WTA <sup>2</sup>	Variación Compensatoria VC
Que no acontezca	Mejora en Bienestar	WTA <sup>3</sup>	Variación Equivalente EV
Que no acontezca	Perdida en Bienestar	WTP <sup>4</sup>	Variación Equivalente EV

1: Por la mejora en el bienestar, 2: Por el empeoramiento en el bienestar, 3: Por renunciar a una mejora en el bienestar, 4: Por evitar el empeoramiento en el bienestar.

Fuente: Adaptado de Bateman y Turner (1993).

<sup>36</sup> Para un análisis microeconómico riguroso sobre la Variación Equivalente (VE) y Variación Compensatoria (VC) ver Varian., R. Hal (2004), 'Análisis Microeconómico', 3 Edición Castellano ISBN 84-85855-63-9. Antoni Bosch.

Dentro del MVC se encuentra el modelo de referéndum, el modelo de doble límite y el modelo de análisis conjoint. Estos han sido aplicados para determinar la disponibilidad a pagar o ser compensado por la disminución de un 1-dB (decibel) de ruido. Brevemente, se indicara el modelo de referéndum.

**6.4.1 El modelo de referéndum:** dado que son encuestas que se les realizan a las personas, las preguntas para el tema del ruido por tráfico urbano pueden ser:

¿Estaría dispuesto(a) a pagar por la disminución de los niveles contaminación sonora?

¿Estaría dispuesta(o) a recibir indemnización por las molestias causadas por la contaminación sonora?<sup>37</sup>

Según este tipo de preguntas, el modelo de referéndum se basa en respuestas binarias (si o no). En términos técnicos, el MVC es probabilístico, esto significa que la probabilidad de una respuesta positiva depende de los atributos socioeconómicos del encuestado, tales como la calidad, la cantidad del bien ambiental que se le ofrece, entre otras. Ahora bien, bajo el MVC el individuo experimenta mayor utilidad si accede a los beneficios que le ofrece una reducción del ruido por tráfico urbano, estos se puede representar como:

$$U_1(q_1) > U_0(q_0) \quad , \quad (15)$$

donde:

$U_0$  : nivel de utilidad inicial (con ruido),

$U_1$  : nivel de utilidad final (con una reducción del ruido)

$q_0$  : cantidad inicial del bien (vivienda expuesta a niveles de ruido),

$q_1$  : antidad final del bien (vivienda expuesta a una reducción de los niveles de ruido),

$R_1 < R_0$  : niveles de ruido dB (decibeles).

La ecuación anterior evidencia que el individuo podría obtener un cambio en el bienestar si su bien (vivienda) está expuesta a menores niveles de ruido  $R_1 < R_0$ .

<sup>37</sup> Para realizar el esquema de pregunta tipo referéndum es necesario conocer con profundidad cual es la calidad actual de la contaminación sonora y cual será la calidad resultante de la política aplicar. Siguiendo al NOAA (1993) ellos recomiendan que el MVC debe usar formatos de elección discreta (tipo referéndum), alcanzar el 70% de respuestas con relación al tamaño de la muestra, se debe estimar una disponibilidad a pagar y no una disponibilidad a aceptar, se deben excluir las repuestas 'tipo protesta'. También recomiendan que se debe saber si la disponibilidad a pagar: WTP- responde al nivel de daño ambiental. Para un análisis detallado de las fases de aplicación del MVC ver Riera (1994).

Para medir este cambio en el bienestar, derivado de un mejoramiento en la contaminación sonora, el individuo estaría dispuesto a pagar por dicha mejoría. Lo que implica que esta disposición a pagar reduciría el ingreso disponible. Así que el individuo podría estar entre comprar o no comprar la vivienda, y su decisión también dependería si esta dispuesto a pagar un poco más por mejorar en términos de bienestar. Formalmente el individuo sería indiferente si se cumple que:

$$U_1(Y - \gamma, q_1) = U_0(Y, q_0) , \quad (16)$$

donde:

$Y$  : Es el ingreso disponible del individuo,  
 $\gamma$  : es el pago por acceder a la mejora en el bienestar.

La ecuación anterior expresa que, el cambio en la utilidad en términos monetarios, se puede medir a partir de la disponibilidad a pagar que tiene el individuo por acceder a los beneficios de una reducción de los niveles de contaminación sonora.

Así, volviendo al modelo tipo referéndum, cuando la persona entrevistada acepta pagar una cantidad de dinero por la reducción en la contaminación sonora, debe cumplir que el nivel de utilidad debe ser mayor, aunque el individuo se desprenda de una parte de su ingreso ( $\gamma$ ); de esta manera se tiene:

$$V_1(Y - \gamma, q_1; S) + \varepsilon_1 > V_2(Y, q_0; S) + \varepsilon_0^{38}, \quad (17)$$

donde:

$V_1$  : función de utilidad indirecta con deseo de pagar,  
 $V_2$  : función de utilidad indirecta sin deseo de pagar,  
 $Y$  : es el ingreso disponible del individuo,  
 $\gamma$  : es el pago por acceder a la mejora en el bienestar (reducen el ruido),  
 $S$  : nivel de utilidad,  
 $\varepsilon_1, \varepsilon_0$  : representa los errores del modelo (Ver Hanneman [1984]).

Si se supone que el cambio en la utilidad se mide como la diferencia entre la utilidad indirecta en la situación final menos la utilidad indirecta en la situación inicial, la ecuación (17) se puede expresar como:

---

38 Hanneman (1984) muestra que la estructura del modelo de disponibilidad tipo referéndum supone que el individuo es expuesto a un mercado hipotético, que su función de utilidad depende del ingreso, del estado actual del bien en cuestión y de las características socioeconómicas.

$$V_1(Y - \gamma, q_1; S) - V_2(Y, q_0; S) > (\varepsilon_1 - \varepsilon_0) . \quad (18)$$

Para Hanneman (1984), la respuesta del individuo depende de la utilidad indirecta en ambos estados, así la función de respuesta es la diferencia en las funciones indirectas de utilidad como lo expresa la ecuación (18). Si se parte de suponer que  $\eta$  es la cantidad de dinero necesaria para que un individuo alcance el nivel de utilidad  $U_1$ , se puede simplificar la ecuación (18) como  $\Delta V > \eta$ , de tal manera que la probabilidad de obtener una respuesta afirmativa, viene expresada por:

$$p(SI) = p(\Delta V > \eta) . \quad (19)$$

Lo que se intenta hallar con la ecuación (19) es la función de variación, que se puede considerar como la variación equivalente o compensatoria dependiendo de la pregunta realizada (Ver MacConnell [1988], Cameron [1991]). La idea es que se podría tener transformaciones lineales de la función de variación.

Ahora, asignando una forma funcional a la función de utilidad indirecta, Hanneman (1984) y Cameron (1988) proponen dos formas funcionales, como se observa en la Tabla 8.

**Tabla 8. Formas funcionales de la función de utilidad indirecta**

Forma	Representación	Cambio en la Utilidad
Lineal	$V_i = a'_i + \hat{a}M$ , para $i: 1, 0$	$\Delta V = \alpha - \beta\gamma$
Logarítmica	$V_i = a'_i + \hat{a}LogM$ , para $i: 1, 0$	$\Delta V = \alpha - \beta \left( \frac{\gamma}{M} \right)$

Fuente: Adaptado de Hanneman (1984) y Cameron (1991)

Se sabe que el pago que haga el individuo indiferente entre el nivel de utilidad inicial  $U_0$  y el final  $U_1$ , se da cuando  $\Delta V = 0$ ; de esta manera se podrá calcular la disponibilidad a pagar por la reducción de la contaminación sonora y estas serán según muestra la Tabla 9.

**Tabla 9. Funciones de disponibilidad a pagar WTP a partir de la forma funcional**

Forma	Representación	Cambio en la Utilidad	WTP
Lineal	$V_i = a'_i + \hat{a}M$ , para $i: 1, 0$	$\Delta V = \alpha - \beta\gamma$	$WTP = \left(\frac{a'_i}{\hat{a}}\right)$
Logarítmica	$V_i = a'_i + \hat{a}LogM$ para $i: 1, 0$	$\Delta V = \alpha - \beta\left(\frac{\gamma}{M}\right)$	$WTP = \left(\frac{a'_i}{\hat{a}}\right) * M$

Fuente: Adaptado de Hanneman (1984) y Cameron (1991)

Las ecuaciones de WTP lineal o logarítmica han sido utilizadas en la gran mayoría de estudios sobre la disponibilidad a pagar por la reducción de los niveles de contaminación sonora<sup>39</sup>. La Tabla 10 recoge los principales estudios sobre la valoración del ruido por tráfico urbano, que utilizan el método de valoración contingente MVC. Se observa que en la última columna se ha calculado la disposición a pagar WTP por la reducción en 1-decibel. La metodología de valoración contingente MVC muestra que las personas en distintos países están dispuestas a pagar por la disminución del ruido entre un rango que va desde los 2 euros hasta los 97 euros (es decir 1,2 dólar y 80 dólares). En Suiza y Noruega es donde se revela una mayor disposición a pagar por la reducción de la contaminación sonora causada por el ruido por tráfico urbano.

Los resultados de estos estudios, según Bateman (2001), pueden estar afectados por las formas funcionales discutidas en los apartados anteriores, como es el caso de las regresiones hedónicas (HP) y la especificación econométrica de la disposición a pagar WTP del modelo de referéndum.

De alguna forma, estos resultados podrían estar sobrestimando o subestimando el impacto del ruido por tráfico urbano sobre las viviendas, lo que obligaría a tener cuidado al aplicar dichos métodos, como por ejemplo, utilizar el índice NDSI para determinar el impacto del ruido en el precio de las viviendas. Por otra parte, la estimación de la disposición a pagar dependerá del diseño de la encuesta tipo referéndum y esta misma puede presentar problemas como el sesgo de información.

39 Para ampliar el análisis sobre estimaciones por máxima verosimilitud con datos del modelo de referéndum, ver los trabajos de Bishop y Heberlein (1979), Hanneman (1984), Cameron (1987 a, b), Cameron (1991)

**Tabla 10. Estudios internacionales de valoración del ruido por tráfico urbano. Técnica de valoración contingente**

Método	Autor	Años	País	Localización	WTP/dB
Valoración contingente	Pommerehne(1988)	1988	Suiza	Basel (50% Reducción)	99
	Soguel (1994 <sup>a</sup> )	1993	Suiza	Neuchatel(50% Reducción)	60-71
	Saelensminde y Hammer (1994)	1993	Noruega	Oslo (50% Reducción)	47-97
	Saelensminde (1999)	1993	Noruega	Oslo y Akershus (50% Reducción)	47-97
	Wibe (1997)	1995	Suecia	Estudio Nacional en Suecia, Eliminación Molestia x Ruido	28
	Vainio (1995,2001)	1993	Finlandia	Helsinki, Eliminación Molestia x Ruido	6-9
	Thune Larsen(1995)	1994	Noruega	Oslo y Ullensaker (50% Reducción)	19
	Navrud (1997)	1996	Noruega	Oslo, Eliminación Molestia x Ruido	2
	Navrud (2000b)	1999	Noruega	Oslo, Eliminación Molestia x Ruido > 55 dB	23-32
	Barreiro et al (2000)	1999	España	Pamplona, Eliminación Molestia x Ruido	2-3
	Lambert et al (2001)	2000	Francia	Rhones Region Alpes Eliminación Molestia x Ruido	7

Fuente: Adaptada del Autor con base en Bateman et al. (2001)

<sup>1</sup>: Disposición Marginal a pagar WTP por la disminución de un decibel 1 dB(A) por año en Euros

Debido a los problemas en las formas funcionales de los métodos anteriores, la literatura especializada sobre el impacto del ruido por tráfico urbano esta empezando a utilizar los Sistemas de Información Geográfica (GIS). Esta técnica le permite incrementar el número de variables dependientes en la función hedónica (HP).

Cuando se incluye información GIS, el NDSI es afectado por múltiples factores de ruido por tráfico urbano. Esto implica que hay que tener cuidado con la medición del NDSI en presencia de múltiples ruidos por tráfico urbano con la tecnología GIS. Nielsen y Bloch (1996), han propuesto mejorar los métodos del impacto del tráfico urbano utilizando tecnología GIS. Para un análisis más detallado ver Rue y Jensen (2003).

Un trabajo pionero que aplica tecnología GIS es el expuesto por Rich y Nielsen (2004), quienes desarrollan un modelo de valoración del ruido para la región de Copenhague, que reúnen información con tecnología GIS aplicándola a modelos hedónicos no lineales. Con esto estudian los costos implícitos del ruido del tráfico, medido como la pérdida marginal del porcentaje del valor de la propiedad. El modelo distingue entre casas y apartamentos. Las estimaciones con GIS muestran que el ruido por tráfico urbano tiene un impacto significativo en los precios de las viviendas.

## 7. Conclusiones

Una de las conclusiones que se extrae, revisando la literatura, es que la definición de ruido se asocia a aspectos técnicos, jurídicos y sociales. Estas diferencias y sus alcances son importantes tenerlos en cuenta a la hora de estudiar el impacto del ruido por tráfico urbano. No se debe dejar pasar estas definiciones y sus alcances porque cualquier definición que se utilice puede modificar la perspectiva del trabajo. De esta forma, se puede utilizar un enfoque u otro para estudiar los impactos del ruido por tráfico urbano en las ciudades. Por ejemplo, se podrían aplicar encuestas que traten de determinar los niveles de molestia, como las que se aplican en los Estados Unidos en el censo de vivienda, lo que obligaría a realizar un esfuerzo enorme en los censos de las ciudades para incluir este tipo de información, con el fin de dar una primera aproximación sobre la contaminación sonora y poder determinar los impactos sobre el precio de las viviendas. Por otro lado, si se quisiera saber cuán molestas están las personas por la exposición al ruido por el tráfico urbano, necesariamente se tendría que aplicar o desarrollar las funciones dosis-efecto tipo Schultz's, y utilizar el indicador ruido día-noche para aproximarse a una medición del concepto de 'molesto'. Muchos de estos estudios conocidos como la métrica del ruido son desconocidas en Colombia.

Si se decide ampliar el análisis de los impactos del ruido por tráfico urbano hacia aspectos fisiológicos y psicológicos, se podrá estudiar el impacto del ruido por tráfico urbano desde la medicina y la psicología y las consecuencias sobre la salud de las personas. Este campo ha sido bastante fructífero y atractivo. Se ha desarrollado ampliamente por médicos y psicólogos, pero apenas empieza a ganar terreno en la economía ambiental moderna, debido a las consecuencias sobre la salud de las personas expuestas a niveles de contaminación sonora elevada. En el país este tipo de estudios es muy escaso.

Desde el punto de vista de medidas estadísticas sobre ruido de tráfico urbano, la literatura ha venido construyendo una gran cantidad de indicadores, tales como el TNI - Traffic Noise Index -, MPL - Noise Pollution Level -, SEL - Sound Exposure Level -, NEM - Nivel Equivalente Máximo - entre los más importantes.

Un indicador que se ha venido utilizando en los estudios sobre valoración económica del ruido por tráfico urbano es el indicador de nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$ . Este ha sido defendido por ingenieros acústicos porque caracteriza mejor el ruido por tránsito en una ciudad, debido a su validez, ya que está relacionado con la interferencia del ruido en la palabra, las molestias, la perturbación sobre la calidad del sueño, etc. También, tiene aplicabilidad práctica, es de fácil cálculo y bajo costo.

Pero lo más importante del indicador nivel sonoro equivalente, es que sirve para desarrollar aplicaciones legales, con el fin de gestionar el establecimiento de zonas límites de ruido en las ciudades. En el país se conocen pocos estudios que validen las aplicaciones legales sobre la utilización de este indicador.

Adicionalmente en la revisión sobre la literatura de precios hedónicos aplicadas a tráfico urbano, un 95% de los estudios en todo el mundo utilizan el indicador nivel sonoro equivalente como medida de los niveles de contaminación sonora, lo que hace aconsejable desarrollar este indicador para aplicaciones en Colombia y sus principales ciudades.

Adicionalmente a la construcción de indicadores de ruido urbano, se ha venido desarrollando una herramienta poderosa y de mucha ayuda para la planificación urbana-ambiental del transporte, conocida como mapas de ruido. Esta utiliza sistemas de información continua para monitorear el ruido por tráfico urbano en las ciudades. Busca 'datear' el ruido según niveles sonoros para compararlos con las normas especificadas nacionales o internacionales medioambientales sobre contaminación acústica. Permite conocer las zonas de mayor riesgo a las que están expuestas las personas por contaminación sonora. La literatura económica hace pocos años viene incorporándola a los estudios de impacto ambiental sobre contaminación sonora.

La valoración económica del ruido por tráfico urbano tiene su base teórica en la disposición a pagar (WTP). Las técnicas y la aproximación de la valoración económica dependen estrictamente de las preferencias de los individuos y del grupo afectado por el nivel de contaminación sonora. Estas preferencias pueden ser explícitas o implícitas, y los grupos afectados pueden ser individuales o sociales (grupos). Así que identificar las preferencias y la(s) persona(s) afectadas dirá que técnica utilizar y que aproximación es la más adecuada. Según Lambert (2002) la valoración contingente es la más utilizada cuando las preferencias son explícitas y los afectados son individuos; la aproximación es de tipo psicométrica.

Pero si las preferencias son implícitas y los afectados son individuos, la literatura propone dos técnicas de valoración: los precios hedónicos para el caso de los precios de las viviendas que se exponen al ruido y los costos de eliminación. Para ambas técnicas la aproximación es de tipo econométrica. Por último, si los afectados son la sociedad o grupos numerosos de individuos y además las



preferencias son implícitas, la valoración económica del ruido se basa en los costos de eliminación, pero si los resultados de estas técnicas no son suficientes entonces se deja que los resultados de la valoración sean decididos por la autoridad jurídica ambiental quien será la encargada de asignar los derechos tutelares y esto nos lleva al terreno de los derechos de propiedad.

Los costos económicos del impacto del ruido por tráfico urbano para los países desarrollados son bastante considerables. La literatura especializada muestra que están entre el 0,2% al 2% del PIB (algunos de estos estudios son descritos en las tablas 6 y 10). Para Chile estos costos llegan al 4,37% del PIB (año 1997), cifra más alta que la de países desarrollados porque incluyen los costos de indemnizaciones pagadas por hipoacusia.

El método de precios hedónicos es una técnica bastante utilizada a nivel internacional para la valoración del ruido por tráfico urbano (ver tabla 6 para un resumen de los estudios). Esta técnica busca estudiar la dinámica de los precios del mercado inmobiliario en presencia de externalidades como la contaminación sonora. La técnica puede ser aplicada a los precios de las casas, apartamentos y casas unifamiliares, indistintamente. El principal reto que enfrenta es que el precio implícito de las viviendas cambia con la exposición al ruido por tráfico urbano, lo que obliga a los investigadores a utilizar funciones no lineales de precios hedónicos, pero adicionalmente se presentan un conjunto de diversas especificaciones econométricas tales como la logarítmica, la semilogarítmica, la doble logarítmica, la cuadrática y la exponencial. Por tales motivos se aconseja utilizar la transformación Box-Cox porque la forma funcional más adecuada para cualquier regresión hedónica no ha sido resuelta por la teoría económica. La ventaja de la transformación Box-Cox es la posibilidad de contrastar empíricamente cual de las distintas formas funcionales tradicionalmente más utilizada en la estimación es la que mejor se ajusta a los datos (Ver Tabla 5).

De otra parte, la literatura ha desarrollado el índice de depreciación por ruido (NSDI por sus siglas en inglés). Este es aplicado para saber en que porcentaje se desvalorizan las viviendas cuando se exponen a los niveles de contaminación sonora. El índice ha permitido a los mercados inmobiliarios estudiar la depreciación de las viviendas a corto, mediano y largo plazo, pero también los mismos mercados inmobiliarios han internalizado los estos efectos del ruido por tráfico urbano, a través de mecanismos de descuentos especiales en el precio de las viviendas que son expuesta a niveles de contaminación sonora.

Otro método aplicado en la valoración económica del ruido por tráfico urbano es el de Valoración Contingente (MVC), método directo que trata de averiguar cuan dispuestas están las personas a pagar (WTP) por disminuir los niveles de contaminación o a ser compensadas (WTA). El modelo utilizado para tal fin es el modelo tipo referéndum quien utiliza respuestas binarias y partir de esta información se pueden construir las funciones de utilidad indirecta, con el fin de

construir las funciones de disponibilidad a pagar lineal o logarítmica, (ver tabla 9). Estas funciones han sido aplicadas a la valoración económica del ruido por tráfico urbano para países de alto desarrollo económico (ver tabla 10). Los resultados muestran que las personas en Suiza estarían dispuesta a pagar (WTP) por la reducción de un 50% de los niveles de contaminación sonora entre 47 y 99 Euros (55 y 113 dólares), mientras que para Noruega (Oslo) estarían dispuestos a pagar entre 2 a 97 euros, y que para países como España y Francia se ha encontrado que la WTP varía entre 2 y 7 euros. Las diferencias en la disponibilidad a pagar son bastante grandes entre países y ciudades.

Al revisar la mayoría de estudios sobre la valoración económica del ruido por tráfico urbano se puede concluir que tanto en la técnica de precios hedónicos, como la de valoración contingente, los resultados pueden estar afectados por las formas funcionales discutidas en los apartados anteriores.

Estos resultados podrían estar sobrestimando o subestimando el impacto del ruido por tráfico urbano sobre el precio de las viviendas, o sobre la disponibilidad a pagar WTP, lo que obliga a tener cuidado al aplicar dichos métodos en casos específicos porque se pueden presentar sesgos de información.

La literatura sobre la valoración económica del ruido por tráfico urbano ha abierto la puerta a nuevas líneas de investigación, por los problemas en las formas funcionales de los métodos anteriores. Esta línea de investigación está utilizando sistemas de información geográfica (GIS), técnica que permite incrementar el número de variables dependientes en la función no lineal hedónica. El objetivo es el de mejorar la información disponible en términos reales y calcular el indicador NDSI, afectado por múltiples factores de ruido por tráfico urbano.

## Bibliografía

Allen G.R (1980). Relationship between highway noise, noise mitigation and resident property values FHWA/VA-81/1. Charlottesville, Va.: Virginia highways and transportation research council.

Anderson R.J y Wise D. E (1977). The effects of highway noise and accessibility on residential property values DOT-FH-11-8841. Springfield, Va.: National technical information service.

Bailey M.J (1977). Report on pilot study: highway noise and property values unpublished paper, University of Maryland.

Barreiro, J, M. Sánchez and M. Viladrich-Grau (2000), How much are people willing to pay for silence? A one and one-half-bound DC CV estimate, Proceedings of Internoise 2000, Vol. 5, pp 3408-3412, Nice, France.

Bateman I., B. Day, I. Lake, y A. Lovett (2001), The Effect of Road Traffic on Residential Property Values: A Literature Review and Hedonic Pricing Study, Study for Scottish Executive Development.

Bateman, Ian y R. Kerry Turner (1993) "Valuation of the environment, methods and techniques: the Contingent Valuation Method" in R. Kerry Turner (ed.) Sustainable environmental economics and management. Principles and Practice, pp. 120-191. London: Belhaven Press.

Bertrand, N. F. (1997). 'Meta-analysis of studies of willingness to pay to reduce traffic noise', Unpublished MSc dissertation, University Collage London.

Blanchfield, B.B (2000), "The Societal Costs of Severe to Profound Hearing Loss in the United States". **International Journal of Technology Assessment in Health Care**. Vol. 16.

Brown, J. N. y Rosen, H. S. (1982), "On the Estimation of Structural Hedonic Price Models". **Econométrica**. 50, No. 3, p. 765-768, mayo.

Bluhm, G.; E. Nordling; N. Berglind (2004), 'Road Traffic Noise and Annoyance - An increasing Environmental Health Problem', **Noise and Health**, Jul - Sept, vol. 6, no. 24, pp. 43-49(7)

Delucchi, Mark y Hsu., Shi-ling (1998), 'The external damage cost of noise emitted from motor vehicles', **Journal of Transportation and Statistics**. Octubre.

Enríquez, Mínguez de Salamanca, (2002), «Efectos del ruido en el sistema cardiovascular», Jornadas internacionales: contaminación acústica en las ciudades. Madrid-España, Julio.

Fernández, Laforga (2000), «Conceptos físicos de las ondas sonoras». Física y Sociedad, Revista del Colegio Oficial de Físicos, n.º 11, otoño.

Fidell, S.; Barber, D.S.; y Schultz, T.J (1991), "Updating a Dosage-effect Relationship for the Prevalence of Annoyance due to General Transportation Noise". **Journal of the Acoustical Society of America**, vol 89. pp. 221-233.

Fidell, Sanford; Schultz, Theodor; Green, David M (1988), "A theoretical interpretation of the prevalence rate of noise-induced annoyance in residential populations". **Journal of the Acoustical Society of America**, Vol 84, No 6, Diciembre, pp 2109-2112.

Gamble HB et al (1974). Adverse and beneficial effects of highways on property values," *Transport research records*, 508, pp 37-48.

Griliches, S. (1971). Price Indexes and Quality Change. Studies in New Methods of Measurement. Harvard University Press, Massachusetts.

Grosclaude, Pascal; Soguel, Nils C. (1994), "Valuing Damage to Historic Buildings Using a Contingent Market: A Case Study of Road Traffic Externalities," **Journal of Environmental Planning and Management** 37(3), 279-287.

Grue B et al (1997). 'Housing prices impacts of exposure to road traffic and location', TØI report 351/1997, Oslo.

Hall FL, Breston B.E y Taylor SM (1978). "Effects of Highway Noise on Residential Property Values", *Transportation Research Record*, 686, National Academy of Sciences.

Hall, F.L. y J.D. Welland. (1987). The Effect of Noise Barriers on the Market Value of Adjacent Residential Properties. *Transportation Research Record* 1143:111.

Hammar, T. (1974), Trafikimmissioners inverkan på villapriser.(in Swedish) Directorate for Public Roads (Statens Vägverk), Stockholm, Sweden.

Hanley, N., Shogren J.F., y white, B., (1997), *Environmental economics in theory and practice*. McMillan Texts in Economics. London.

Hanneman, W.M (1984), 'Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete response', **America Journal of Agricultural Economics**, No. 66, pp- 332-341.

Hijar M; Arredondo A.; Carrillo C.; Solorzano L. (2004), 'Road traffic injuries in an urban area in Mexico - An epidemiological and cost analysis', *Accident Analysis and Prevention*, Enero, vol. 36, no. 1, pp. 37-42(6)

Hidano, N., Y. Hayashiyama y M. Inoue, (1992). "Measuring the external effects of noise and vibration of urban transportation by the hedonic approach", **Environmental Science**, 9(3), pp 401-409, Tokyo.

Hinton J. (2002), 'How to Map Noise', *Noise and Health*, Apr - Jun, vol. 4, no. 15, pp. 1-5(5).

Hughes W.T. Jr. y C.F. Sirmans (1992), Traffic Externalities and Single-Family House Prices, **Journal of Regional Science** 32(4), 487-500

Knauss D. (2002), 'Noise Mapping and Annoyance', *Noise and Health*, Apr - Jun, vol. 4, no. 15, pp. 7-11(5)

INFRAS /IWW (1994) "External Effects of Transport" ECOPLAN y T&E.

INRETS (1994), Estudio relacionado con la preparación de una comunicación sobre la futura política de ruido, Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité.

Ising H.; Ising M. (2002), 'Chronic Cortisol Increases in the First Half of the Night Caused by Road Traffic Noise', **Noise and Health**, July - Sept, vol. 4, no. 16, pp. 13-21(9)

Iten R y Maggi R (1990), "The economic value of traffic noise abatement in an urban area: empirical evidence from a hedonic and discrete choice approach." Paper presented to the Fifth World Conference on Transportation Research, Yokohoma.

Lamarque, J. (1975), *Le droit contre le bruit*. LGDJ, París.

Lambert, Jacques (2002), Annoyance and its noise, Madrid, Conferencia Internacional Sobre Polución Acústica en las Ciudades. Abril

Lambert, J., F. Poisson and P. Champlovier (2001), Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation study. INRETS-LTE, Bron, France. Paper presented at the 17th International Congress on Acoustics, Rome, September 2-7,

Lambert, J, Kail JM, y E. Quinet (1998), 'Transportation noise annoyance: An economic issue', Sydney-Australia, noviembre 22-26. Noise effects

Layrd, Leonard; Coye, Kenneth (1929). "Psychological Measurements of Annoyance as Related to Pitch and Loudness" **Journal of the Acoustical Society of America**, Vol 1, No 1, Septiembre, pp 158-163

Langley CJ (1976). Adverse impacts of the Washington beltway on residential property values, **Land Economics**, 52, pp 54-65.

López Barrio, I. y Carles, José L. (1997), La calidad sonora de Valencia. Espacios sonoros representativos. Fundación Bancaixa.

López Barrio, I. y Herranz, K. (1991): «Ruido de tráfico e interferencia en el sueño», en R. Castro (ed.): Psicología ambiental: intervención y evaluación del entorno. Arquetipo, Sevilla.

López Barrio, I. (2000), «Medio ambiente sonoro y su valoración subjetiva». Física y Sociedad, revista del Colegio Oficial de Físicos, n.º 11.

Mäler, K.G. (1974), Environmental Economics: A theoretical inquiry, Baltimore: John Hopkins Press

Miedema, H.M.E.; Vos, H (1998), "Exposure-response relations for transportation noise". **Journal of the Acoustical Society of America** 104 (6), Diciembre.

Moreno., José Maria, Aguaron., J. Juan y Urmeneta., Maria Teresa E. (2001), 'Metodología Científica en valoración y selección ambiental', **Pesquisa Operacional**, Vol 21, No 1, p. 1-16 Junio. ISSN 0101-7438. Brasil

Multi-Science (2004), 'Road Traffic Noise Map of London Goes Public', **Noise & Vibration Worldwide**, September, vol. 35, no. 8, pp. 25-28(4)

Navrud, S. (1997), Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Betalingsvillingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring. (In Norwegian). Report 97:14. Nacional Pollution Control Authority (Statens Forurensningstilsyn), Oslo, Norway.

Navrud, S. (2000): Economic benefits of a program to reduce transportation and community noise A contingent valuation survey. In Proceedings of Internoise, Nice, Francia.

Nelson JP (1978). **Economic analysis of transportation noise abatement**, Ballinger, Cambridge, Mass.

Nelson, J.P.(1980), "Airports and property values: A survey of recent evidence", **Journal of Transport Economics and Policy** 14(1), 37-52.

Nelson, J.P.(1982), "Highway noise and property values: A survey of recent evidence", **Journal of Transport Economics and Policy** 16(2), 117-138.

Nielsen, Otto Anker y Bloch, Karsten S. (1996), Improved GIS-based Methods for Traffic Noise Impact Assessment. Assessment. 24th European Transport Forum" (PTRC Annual Meeting). Proceedings, Seminar J, Geographic Information Systems. Uxbridge, UK. 2-6 September.

OMS Organización Mundial para la Salud- (1999), 'Guidelines for Community Noise', Ginebra.

Ortega, Domínguez, (2002), «Ruido: efectos sobre el sueño», Jornadas internacionales: contaminación acústica en las ciudades. Madrid-España, Julio.

Ouis D. (1999), 'Exposure to Nocturnal Road Traffic Noise: Sleep Disturbance and its After Effects', **Noise and Health**, Jul - Sept, vol. 1, no. 4, pp. 11-36(26)

Palmquist, R. B. (1984), "Estimating the Demand for the Characteristics of Housing". **Review of Economics and Statistics**, Vol, 66, n. 3, p. 394-404, agosto

Palmquist, R.B.(1982), "Measuring environmental effects on property prices values with hedonic regressions", **Journal of Urban Economics** 11, 333-347

Palmquist, R. B. (1980). Impact of highway improvements on property values in Washington, WA-RD-37.1. Springfield, Va.: National Technical Information Service.

Palmquist, R. B. (1982a). "Measuring environmental effects on property prices values with hedonic regressions", **Journal of Urban Economics**, 11, pp 333-47.

Palmquist, R. B. (1982b). "Estimating the demand for air quality from property value studies", manuscript, Raleigh: North Carolina State University.

Palmquist, R. B. (1983). Estimating the demand for air quality from property value studies: Further results, unpublished manuscript, Raleigh: North Carolina State University.

Palmquist, R. B. (1984). "Estimating the demand for the characteristics of housing", **Review of Economics and Statistics**, 66, pp 394-404.

Palmquist, R. B. (1991). "Hedonic methods" in **Measuring the Demand for Environmental Quality**, J. B. Braden and C. D. Kolstad (eds.), Amsterdam: North Holland.

Pesse, Ricardo (1999). "Una evaluación económica del ruido en Santiago". Encuentro Chileno de Acústica, Valdivia, Chile.

Pommerehne, W.W (1988), *Measuring Environmental Benefits: A Comparison of Hedonic Technique and Contingent Valuation* in by Dieter Bos, D. M. Rose and C. Seidl (eds.): *Welfare and Efficiency in Public Economics*, Springer; Berlin, Heidelberg, New York:

Quinet (1993) "The Social Costs of Transport: Evaluation and Links with Internalisation Policies in: *Internalising the Social Costs of Transport*" CEMT/OCDE, p. 31-76, París.

Renew, W. D. (1996a). The relationship between traffic noise and house price, Conference of the Australian Acoustical Society, Brisbane, 13-15th November, 1996.

Renew, W. D. (1996b). The relationship between traffic house prices and traffic noise in Brisbane, Draft report, Department of the Environment, Australia.

Rich, Jeppe Husted y Nielsen, Otto Anker (2004), *Assessment of Traffic Noise Impacts*. International **Journal of Environmental Studies**. Vol. 61(1), pp. 10-29. Taylor & Francis.

Rue, Iben y Jensen, Sara (2003), *ArcGIS and Traffic Impact Models*. Centre for Traffic and Transport (CTT), Technical University of Denmark.

Rosen, S. (1974), "Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation to Pure Competition". **Journal of Political Economy**, n. 82, p. 34-55, enero.

Rodríguez D.Y.; Fernández F.J.; Velásquez H.A. (2004), "Road traffic injuries in Colombia", *Injury Control and Safety Promotion*, Números 1-2/Abril, vol. 10, no. 1-2, pp. 29-35(7)

Sanz SA, J.M. (1987), *El ruido*. MOPU, Madrid.

Stansfeld, Stephen A.; Sharp, Dan S.; Gallacher, John; Babisch, Wolfgang (1993), "Road traffic noise, noise sensitivity and psychological disorder". *Psychological Medicine*, 23, 977-985. Cambridge University Press.

Schultz, T. J (1978), "Synthesis of social surveys on noise annoyance". **Journal of the Acoustical Society of America** 64 (2), Agosto.



Sælensminde, K. (1999), Stated Choice Valuation of Urban Traffic Pollution. *Transportation Research Part D*, 4; 13-27.

Smith, L.B.; Rosen, K.T.; Fallis, G. (1988). "Recent Development in Economic Models of Housing Markets", **Journal of Economic Literature**, Vol. 26, p.29-64.

Soguel, N., (1994<sup>a</sup>): Measuring Benefits from Traffic Noise Reduction Using a Contingent Market, Centre for Social and Economic Research on Global Environment (CSERGE), Working Paper GEC 94-03

Soguel, N. (1991). Evaluation de cout social du bruit genere par le trafic routier en Ville de Neuchatel, IRER, WP No. 9105, Universite de Neuchatel.

Thune-Larsen, H. (1995): Flystøyavgifter basert på betalingsvillighet. (In Norwegian) TØI-report 289/1995. Institute for Transport Economics (TØI), Oslo. 86 pp.

Taylor, S.M., B.E. Breston y F.L. Hall (1982), 'The effect of road traffic noise on house prices, ', **Journal of Sound and Vibration**. Vol 80, p.p. 523-541.

Vainio, M., (1995), Traffic noise and air pollution. Valuation of externalities with Hedonic Price and Contingent Valuation methods., Ph. D. dissertation. Helsinki School of Economics and Business Administration, Acta Universitatis Oeconomicae Helsingiensis, A-102, ISBN 951-702-799-0.

Vainio, M. (2001), Comparison of hedonic prices and contingent valuation methods in urban traffic noise context. Paper presented at the 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, The Hague, The Netherlands, August 27-30

Vaughan, R. J. y L. Huckins (1975). **The economics of expressway noise and pollution abatement**, P-5475, Santa Monica, Ca.: Ballinger.

Washington D.C, in Nelson, J.P. (1982). "Highway Noise and Property Values, A Survey of Recent Evidence." **Journal of Transport Economics and Policy**, 117-138

Walters A.A. (1975), **Noise and Prices**, Oxford University Press, London.

Wilhelmsson, M. (2000), 'The Impact of Traffic Noise on the Values of Single-family Houses', **Journal of Environmental Planning and Management**, 43 (6), 799-815.

Wibe, S. (1997), Efterfrågan på tyst boende (The demand for quiet dwellings) (In Swedish) Report to Byggforskningsrådet, Stockholm, Sweden. Report (Anslagsrapport) no. A4:1997.

Weinstein, N.D (1980), "Individual differences in critical tendencies and noise annoyance". **Journal of Sound and Vibration** 68, 241-248.