

INTEGRACIÓN DEL IMPACTO DEL RUIDO DEL TRÁFICO CON OTROS IMPACTOS SOBRE LA SALUD: CASO DE ESTUDIO DE LA AP-7 SUR

Enrique Moliner^{(1)(P)}

Vicente Franco⁽¹⁾

Carlos Muñoz⁽¹⁾

Daniel Garraín⁽²⁾

Rosario Vidal⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Grupo de Ingeniería del Diseño (GID), DEMEC, Universitat Jaume I de Castellón*

⁽²⁾ *Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT)*

Abstract

Road traffic contributes heavily to air pollution and environmental noise. The impact assessment of air pollutant emissions has a solid methodological background, both in environmental impact assessments and in the framework of the Life Cycle Assessment. By contrast, noise has special characteristics (dependency on local factors, impossibility of linear additivity of emissions and others) which complicate the assessment of its impact. This paper presents a method for assessing the impact of road traffic noise upon human health. This method quantifies the health impact using the DALY indicator, in order to integrate the noise with other pollutants that also cause health impacts. The proposed method is used herein to calculate the noise impact caused by an additional vehicle per year travelling one kilometre of a particular road. Moreover, the *ReCiPe* assessment method is used to calculate the health impacts due to fuel consumption and air emissions from the same vehicle. Finally, the damages to human health caused by noise are compared and integrated with the damages caused by the other pollutants emitted by the vehicle.

Keywords: *noise, road traffic, impact assessment, LCA, human health, DALY*

Resumen

El tráfico rodado contribuye gravemente a la contaminación atmosférica y al ruido ambiental. La evaluación de impacto de las emisiones atmosféricas tiene una base metodológica sólida, tanto en las evaluaciones de impacto ambiental como en el marco del Análisis del Ciclo de Vida. Por el contrario, el ruido tiene unas particularidades (dependencia de factores locales, imposibilidad de agregar linealmente sus emisiones, etc.) que dificultan la evaluación de su impacto. Este artículo presenta un método para evaluar el impacto del ruido del tráfico rodado sobre la salud humana. Este método cuantifica el impacto sobre la salud mediante el indicador DALY, con la finalidad de poder integrar el ruido con otros contaminantes que también afectan a la salud. El método propuesto se usa en este estudio para calcular el impacto del ruido producido por un vehículo adicional al año que recorre un kilómetro de una carretera determinada. Además, se utiliza el método de evaluación *ReCiPe* para calcular los impactos sobre la salud debidos al consumo de combustible y a las emisiones atmosféricas de ese mismo vehículo. Finalmente, se comparan y se agregan los daños sobre la salud humana originados por el ruido con los daños derivados del resto de contaminantes del vehículo.

Palabras clave: ruido, tráfico rodado, evaluación de impacto, ACV, salud humana, DALY

1. Introducción

El ruido es un contaminante medioambiental con efectos nocivos sobre la salud humana. Un estudio reciente de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011) indica que al menos un millón de años de vida saludable se pierden cada año en Europa occidental debido al ruido del tráfico. Las alteraciones del sueño y las molestias, principalmente asociadas al ruido del tráfico rodado, suponen la mayor parte de la carga del ruido ambiental. Con el fin de abordar este problema, la Directiva 2002/49/CE (CE, 2002a) establece una base común para evaluar y gestionar el ruido en toda la Unión Europea (UE). En este sentido, el uso de indicadores y métodos armonizados para la evaluación del ruido tiene un papel clave. Según la Directiva 2002/49/CE, la determinación de la exposición al ruido ambiental debe realizarse a través de mapas de ruido que incorporen los indicadores armonizados de los niveles de ruido: L_{den} , para evaluar molestias, y L_{night} , para evaluar alteraciones del sueño. Antes del 30 de junio de 2012, los Estados miembros de la UE deberán haber elaborado mapas estratégicos de ruido para sus aglomeraciones urbanas, grandes ejes viarios, grandes ejes ferroviarios y grandes aeropuertos. La información de los mapas de ruido se hará pública y se usará para elaborar planes de acción destinados a reducir el impacto del ruido. El principal inconveniente de la Directiva 2002/49/CE es que, aunque se refiere a la molestia y a la alteración del sueño como futuros indicadores de los efectos nocivos de la exposición al ruido, no proporciona un método armonizado para evaluar tales efectos.

A día de hoy, aún no existe una base metodológica sólida y consensuada para evaluar los efectos del ruido sobre la salud. Esto se debe a las particularidades del ruido como contaminante (dependencia de factores locales, imposibilidad de agregar linealmente sus emisiones, etc.), que lo diferencian del resto de contaminantes y dificultan la evaluación de su impacto. No obstante, durante los últimos años se han realizado avances importantes en la evaluación de impacto del ruido, sobre todo en el marco del Análisis del Ciclo de Vida (ACV). En el caso del ruido del tráfico rodado, son varios los métodos que se han propuesto para evaluar su impacto e integrarlo en el ACV (Müller-Wenk, 2002, 2004; Doka, 2003; Althaus, De Haan & Scholz, 2009; Franco, Garraín & Vidal, 2010). Entre ellos, hay que destacar el trabajo de Müller-Wenk (2002, 2004), ya que fue pionero en aplicar un enfoque incremental para evaluar el impacto sobre la salud debido al ruido atribuible a un incremento del tráfico existente. De este modo, logró cuantificar los efectos sobre la salud asociados a 1000 vehículo-kilómetros adicionales sobre la red de carreteras de Suiza y expresar su impacto en DALY (años de vida ajustados por discapacidad). El enfoque incremental ideado por Müller-Wenk es especialmente destacable; tanto es así que ha sido incorporado en varios métodos desarrollados posteriormente (Doka, 2003; Althaus, De Haan & Scholz, 2009; Franco, Garraín & Vidal, 2010). Sin embargo, algunos aspectos de su método son cuestionables: en primer lugar, su aplicabilidad se limita a evaluaciones a gran escala, que resultan poco prácticas y no son habituales en los estudios de ACV; en segundo lugar, asume ciertas simplificaciones (como el uso de aproximaciones lineales para calcular los incrementos de los niveles de ruido) que conducen a una sobrestimación del impacto del ruido. Conscientes de estas limitaciones, Franco, Garraín y Vidal (2010) se basaron en el método de Müller-Wenk para desarrollar un método alternativo que incorpora las siguientes mejoras: permite evaluar diversos tipos de variaciones del tráfico, ya sean variaciones de flujo, composición y/o velocidad; es adaptable a cualquier escala, permitiendo igualmente evaluaciones a gran escala y a pequeña escala; y proporciona resultados más precisos, dado que no usa aproximaciones lineales. Además, este método fue desarrollado de manera coherente con la Directiva 2002/49/CE (CE, 2002a), ya que parte del indicador básico del nivel de ruido L_{den} y calcula los efectos sobre la salud como el número de personas molestas por el ruido del tráfico. De hecho, una de las principales ventajas de este método es que los

datos de partida que requiere pueden extraerse de los mapas estratégicos de ruido, evitando así el problema que suele suponer la obtención de datos.

En el presente artículo, el método de Franco, Garraín y Vidal (2010) se complementa con la utilización del indicador L_{night} para calcular también el número de personas con alteraciones del sueño debidas al ruido del tráfico. Además, se amplía el método para evaluar no sólo los efectos nocivos del ruido, sino también los daños sobre la salud correspondientes a tales efectos. Para ello, se incluye el cálculo de la carga de enfermedad ambiental asociada a las molestias y a las alteraciones del sueño, obteniéndose así el impacto del ruido sobre la salud en DALY. La utilización del indicador DALY hace posible comparar y agregar el impacto del ruido con los impactos sobre la salud causados por otros contaminantes. Para ilustrar la aplicación del método ampliado, se expone un caso de estudio que consiste en la evaluación del impacto sobre la salud causado por un vehículo adicional al año que recorre un kilómetro de la carretera AP-7 Sur (Valencia - Alicante). En primer lugar, se emplea el método propuesto para calcular el impacto sobre la salud causado por el ruido de un vehículo-kilómetro adicional en la AP-7 Sur. En segundo lugar, se usa el método de evaluación *ReCiPe* (Goedkoop et al., 2009) para calcular los impactos sobre la salud debidos al consumo de combustible y a las emisiones atmosféricas de ese mismo vehículo. Finalmente, se comparan y se agregan los impactos sobre la salud originados por el ruido con los impactos sobre la salud derivados del resto de contaminantes del vehículo.

2. Objetivos

En este estudio se amplía el método de evaluación de ruido del tráfico rodado propuesto por Franco, Garraín y Vidal (2010). El método original evalúa los efectos del ruido sobre la salud en términos de personas molestas. El método ampliado también evalúa los efectos nocivos del ruido, pero considerando tanto las personas molestas como las personas con alteraciones del sueño. Además, ambos efectos se convierten en sus correspondientes daños sobre la salud, los cuales se expresan en DALY. La ampliación del citado método persigue dos objetivos: en primer lugar, lograr que el método sea aún más coherente con la Directiva 2002/49/CE (CE, 2002a), que exige la evaluación de las molestias y de las alteraciones del sueño; en segundo lugar, posibilitar la comparación e integración del impacto del ruido con otros impactos sobre la salud, haciendo uso del indicador DALY. Para demostrar la aplicación del nuevo método, se realiza una evaluación del impacto sobre la salud de un vehículo adicional al año que recorre un kilómetro de la AP-7 Sur. Se evalúa tanto el impacto del ruido como los impactos de otros contaminantes del vehículo, con el fin de determinar qué relevancia tiene el ruido respecto al resto de contaminantes del tráfico.

3. Metodología

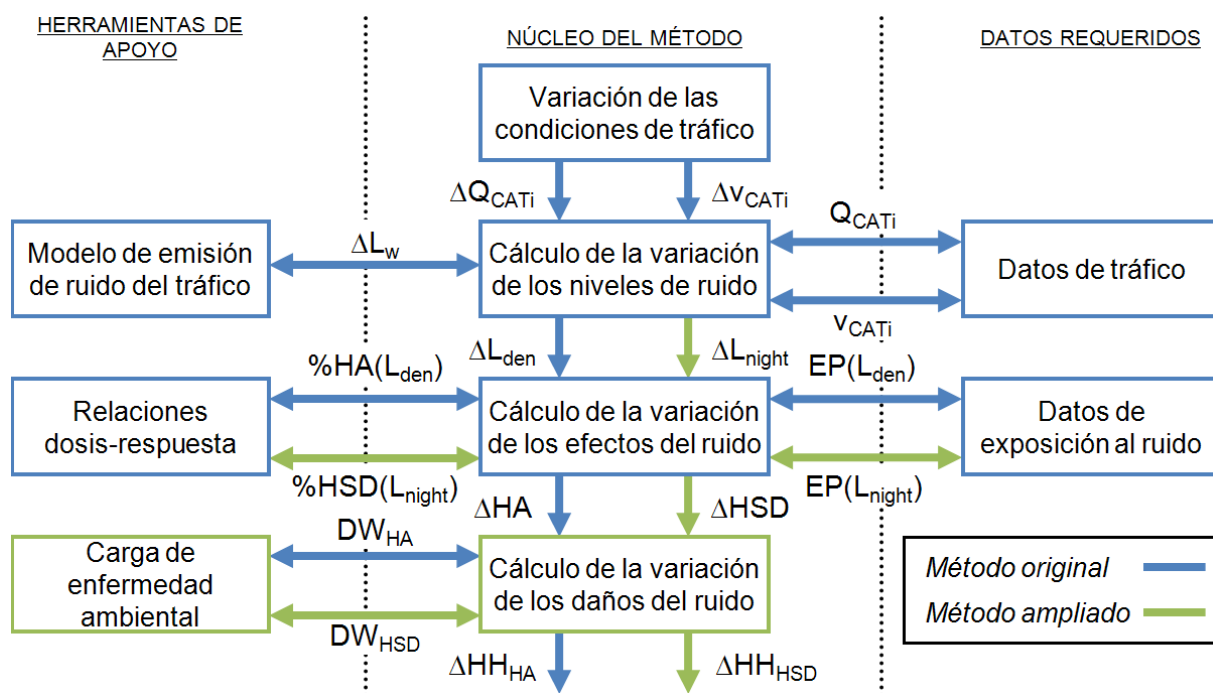
Franco, Garraín y Vidal (2010) idearon un método efectivo para evaluar el impacto del ruido sobre la salud atribuible a distintos tipos de variaciones del tráfico rodado. Este método usa datos de los mapas estratégicos de ruido como entrada y calcula el número de personas altamente molestas. A continuación, se presenta un desarrollo más completo del método anterior, que evalúa tanto las personas altamente molestas como las personas con graves alteraciones del sueño y expresa ambos impactos en DALY. La Figura 1 muestra una representación esquemática del método completo.

3.1. Variación de las condiciones de tráfico

El enfoque incremental de Müller-Wenk (2002, 2004) ha sido reconocido por varios autores como la mejor forma de integrar la evaluación de ruido del tráfico en el ACV (Doka, 2003; Althaus, De Haan & Scholz, 2009; Franco, Garraín & Vidal, 2010). Este enfoque se ha usado en varios métodos para evaluar el impacto del ruido a gran escala (p. ej., una red nacional

de carreteras), que se obtiene como la diferencia entre los impactos de dos escenarios: un escenario de referencia, que refleja la situación actual del tráfico; y un escenario marginal, que se basa en el escenario de referencia pero incluye un vehículo adicional recorriendo una distancia determinada. De este modo, la diferencia entre los impactos de ambos escenarios representa el impacto marginal del ruido de ese número de vehículo-kilómetros. El método de Franco, Garraín y Vidal (2010) también parte del enfoque de Müller-Wenk (2002, 2004), pero incorpora ciertas mejoras que hacen posible evaluar otras variaciones del tráfico aparte de los típicos incrementos del número de vehículo-kilómetros. Mediante el citado método se pueden evaluar variaciones de diversos parámetros del tráfico, como son flujo, composición y velocidad, así como cualquier combinación de variaciones de varios parámetros.

Figura 1: Estructura del método de evaluación de impacto del ruido del tráfico rodado



3.2. Cálculo de la variación de los niveles de ruido

El método propuesto emplea los indicadores de niveles de ruido L_{den} y L_{night} para evaluar molestias y alteraciones del sueño, respectivamente. L_{den} es el indicador de ruido día-tarde-noche y representa el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A determinado a lo largo de todos los períodos día-tarde-noche (24 h) de un año. El nivel de ruido L_{den} (en decibelios con ponderación A, dBA) se determina aplicando la siguiente ecuación:

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left(12/24 \cdot 10^{L_{day}/10} + 4/24 \cdot 10^{(L_{evening}+5)/10} + 8/24 \cdot 10^{(L_{night}+10)/10} \right) \quad (1)$$

donde L_{day} , $L_{evening}$ y L_{night} son los indicadores de ruido diurno, vespertino y nocturno, respectivamente, y representan los niveles sonoros medios a largo plazo ponderados A determinados a lo largo de todos los períodos diurnos (12 h), vespertinos (4 h) y nocturnos (8 h) de un año, respectivamente.

La exposición a L_{den} y L_{night} puede determinarse mediante cálculos o mediante mediciones. Los modelos de predicción de ruido son una alternativa ventajosa a las mediciones in situ, ya que son más rentables (en tiempo y coste) y pueden simular variaciones del tráfico. Estos modelos requieren un modelado preciso de las fuentes de emisión sonora y del entorno de propagación para calcular, respectivamente, el nivel de potencia sonora (de las fuentes de

ruido) y el nivel de presión sonora (en la posición de los receptores). No obstante, las evaluaciones basadas en un enfoque incremental permiten ahorrar esfuerzos de modelado. Dado que las variaciones del nivel de presión sonora se transmiten plenamente a lo largo de todas las vías de propagación sonora, todos los receptores en el entorno de propagación experimentan un mismo aumento o disminución de los niveles de ruido una vez tiene lugar la variación de las condiciones de tráfico. Es decir, los incrementos del nivel de potencia sonora (debidos a la variación de las condiciones de tráfico) se traducen directamente en incrementos del nivel de presión sonora, por lo que no es necesario hacer distinción entre ambos niveles. Por lo tanto, las evaluaciones basadas en un enfoque incremental pueden realizarse sin necesidad de modelar la propagación sonora, requiriendo únicamente un modelo de emisión de ruido del tráfico para calcular la variación de los niveles de ruido.

Modelo de emisión de ruido del tráfico

El modelo de emisión de ruido del tráfico implementado en el método propuesto se basa en el modelo de última generación *IMAGINE* (2007). Este modelo calcula el nivel de potencia sonora instantánea de un vehículo en función de su velocidad para distintas categorías de vehículos: vehículos ligeros (CAT1), vehículos medios (CAT2), vehículos pesados (CAT3) y vehículos de dos ruedas (CAT4). Este modelo también determina el nivel de emisión sonora de un flujo de vehículos por un tramo de carretera, el cual se modela como una fuente lineal equivalente que emite la misma potencia sonora que todo ese flujo de vehículos. El nivel de potencia sonora equivalente por unidad de longitud para un flujo de vehículos de la misma categoría ($L_{W,CATi,eq}$, en dBA/m) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$L_{W,CATi,eq} = L_{W,CATi,0} + 10 \cdot \log(Q_{CATi}/v_{CATi}) \quad (2)$$

donde $L_{W,CATi,0}$ es el nivel de potencia sonora instantánea de un solo vehículo de la categoría i (en dBA), Q_{CATi} es el flujo de vehículos de la categoría i (en veh/s) y v_{CATi} es la velocidad media del flujo de vehículos de la categoría i (en m/s).

Asimismo, puede calcularse el nivel de emisión sonora producido por la totalidad del tráfico ($L_{W,Total,eq}$, en dBA/m) mediante la suma logarítmica de los niveles de emisión asociados a los flujos de las distintas categorías de vehículos, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$L_{W,Total,eq} = 10 \cdot \log\left(\sum_i 10^{L_{W,CATi,eq}/10}\right) \quad (3)$$

La variación de los niveles de ruido resultante de una variación de las condiciones de tráfico puede calcularse de forma sencilla, sobre todo cuando el único cambio en las condiciones iniciales es un incremento de los flujos del tráfico. En este último caso, la variación del nivel de potencia sonora para una categoría de vehículos, debida a un nuevo flujo de vehículos Q_{CATi}^f con respecto al flujo existente Q_{CATi}^0 , se calcula según la siguiente ecuación:

$$\Delta L_{W,CATi,eq} = L_{W,CATi,eq}^f - L_{W,CATi,eq}^0 = 10 \cdot \log(Q_{CATi}^f/Q_{CATi}^0) \quad (4)$$

Por consiguiente, el nivel de potencia sonora equivalente para un nuevo flujo de vehículos de la misma categoría ($L_{W,CATi,eq}^f$ en dBA/m) se calcula según la siguiente ecuación:

$$L_{W,CATi,eq}^f = L_{W,CATi,eq}^0 + \Delta L_{W,CATi,eq} = L_{W,CATi,eq}^0 + 10 \cdot \log(Q_{CATi}^f/Q_{CATi}^0) \quad (5)$$

El nivel de emisión sonora causado por la totalidad del nuevo tráfico ($L_{W,Total,eq}^f$, en dBA/m) se obtiene sumando los niveles de emisión de los nuevos flujos de las distintas categorías de vehículos (según la Ecuación (3)). Finalmente, la variación de los niveles de ruido atribuible a la variación de las condiciones de tráfico se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\Delta L_{W,Total,eq} = L_{W,Total,eq}^f - L_{W,Total,eq}^0 \quad (6)$$

Llegados a este punto, debe recordarse que las variaciones de los niveles de presión sonora (en la posición de los receptores) son iguales a las variaciones de los niveles de potencia sonora, como se ha justificado previamente. También cabe destacar que es posible evaluar variaciones de la velocidad o combinaciones de variaciones del flujo y de la velocidad.

3.3. Cálculo de la variación de los efectos del ruido

Los indicadores L_{den} y L_{night} describen la exposición al ruido, sin embargo, no representan los efectos sobre la salud causados por tal exposición. Para determinar los efectos del ruido sobre la salud, el método propuesto incorpora otros indicadores adicionales, que se obtienen a partir de relaciones dosis-respuesta. La Directiva 2002/49/CE (CE, 2002a) hace referencia a relaciones entre las molestias y L_{den} y relaciones entre las alteraciones del sueño y L_{night} , pero no especifica qué curvas o expresiones matemáticas deben utilizarse. No obstante, hay informes de la Comisión Europea (CE, 2002b, 2004) que indican las curvas o expresiones para evaluar cada efecto. Según estos informes, deben aplicarse relaciones dosis-respuesta para estimar el porcentaje de personas altamente molestas (%HA, en función de L_{den}) y el porcentaje de personas con graves alteraciones del sueño (%HSD, en función de L_{night}).

Franco, Garraín y Vidal (2010) usan las relaciones dosis-respuesta junto con datos de exposición al ruido para determinar la variación del número de personas altamente molestas (ΔHA) atribuible a una determinada variación de las condiciones de tráfico. Para calcular la variación de este efecto del ruido emplean la siguiente ecuación:

$$\Delta HA \cong \Delta L_{den} \cdot \sum_{L_{den}} \left(\frac{d\%HA(L_{den})}{dL_{den}} \cdot EP(L_{den}) \right) \quad (7)$$

donde ΔL_{den} es la variación del nivel de ruido día-tarde-noche atribuible a la variación de las condiciones de tráfico, $EP(L_{den})$ es el número de personas expuestas a un rango de L_{den} de 5 dBA (55-60, 60-65, 65-70, 70-75, >75) en la situación preexistente y el término diferencial representa el incremento aproximado del porcentaje de personas altamente molestas con respecto al incremento de L_{den} en ese rango de 5 dBA (p. ej., para el rango 55-60 dBA, el término diferencial se calcula en el punto medio, es decir, 57,5 dBA).

Análogamente, se puede ampliar el método para evaluar también la variación del número de personas con graves alteraciones del sueño (ΔHSD), empleando la siguiente ecuación:

$$\Delta HSD \cong \Delta L_{night} \cdot \sum_{L_{night}} \left(\frac{d\%HSD(L_{night})}{dL_{night}} \cdot EP(L_{night}) \right) \quad (8)$$

donde ΔL_{night} es la variación del nivel de ruido nocturno atribuible a la variación de las condiciones de tráfico, $EP(L_{night})$ es el número de personas expuestas a un rango de L_{night} de 5 dBA (50-55, 55-60, 60-65, 65-70, >70) en la situación preexistente y el término diferencial representa el incremento aproximado del porcentaje de personas con graves alteraciones del sueño con respecto al incremento de L_{night} en ese rango de 5 dBA.

Relaciones dosis-respuesta

Las relaciones dosis-respuesta incorporadas en el método son las recomendadas por la CE (2002b, 2004). En concreto, se aplican las relaciones de Miedema y Oudshoorn (2001) para evaluar %HA y las relaciones de Miedema, Passchier-Vermeer y Vos (2003) para evaluar %HSD, ambas definidas en base a la exposición al ruido en la fachada de las viviendas. Sus aproximaciones polinómicas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Relaciones dosis-respuesta para la molestia y la alteración del sueño

Descriptor	Aproximación polinómica
Porcentaje de personas altamente molestas	$\%HA = 9.868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{den} - 42)^3 - 1.436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{den} - 42)^2 + 0.5118 \cdot (L_{den} - 42)$
Porcentaje de personas con graves alteraciones del sueño	$\%HSD = 0.01486 \cdot L_{night}^2 - 1.05 \cdot L_{night} + 20.8$

3.4. Cálculo de la variación de los daños del ruido

El método de Franco, Garraín y Vidal (2010) expresa el impacto del ruido como el número de personas afectadas por los efectos del ruido, pero no transforma tales efectos en sus daños sobre la salud humana. En este estudio, se amplía el método para evaluar también el impacto del ruido en términos de daños sobre la salud. Para ello, el impacto sobre la salud se cuantifica en base a la carga de enfermedad ambiental asociada a los efectos del ruido. La carga de enfermedad ambiental se mide en DALY (años de vida ajustados por discapacidad). El indicador DALY combina la carga de enfermedad debida a la mortalidad y a la morbilidad, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$DALY = YLL + YLD \quad (9)$$

donde YLL es el número de 'años de vida perdidos por muerte prematura' y YLD es el número de 'años vividos con discapacidad'.

La adopción de un único indicador permite comparar y agregar las cargas de ambos efectos del ruido (molestias y alteraciones del sueño), así como comparar y agregar el impacto del ruido con los impactos de otros contaminantes que también causan daños sobre la salud.

Carga de enfermedad ambiental

La carga de enfermedad ambiental en DALY se ha establecido para una gran variedad de enfermedades. El ruido del tráfico causa diversos efectos nocivos, sin embargo, en este estudio sólo se consideran las molestias y las alteraciones del sueño, puesto que abarcan la mayor parte de la carga de enfermedad del ruido ambiental (OMS, 2011). La molestia y la alteración del sueño no causan muertes, de modo que la estimación de YLL puede omitirse. En cuanto a la morbilidad, la estimación de YLD se realiza según la siguiente ecuación:

$$YLD = I \cdot DW \cdot D \quad (10)$$

donde I es el número de casos incidentes, DW es un peso de discapacidad que refleja la gravedad de la enfermedad en una escala de cero (estado de salud ideal) a uno (estado de salud equivalente a la muerte) y D es la duración media de la discapacidad en años.

Mediante el método propuesto, cualquier variación de las condiciones de tráfico se traduce en variaciones de L_{den} y L_{night} y en variaciones del número de personas altamente molestas y del número de personas con graves alteraciones del sueño. Dado que L_{den} y L_{night} son niveles medios anuales y las molestias y las alteraciones del sueño desaparecen cuando el ruido cesa, se considera que la duración de la discapacidad es de un año (OMS, 2011). Bajo las suposiciones anteriores, la variación de los daños del ruido sobre la salud humana (ΔHH , en DALY) se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$\Delta HH = \Delta HH_{HA} + \Delta HH_{HSD} = \Delta HA \cdot DW_{HA} + \Delta HSD \cdot DW_{HSD} \quad (11)$$

donde ΔHH_{HA} y ΔHH_{HSD} son las variaciones de los daños del ruido sobre la salud humana relacionadas, respectivamente, con las altas molestias y las graves alteraciones del sueño, ΔHA es la variación del número de personas altamente molestas (como resultado de la

Ecuación (7)), ΔHSD es la variación del número de personas con graves alteraciones del sueño (como resultado de la Ecuación (8)) y DW_{HA} y DW_{HSD} son los pesos de discapacidad para las altas molestias y las graves alteraciones del sueño, respectivamente.

Los pesos de discapacidad usados por el método se muestran en la Tabla 2 y proceden del estudio más reciente de la OMS (2011) sobre carga de enfermedad del ruido ambiental.

Tabla 2: Pesos de discapacidad para la molestia y la alteración del sueño

Estado de salud	Peso de discapacidad
Alta molestia	0,02
Grave alteración del sueño	0,07

3.5. Datos requeridos

Los datos de entrada requeridos por el método se clasifican en dos grupos: datos de tráfico y datos de distribución de la exposición al ruido. En primer lugar, para calcular la variación de los niveles de ruido se requieren los siguientes datos de tráfico: composición (por categorías de vehículos), flujos de vehículos y velocidades de los vehículos. En segundo lugar, para calcular la variación de los efectos del ruido se necesitan datos de distribución de la exposición al ruido. Estos últimos datos consisten en distribuciones de frecuencias de las personas expuestas al ruido del tráfico por intervalos de 5 dBA de L_{den} y L_{night} en la fachada más expuesta de las viviendas. Todos los datos anteriores se harán públicos a través de los mapas estratégicos de ruido exigidos por la Directiva 2002/49/CE (CE, 2002a). Antes del 30 de junio de 2012, y después cada cinco años, los Estados miembros deberán elaborar mapas estratégicos de ruido para todos sus grandes ejes viarios. En España, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) ha creado el Sistema de Información sobre Contaminación Acústica (SICA), que es un servicio web de información pública que ya da acceso a los informes detallados sobre los mapas estratégicos de ruido.

4. Caso de estudio

En este trabajo se presenta un caso de estudio con el fin de demostrar la validez del método para realizar evaluaciones de impacto del ruido a partir de la información de los mapas estratégicos de ruido. En este caso se usan datos del mapa de ruido de la autopista AP-7 Sur (Valencia - Alicante) para el año 2006, que se obtuvieron del SICA (MAGRAMA, 2007). Los datos de tráfico y de exposición al ruido (Tablas 3 y 4) se usan para evaluar el impacto del ruido causado por un vehículo adicional al año que recorre un kilómetro de la AP-7 Sur. De este modo, se obtiene el impacto sobre la salud de un vehículo-kilómetro adicional, tanto para un vehículo ligero como para un vehículo pesado, expresándose tal impacto en DALY. El uso del indicador DALY tiene la ventaja de que permite comparar y agregar el impacto del ruido con los impactos sobre la salud causados por otros contaminantes. Para ilustrar esta ventaja, también se compara y agrega el impacto sobre la salud debido al ruido de ese vehículo adicional con los impactos sobre la salud causados por otros contaminantes del mismo vehículo. Para ello, se modela un vehículo ligero medio y un vehículo pesado medio, según la flota media de vehículos en las autopistas españolas en el año 2005 (Ntziachristos et al., 2008). Además, se realiza un inventario del consumo de combustible y emisiones atmosféricas de ambos vehículos, en base a la guía europea de inventarios de emisiones atmosféricas (EEA, 2009). Tras ello, se usa el método de evaluación de impacto *ReCiPe* (Goedkoop et al., 2009) para convertir el inventario de consumo de combustible y emisiones atmosféricas en sus impactos sobre la salud en DALY. Finalmente, se comparan y agregan estos últimos impactos con el impacto obtenido previamente para el ruido, determinándose así la importancia del ruido en comparación con otros contaminantes del tráfico.

Tabla 3: Datos de tráfico en la AP-7 Sur

Longitud	Período	Condiciones de tráfico (inicialmente)			
		Vehículos ligeros (CAT1)		Vehículos pesados (CAT3)	
		Intensidad (veh/h)	Velocidad (km/h)	Intensidad (veh/h)	Velocidad (km/h)
147,60	Día	1295	120	434	100
	Tarde	959	120	572	100
	Noche	150	120	131	100

Tabla 4: Datos de distribución de la exposición al ruido en la AP-7 Sur

Número de personas expuestas al ruido por kilómetro de carretera (inicialmente)			
L_{den} (día-tarde-noche)		L_{night} (noche)	
Rango (dBA)	Personas expuestas (hab/km)	Rango (dBA)	Personas expuestas (hab/km)
55-60	226,96	50-55	88,75
60-65	54,88	55-60	18,29
65-70	10,16	60-65	2,71
70-75	1,36	65-70	0,00
>75	0.00	>70	0,00

5. Resultados

A continuación, se muestran los resultados del caso de estudio. En primer lugar, se exponen los resultados de la evaluación de impacto del ruido causado por un vehículo-kilómetro adicional en la AP-7 Sur. En segundo lugar, se presentan los resultados de la evaluación de otros impactos sobre la salud debidos al consumo de combustible y emisiones atmosféricas del vehículo y se comparan y agregan estos impactos con el impacto obtenido para el ruido.

5.1. Evaluación de impacto del ruido del tráfico

Los datos sobre las condiciones de tráfico y de exposición al ruido en la AP-7 Sur (Tablas 3 y 4) se usan para evaluar el impacto del ruido asociado a la adición de un vehículo-kilómetro anual sobre el flujo de tráfico existente en esa carretera. Los impactos del ruido atribuibles a la adición de un vehículo ligero y de un vehículo pesado se evalúan por separado. En este caso, la adición de cada uno de estos vehículos se distribuye entre los distintos períodos del día de forma proporcional al flujo de vehículos de la categoría correspondiente que circulan inicialmente por la AP-7 Sur en cada período. Mediante el modelo de emisión de ruido del tráfico *IMAGINE* se calculan las variaciones de los niveles de ruido atribuibles a cada uno de los vehículos adicionales. En la Figura 2 se muestran las variaciones de los niveles de ruido L_{den} y L_{night} causadas por un vehículo-kilómetro adicional al año, junto con el número total de personas inicialmente expuestas a cada uno de esos niveles. Seguidamente, se calculan las variaciones de los daños del ruido sobre la salud derivadas de las variaciones de los niveles de ruido obtenidas previamente. En la Figura 3 se muestran estos resultados, distinguiendo entre variaciones de los daños asociados a las altas molestias (período día-tarde-noche), variaciones de los daños asociados a las graves alteraciones del sueño (período nocturno) y variaciones de los daños totales (como suma de las dos anteriores).

Figura 2: Variaciones de los niveles de ruido L_{den} y L_{night} y número total de personas inicialmente expuestas a $L_{den} > 55$ dBA y $L_{night} > 50$ dBA

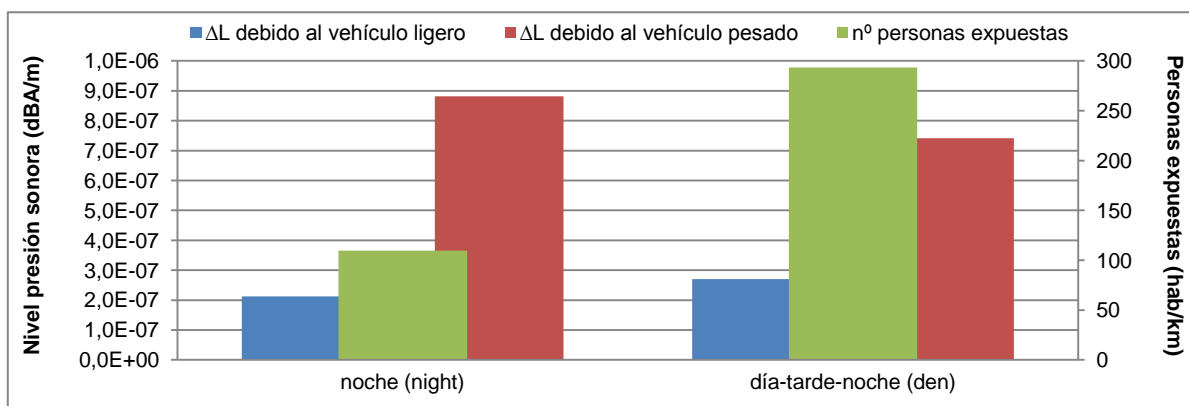
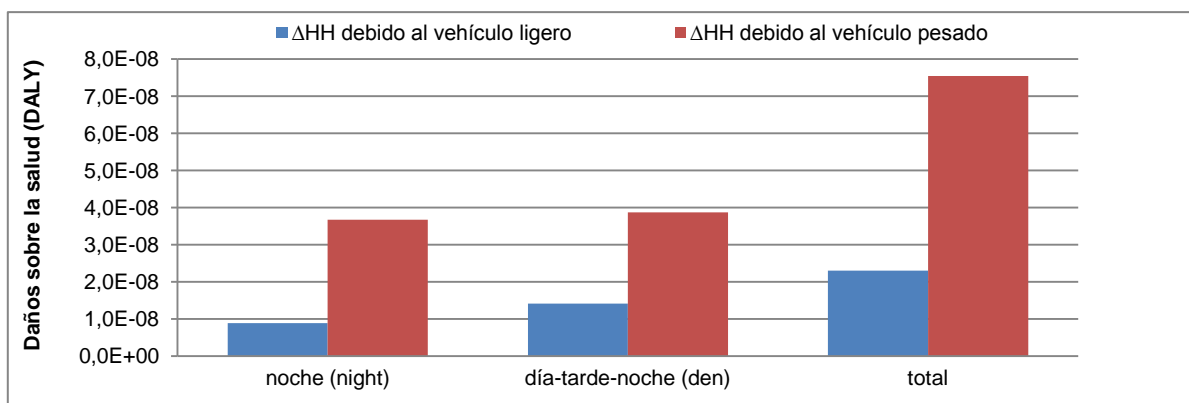


Figura 3: Variaciones de los daños del ruido



5.2. Integración del impacto del ruido del tráfico con otros impactos sobre la salud

En la Tabla 5 se muestra un inventario del consumo de combustible y de las emisiones atmosféricas para un vehículo ligero medio y para un vehículo pesado medio circulando por las autopistas españolas a 120 y 100 km/h, respectivamente. Los datos de inventario se emplean como entrada del método de evaluación *ReCiPe* para calcular los impactos sobre la salud asociados al consumo de combustible y a las emisiones atmosféricas de un vehículo-kilómetro. Estos resultados se muestran en la Tabla 6, donde también se incluyen los resultados obtenidos de la evaluación de impacto del ruido. Todos los impactos están expresados en DALY, de modo que es posible compararlos entre sí y sumarlos para obtener el impacto total sobre la salud. De hecho, los porcentajes mostrados en la Tabla 6 representan la contribución de cada categoría de impacto al impacto total.

6. Conclusiones

En este trabajo se ha presentado un desarrollo más completo del método de evaluación de impacto del ruido del tráfico rodado propuesto por Franco, Garraín y Vidal (2010). El método de Franco, Garraín y Vidal evalúa el impacto del ruido sobre la salud atribuible a distintos tipos de variaciones del tráfico. Para ello, usa datos de los mapas estratégicos de ruido y calcula el impacto del ruido como el número de personas altamente molestas. El método desarrollado en este trabajo también evalúa los efectos nocivos del ruido, pero considerando no sólo las personas altamente molestas, sino también las personas con graves alteraciones

del sueño. Además, el nuevo método convierte ambos efectos en sus daños sobre la salud, los cuales se expresan en DALY.

El nuevo método se ha aplicado para evaluar el impacto del ruido sobre la salud causado por un vehículo adicional al año que recorre un kilómetro de la carretera AP-7 Sur. Como resultado, se ha obtenido un impacto de $2,30E-08$ DALY para un vehículo-kilómetro ligero y de $7,54E-08$ DALY para un vehículo-kilómetro pesado. La diferencia entre ambos impactos se debe a que el vehículo pesado emite una potencia sonora mayor. Además, se ha aplicado el método de evaluación *ReCiPe* para calcular los impactos sobre la salud debidos al consumo de combustible y a las emisiones atmosféricas de un vehículo-kilómetro. El método *ReCiPe* también expresa los impactos sobre la salud en DALY, de modo que es posible comparar y agregar estos últimos impactos con el impacto obtenido para el ruido. De este modo, se ha determinado que el impacto del ruido representa el 4,74% del impacto total de un vehículo ligero adicional. Los resultados son similares en el caso de un vehículo pesado adicional, donde el impacto del ruido supone el 4,96% del impacto total. En ambos casos, el ruido es la tercera categoría de impacto más significativa en términos de daños a la salud, únicamente superada por el cambio climático y la formación de materia particulada.

Tabla 5: Inventario de cargas ambientales para un vehículo medio en autopistas españolas

Cargas ambientales	Vehículo ligero (CAT1)	Vehículo pesado (CAT3)	Cargas ambientales	Vehículo ligero (CAT1)	Vehículo pesado (CAT3)
Gasolina (g/km)	32,27	0,00	Cd (mg/km)	0,01	0,01
Diésel (g/km)	30,34	180,23	Cu (mg/km)	1,70	1,70
CO ₂ (kg/km)	0,20	0,60	Cr (mg/km)	0,05	0,05
CO (g/km)	2,47	1,17	Ni (mg/km)	0,07	0,07
NO _x (g/km)	1,35	5,90	Se (mg/km)	0,01	0,01
PM _{2,5} (g/km)	0,05	0,18	Zn (mg/km)	1,00	1,00
NMVOG (g/km)	0,19	0,22	PAH (µg/km)	638,60	241,86
CH ₄ (mg/km)	11,69	45,16	PCDD (pg/km)	5,75	3,00
N ₂ O (mg/km)	4,35	13,13	PCDF (pg/km)	11,83	7,90
NH ₃ (mg/km)	24,76	3,00	L _{W,CATi,0} (dBA)	108,30	110,45

Tabla 6: Impactos sobre la salud de un vehículo-kilómetro adicional (por categoría de impacto)

Categoría de impacto	Vehículo ligero (CAT1)		Vehículo pesado (CAT3)	
	DALY	%	DALY	%
Cambio climático, CC	3,34E-07	68,87	9,76E-07	64,21
Reducción de la capa de ozono, OD	7,77E-11	0,02	2,21E-10	0,01
Toxicidad humana, HT	6,59E-09	1,36	1,58E-08	1,04
Formación de oxidantes fotoquímicos, POF	7,39E-11	0,02	2,66E-10	0,02
Formación de materia particulada, PMF	1,21E-07	24,95	4,54E-07	29,87
Radiación ionizante, IR	8,16E-11	0,02	2,08E-10	0,01
Ruido	2,30E-08	4,74	7,54E-08	4,96
Daños sobre la salud humana (totales), HH	4,85E-07	100,00	1,52E-06	100,00

Referencias

- Althaus, H.-J., De Haan, P., & Scholz, R. W. (2009). Traffic noise in LCA. Part 2: Analysis of existing methods and proposition of a new framework for consistent, context-sensitive LCI modeling of road transport noise emission. *Int J Life Cycle Assess*, 14, 676-686.
- CE (2002a). *Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de junio de 2002 sobre evaluación y gestión del ruido ambiental*. UE: Diario Oficial de las CE.
- CE (2002b). *Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*. Luxembourg: Office for Official Publications of the EC.
- CE (2004). Position paper on dose-effect relationships for night time noise. Obtenido de <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/positionpaper.pdf>
- Doka, G. (2003). *Ergänzung der Gewichtungsmethode für Ökobilanzen Umweltbelastungspunkte'97 zu Mobilitäts-UBP'97*. Zurich: Doka Ökobilanzen.
- EEA (2009). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. EEA Technical report No 9/2009*. Luxembourg: Office for Official Publications of the EC.
- Franco, V., Garraín, D., & Vidal, R. (2010). Methodological proposals for improved assessments of the impact of traffic noise upon human health. *Int J Life Cycle Assess*, 15 (8), 869-882.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Van Zelm, R. (2009). *ReCiPe 2008—A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level (1st edition). Report I: Characterisation*. Disponible en <http://www.lcia-recipe.net>
- IMAGINE (2007). *The noise emission model for European road traffic. Deliverable 11 of the IMAGINE Project*. Vught: TNO.
- MAGRAMA (2007). *Mapas Estratégicos de Ruido de las Autopistas de la Red del Estado: Autopista AP-7 Norte (Tarragona - Valencia), Autopista AP-7 Sur (Valencia - Alicante), Autopista AP-4 (Sevilla - Cádiz)*. Disponible en <http://sicaweb.cedex.es>
- Miedema, H. M., & Oudshoorn, C. G. (2001). Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals. *Environ Health Perspect*, 109 (4), 409-416.
- Miedema, H. M., Passchier-Vermeer, W., & Vos, H. (2003). *Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance*. Delft: TNO.
- Müller-Wenk, R. (2002). *Attribution to road traffic of the impact of noise on health. Environmental Series No. 339*. Bern: SAEFL.
- Müller-Wenk, R. (2004). A method to include in LCA road traffic noise and its health effects. *Int J Life Cycle Assess*, 9 (2), 76-85.
- Ntziachristos, L., Mellios, G., Kouridis, C., Papageorgiou, T., Theodosopoulou, M., Samaras, Z., Zierock, K.-H., Kouvaritakis, N., Panos, E., Karkatsoulis, P., Schilling, S., Merétei, T., Bodor, P. A., Damjanovic, S., Petit, A. (2008). *European Database of Vehicle Stock for the Calculation and Forecast of Pollutant and Greenhouse Gases Emissions with TREMOVE and COPERT – Final Report*. Thessaloniki: LAT/AUTH.
- OMS (2011). *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.