



**Universidad de la República
Facultad de Ingeniería**



ESTUDIOS DE IMPACTO ACÚSTICO DE PROYECTOS CARRETEROS

En cumplimiento parcial de los requerimientos para la obtención del título de Magister en Ingeniería Ambiental

Tesis presentada a la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República por:

Autor: Ing. Milton Ignacio Ituarte Bonfrisco

**Tutor: Dr. Ing. Alice Elizabeth González
Fernández**

Montevideo, Uruguay
2021

Índice general

1	Introducción	10
1.1	Evaluación de Impacto Ambiental	11
1.1.1	Generalidades.....	11
1.1.2	Marco Normativo Nacional	11
1.2	Estudio de Impacto Ambiental.....	14
1.3	Normativa nacional.....	15
1.4	Descriptores de tránsito	15
1.4.1	Proyección de tránsito.....	16
1.4.2	Parámetros de volumen de Tránsito.....	19
1.5	Descriptores del ruido	20
1.5.1	Composición de muestras.....	22
1.5.2	Parámetros empleados por diferentes organismos	22
1.6	Relaciones entre descriptores.....	23
2	Emisión de ruido de tránsito	28
2.1	Ruido de motor	28
2.2	Ruido aerodinámico	28
2.3	Ruido de rodadura	29
2.4	Ruido de los vehículos circulando en rutas	30
3	Efectos sobre la salud y valor de las viviendas	31
3.1	Efectos sobre la salud	31
3.1.1	Efectos sobre el aparato auditivo.....	31
3.1.2	Trastornos del sueño	32
3.1.3	Interferencia con la comunicación oral	33
3.1.4	Pérdida de rendimiento	33
3.1.5	Efectos cardiovasculares	33
3.1.6	Debilitación del sistema inmune	34
3.1.7	Comportamiento social negativo	34
3.1.8	Recomendaciones OMS 2018	35
3.2	Efecto en el valor de las viviendas	35
4	Línea de base.....	38
4.1	Relevamiento de antecedentes.....	38
4.2	Establecimiento de áreas de influencia del estudio.....	39

4.3	Modelos básicos para obtención de descriptores	42
4.4	Identificar puntos de monitores y objetivos de nivel de ruido	45
4.5	Selección de parámetros a relevar	47
4.6	Asunción de una línea de base genérica y escenarios futuros	48
4.7	Mediciones de línea de base.....	48
4.7.1	Instrumento	48
4.7.2	Duración de las mediciones	49
4.7.3	Selección de altura y posición del micrófono	50
4.7.4	Condiciones meteorológicas.....	51
4.8	Mediciones futuras de línea de base.....	52
4.9	Correcciones a medidas para evaluar molestias.....	52
4.9.1	Presencia de componentes tonales emergentes.....	53
4.9.2	Presencia de componentes de baja frecuencia.....	54
4.9.3	Corrección por componentes impulsivos	54
4.10	Reporte de resultados	54
5	Predicción de niveles de inmisión.....	56
5.1	Introducción	56
5.2	Mecanismos de propagación de ruido	56
5.3	Modelación predictiva de ruido de tránsito	58
5.4	Modelos de predicción acústica para proyectos carreteros....	61
5.5	Predicciones de ruido interior.....	71
5.6	Incertidumbres de los modelos	72
5.7	Criterio de selección del modelo apropiado	73
6	Identificación y valoración de impactos por aumento de presión sonora	75
6.1	Objetivo	75
6.2	Identificar posibles receptores afectados	75
6.3	Determinación de la exposición al ruido.....	76
6.4	Evaluación de impacto por ruido en los receptores.....	77
6.5	Criterios para evaluar el impacto	78
6.6	Análisis de la molestia causada por ruido de tránsito.....	84
6.6.1	Indicadores de molestia	85
6.6.2	Trabajos de síntesis	86
7	Medidas de mitigación.....	89

7.1	Introducción	89
7.2	Mitigación en la fuente	91
7.2.1	Pavimentos de baja emisión de ruido	91
7.2.2	Gestión de la velocidad y composición	94
7.2.3	Desviación del tránsito	96
7.2.4	Difractores de ruido	96
7.3	Mitigación en la trayectoria	97
7.3.1	Barreras.....	97
7.4	Tratamiento a edificaciones	112
8	Programa de monitoreo post-construcción	116
8.1	Introducción	116
8.2	Objetivo del monitoreo.....	116
8.3	Comienzo, selección de días y duración de los monitoreos .	117
8.4	Elección de puntos de monitoreo	118
8.5	Registro de flujo de tránsito y velocidad	120
8.6	Parámetros a registrar	120
8.7	Mediciones en interiores.....	121
8.8	Acciones a tomar en caso de que los monitoreos post-construcción presenten resultados adversos	121
8.9	Consideración de incertidumbres en el valor obtenido	122
9	Líneas de trabajo futuro	127

Índice de figuras

Figura 1	Procedimiento para obtención de la AAP.....	13
Figura 2	Relación entre Qd/v y (LA18,1h - LAeq,1h)	26
Figura 3	Divergencia geométrica según el flujo de vehículos	57
Figura 4	Pasaje de un vehículo a distancia d de un observador	58
Figura 5	Impactos por exposición al ruido generado por el proyecto en receptores según nivel de ruido existente.....	80
Figura 6	Los tres componentes involucrados en la toma de medidas de mitigación	89
Figura 7	Ejemplo de estrategias de medidas de mitigación.....	90
Figura 8	Fuente de emisión predominante en vehículos rodados según velocidad de circulación.....	91
Figura 9	Texturas de pavimento	92

Figura 10 Relación entre la velocidad de circulación, tipo de vehículo y tipo de asfalto con la emisión generada	93
Figura 11 Emisión del ruido en función de la velocidad, por tipo de vehículo y tipo de pavimento	95
Figura 12 Efecto de las barreras acústicas en la propagación de ruido emitido en rutas	97
Figura 13 Longitud de barreras proporcionando al menos 160° de protección	100
Figura 14 Equivalencia en dimensiones entre terraplén y barrera plana	101
Figura 15 Comparación de rendimiento de distintos tipos de barreras con una barrera simple de 2 m	102
Figura 16 Coronamiento doble en forma de doble Y	103
Figura 17 Ábaco de Maekawa	104
Figura 18 Trayectoria de propagación del ruido difractado y reflejado	105
Figura 19 Características visuales del uso de terraplenes	108

Índice de Tablas

Tabla 1 Valores recomendados para K_{30} en valor porcentual	19
Tabla 2 Valores recomendados para D_{30} en valor porcentual	20
Tabla 3 Relación entre el L_{Aeq} (24 h) y varios descriptores	27
Tabla 4 Principales generadores de ruido en vehículos rodados según la velocidad de circulación	28
Tabla 5 Factores de equivalencia acústica entre vehículos pesados y livianos	45
Tabla 6 Parámetro de corrección por componentes tonales K_t	53
Tabla 7 Parámetro de corrección por presencia de componentes de baja frecuencia K_f	54
Tabla 8 Factores de reducción de ruido en interiores según tipo de construcción y ventana	71
Tabla 9 Categoría y parámetro recomendado a emplear según el uso del suelo	79
Tabla 10 Clasificación de impacto por cambios en el nivel de presión sonora generados por el proyecto	81
Tabla 11 Ejemplos para lograr reducción de ruido en receptores y cómo se percibiría el cambio	83
Tabla 12 Disminución en el nivel de presión sonora emitido en función de la disminución de la velocidad de circulación	94
Tabla 13 Reducción de la emisión de ruido en rutas en función de la reducción del flujo	96

Tabla 14 Grado de dificultad de reducción de ruido empleando barreras	98
Tabla 15 Sugerencia de límite de altura en barreras según su localización	100
Tabla 16 Ventajas y desventajas del uso de diferentes materiales en barreras	105
Tabla 17 Reducción de ruido lograda en diferentes superficies en función de la distancia.....	112
Tabla 18 Rendimiento de aislamiento acústico del vidrio	114
Tabla 19 Diferencias entre niveles de ruido exterior e interior según el acondicionamiento de la construcción.....	115
Tabla 20 Resumen de las incertidumbres de las mediciones para L_{Aeq}	124
Tabla 21 Valores por defecto para las incertidumbres para diferentes posiciones del receptor	125

Agradecimientos

En primer lugar, debo agradecer a Elizabeth González, una persona muy generosa que siempre estuvo dispuesta a compartir todo su conocimiento sobre el tema, siempre agradable en su trato, que tuvo además muchísima paciencia para orientarme durante todo el proceso de escribir este trabajo, y principalmente porque siempre me motivó en los momentos más complicados.

A Rosario Lucas por alentarme a hacer esta tesis, cuando pensaba que ya no tenía más oportunidad y facilitarme el camino al inicio; ella me dio ese empujón que necesitaba y que sin su ayuda no lo hubiera podido hacer.

A mi madre y mis amigos, que siempre me alentaron y motivaron a terminar. A mis compañeros del AEIA que siempre me facilitaron información la que me fue muy útil, y me tuvieron paciencia durante todo este proceso.

Por último, a Kika mi compañera de vida por estar a mi lado en todo momento, por apoyarme y motivarme cuando quise abandonar.

¡Gracias totales!

Resumen

El ruido del tránsito rodado es uno de los impactos ambientales más importantes que generan los sistemas de transporte. El ruido del tránsito carretero es la fuente dominante de ruido en zonas rurales y en muchas zonas urbanas y localidades del interior del país.

Este trabajo discute distintas metodologías y artículos científicos que pueden ser empleados en el proceso de evaluación de los impactos potenciales del ruido en los receptores sensibles (viviendas, centros de estudios, hospitales, etc.) provocados por el tránsito de proyectos carreteros, así como los efectos que la exposición a este ruido puede tener sobre la salud de las personas y el valor de las viviendas.

El proceso presentado en el documento para la realización de un estudio de impacto ambiental de ruido por el tráfico de una carretera, recorre desde el relevamiento de la línea de base de los niveles de ruido ambiental existentes alrededor del sitio donde se construirá el proyecto, las metodologías más empleadas y reconocidas internacionalmente para la predicción de los niveles de ruido en los receptores, los criterios para la evaluación del impacto acústico basados en la información de base relevada y los niveles obtenidos en las predicciones modeladas y la descripción de las medidas de mitigación que se incorporarían al diseño del proyecto para eliminar o minimizar potenciales impactos acústicos, si fuera el caso.

Abstract

Road traffic noise is one of the most important environmental impacts of transportation systems. Road traffic noise is the main source of noise in rural areas and in many small urban areas and towns in the country.

This document discusses different methodologies and scientific papers that can be used in the process of assessing the potential impacts of noise on sensitive receptors (homes, school, hospitals, etc.) caused by the traffic of highway projects, as well as the effects that exposure to noise can have on human health and house values.

This document presents the step-by-step process to carry out an environmental impact assessment related to noise from the road traffic of a highway; it runs from the survey of the baseline to obtain the existing environmental sound pressure levels close to the site where the project will be implanted, the most internationally recognized methodologies for the prediction of noise levels in receptors, the criteria for the assessment of the acoustic impact based on the baseline information collected and the sound pressure levels computed by the prediction model and the description of the mitigation measures that could be incorporated into the project design to eliminate or minimize potential adverse acoustic impacts, if necessary.

1 Introducción

Tener una red de rutas nacionales en buen estado, que abarquen el territorio, con capacidad de operar el tránsito que circula en ella de manera segura y confortable, es esencial para el bienestar económico y social de la población. Por tal motivo, es natural que la red se encuentre continuamente en evolución, ya sea por ampliación de los tramos actuales y la rectificación o la construcción de nuevos tramos, acompañando las necesidades de la comunidad.

Es de destacar que pese a la superficie que tiene Uruguay, en estos últimos 10 años se han presentado al hoy Ministerio de Ambiente comunicaciones y/o solicitudes de autorización ambiental previa de más de 10 proyectos carreteros, que van desde tramos de ruta nuevos a rectificación de rutas existentes. La mayoría de los tramos nuevos, se encuentran vinculados al desarrollo productivo del país, a las necesidades de movimiento de la población y la necesidad de evitar el pasaje de las rutas por centros urbanos. Para retirar rutas de ciudades, localidades y centros poblados, se proyectaron baipases, tal como en Nueva Palmira, San José, San Ramón; también se generan tramos nuevos de rutas por las rectificaciones de planimetrías en rutas existentes, como sería el caso de la ruta 14.

Por otro lado, el tránsito carretero es uno de los principales contribuyentes al ruido en las áreas rurales y de muchos centros urbanos que son atravesados por las rutas, generando molestia y la interferencia con actividades como el trabajo, el estudio y la vida social, pudiendo provocar efectos más graves como posibles alteraciones del sueño e impactos a largo plazo en la salud, como aumento del estrés e hipertensión.

La evaluación ambiental proporciona un marco para identificar, evaluar y gestionar los efectos de ruido asociados con el uso de carreteras. Igualmente, se debe tener en cuenta que el ruido emitido por el tránsito rodado es un problema muy complejo de resolver. Tener una variedad de opciones para abordar el problema, pudiendo combinarlas, es fundamental.

El presente trabajo intentará ser una guía para proporcionar referencias generales de documentos, estudios y manuales técnicos empleados para preparar todas y cada una de las etapas de la evaluación ambiental del impacto acústico generado por las emisiones sonoras del tránsito que circula en rutas, con alternativas de diferentes medidas de mitigación.

1.1 Evaluación de Impacto Ambiental

1.1.1 Generalidades

El principal objetivo de la Evaluación de Impacto Ambiental es asesorar técnicamente a las autoridades del Ministerio de Ambiente en su proceso de toma de decisión de conceder un permiso a la ejecución a un determinado proyecto, otorgar Autorización Ambiental Previa, analizando los efectos en el ambiente que pueda generar. También tiene la finalidad de asegurar que el público tenga oportunidades tempranas y efectivas para participar en el proceso de toma de decisiones durante la evaluación de la solicitud de aprobación.

El "Reglamento de evaluación de impacto ambiental y autorizaciones ambientales" Decreto 349/005 establece un procedimiento para identificar el ámbito de aplicación de aquellos proyectos que requieren de solicitar Autorización Ambiental Previa y serán objeto de una Evaluación de Impacto Ambiental, así como el procedimiento para comunicar el proyecto, su clasificación, el contenido de la documentación a presentar, el procedimiento de participación ciudadana y el procedimiento para la toma de una decisión sobre el proyecto, entre otras.

El procedimiento técnico identifica y valora, en forma anticipada, las consecuencias ambientales de un proyecto aún no ejecutado, con la finalidad de prevenir, reducir, mitigar o compensar los impactos ambientales -en ese orden- generados por el proyecto a ser evaluado, promoviendo actividades de desarrollo sustentables.

Según la Agencia Ambiental del Reino Unido, la Evaluación de Impacto Ambiental no debería ser una barrera para el crecimiento y solo debería ser aplicada a una pequeña proporción de proyectos considerados dentro del régimen de planificación. Las autoridades ambientales tienen una responsabilidad general de considerar las implicaciones ambientales de los desarrollos que están sujetos a control. Las autoridades deben considerar cuidadosamente si un proyecto debe estar sujeto a una Evaluación de Impacto Ambiental, si fuera necesario, deben limitar el alcance de la evaluación a aquellos aspectos del medio ambiente que probablemente se vean afectados de manera significativa (www.gov.uk/guidance/environmental-impact-assessment).

1.1.2 Marco Normativo Nacional

La ley N° 16.466, de 19 de enero de 1994, es la ley del régimen de evaluación de impacto ambiental, aunque su aplicación es una norma

básica, el Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental fue aprobado por el Decreto 435/994 de 21 de setiembre de 1994. El 21 de setiembre de 2005 se aprobó una modificación, Decreto 349/005, elaborado en base a un proyecto de la Comisión Técnica Asesora de la Protección del Medio Ambiente (COTAMA) de manera multidisciplinaria e interinstitucional.

Ley N° 16.466 Ley de prevención y evaluación del impacto ambiental

Artículo 1º.-Declárase de interés general y nacional la protección del medio ambiente, contra cualquier tipo de depredación, destrucción o contaminación, así como la prevención del impacto ambiental negativo o nocivo y, en su caso la recomposición del medio ambiente dañado por actividades humanas.

Define impacto ambiental negativo o nocivo (Artículo 2º).

Artículo 2º.-A los efectos de la presente ley se considera impacto ambiental negativo o nocivo toda alteración de las propiedades físicas, químicas o biológicas del medio ambiente causada por cualquier forma de materia o energía resultante de las actividades humanas que directa o indirectamente perjudiquen o dañen:

I. La salud, seguridad o calidad de vida de la población.

II. Las condiciones estéticas, culturales o sanitarias del medio.

III. La configuración, calidad y diversidad de los recursos naturales.

Define los emprendimientos que quedan sometidos a la realización previa de un estudio de impacto ambiental (Artículo 6º). Establece que para iniciar las actividades, construcciones u obras deberán obtener autorización previa del MVOTMA (Artículo 7º). Establece los requisitos mínimos que deberá contener la solicitud de autorización (Artículo 10).

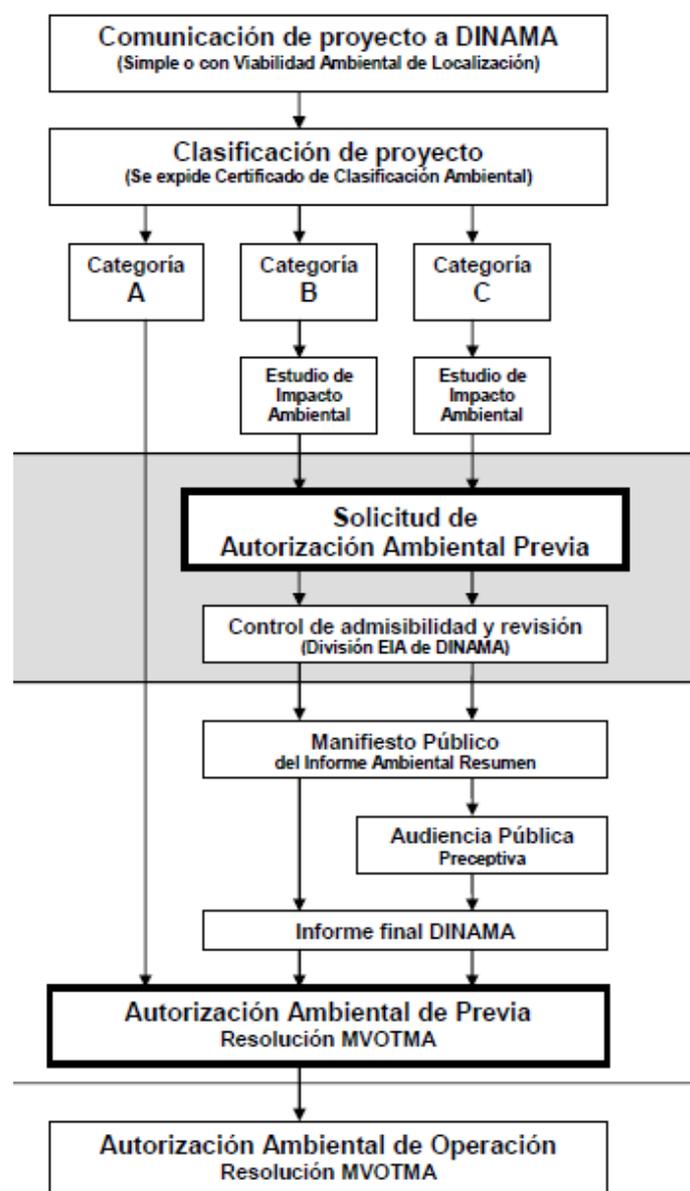
Decreto 349/005 Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental y Autorizaciones Ambientales

El ámbito de aplicación del presente trabajo son los que se encuentran en el ámbito de aplicación 1) del Artículo 2º del Decreto. Esto es la construcción de carreteras y toda rectificación o ensanche de las existentes, en las que la rectificación o ensanche modifique el trazado de la faja de dominio público, con una afectación superior a las 10 ha.

Cabe resaltar que estos proyectos no requieren tramitar Autorización Ambiental de Operación.

Resumen del procedimiento para la obtención de la AAP (Figura 1)

Figura 1 Procedimiento para obtención de la AAP



Fuente: Guía para solicitud de AAP, DINACEA

El procedimiento para el dictado de la AAP presenta dos etapas preliminares, la comunicación del proyecto por parte del proponente y su clasificación por DINACEA (Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental).

Todo proyecto comprendido en el ámbito de aplicación del Decreto (Artículo 2) será clasificado según las categorías A, B o C. Las categorías B o C determinan que el interesado deberá realizar un Estudio de Impacto Ambiental a ser presentado a DINACEA.

El reglamento establece las formalidades que debe cumplir la documentación a ser presentada además de los mecanismos de información y participación pública, principalmente a través de la difusión pública.

Finalmente se otorga o deniega la autorización por parte del Ministerio de Ambiente en función de la evaluación, si el proyecto presenta impactos negativos residuales que puedan considerarse admisibles, teniendo en cuenta el estudio de impacto ambiental y demás información generada en la tramitación, se otorgara autorización.

1.2 Estudio de Impacto Ambiental

El Estudio de Impacto es un documento técnico, de carácter multidisciplinario, que recoge los resultados de la aplicación de aquellas metodologías que permiten predecir las consecuencias sobre el ambiente receptor de la ejecución de un proyecto, y establecer las medidas adecuadas para que la afectación ambiental sea la menor posible mediante consideraciones preventivas, mitigatorias, restauradoras, compensatorias y correctoras (División de Evaluación de Impacto Ambiental de DINAMA, 2009).

El artículo 11 del Reglamento de evaluación de impacto ambiental y autorizaciones ambientales (Decreto 349/005) presenta que el estudio de impacto ambiental debe abarcar el proyecto y su posible área de influencia, incluyendo un encuadre general macroambiental realizándose una comparación objetiva entre las condiciones anteriores y posteriores a la ejecución del proyecto, en sus etapas de construcción, operación y abandono.

El Estudio de Impacto ambiental de un proyecto carretero es una herramienta que permitirá evaluar los impactos potenciales que la construcción y operación genera en su entorno. Generalmente incluye una descripción del alcance y la intensidad del proyecto propuesto, un análisis de los impactos que pudieran ser generados y las medidas de mitigación o compensación requeridas para garantizar que la nueva ruta pueda adaptarse al entorno, sin generar impactos ambientales inadmisibles.

El estudio de ruido por la operativa de la nueva ruta, a realizar en el marco del Estudio de Impacto Ambiental, en particular analizará la afectación que generará el ruido emitido por el tránsito rodado esperado por el proyecto, en las residencias y otros receptores sensibles al ruido cercano a la traza. Además, si resultara de la evaluación, presentará las medidas de mitigación a implementar que

entienda necesarias para eliminar o mitigar a niveles admisibles la afectación.

1.3 Normativa nacional

De acuerdo con la Ley Orgánica Municipal, la gestión de todo lo relacionado con ruido y contaminación sonora en nuestro país es de competencia municipal. En consecuencia, cada Departamento tiene su propia ordenanza municipal sobre ruidos molestos, contaminación sonora o designación similar (González, 2017b). Según (González, 2017b) hay importantes carencias en materia normativa, tanto por faltantes como por incompatibilidades de diferente índole y por errores técnicos que, considerados al pie de la letra, conducirían a conflictos.

No existe a nivel nacional una normativa sancionada que establezca estándares de emisión e inmisión acústica. Igualmente, se encuentra disponible en la página web del Ministerio de Ambiente (www.gub.uy/ministerio-ambiente) el documento técnico "*Valores guía para prevenir la contaminación acústica*" de 2015, el cual pretende ser una referencia para las actuaciones ambientales, así como para la realización de estudios acústicos a nivel nacional.

El documento es el extracto de los valores consensuados en el Proyecto de Estándares de Contaminación Acústica que fuera elaborado por el Grupo Técnico de Estandarización Ambiental en la materia (GESTA/Ruido), creado por la Comisión Técnica Asesora de la Protección del Medio Ambiente (COTAMA), en el año 2013, con el cometido de formular las propuestas técnicas para la reglamentación de la Ley Nº 17.852, del 10 de diciembre de 2004.

1.4 Descriptores de tránsito

Los estudios de afectación por ruido de proyectos carreteros requieren que se realicen proyecciones de tránsito para ser empleados como insumo, generalmente obtenidos a partir de las estimaciones de la circularán de vehículos por la vía al momento de su inauguración. Por lo general, según Santos (2012), suelen obtenerse del tránsito esperado por medio de estimaciones de la tasa de crecimiento anual en función de promedios nacionales, de proyectos de rutas similares o incluso a partir de opiniones de expertos.

A continuación se presentarán algunos descriptores de tránsito que podrían ser empleados en la evaluación de ruido de proyectos

carreteros, así como algunos modelos simples de proyección del tránsito.

TPDA

El Tránsito Promedio Diario Anual (TPDA) es la estimación del tránsito diario típico en un segmento de carretera durante el período de un año. El TPDA se determina dividiendo el volumen total del tránsito en un segmento de carretera durante un año por la cantidad de días del año.

Factor K

El factor K es la proporción de TPDA que se produce en una hora. Dependiendo del volumen horario que se utilice de las 8.760 horas posibles en un año calendario típico, el factor K se puede expresar de diferentes formas. El K_{30} es la trigésima hora de mayor tránsito del año, puede ser expresado como porcentaje del TPDA. El Volumen de Hora de Diseño, (DHV) es el volumen de tráfico que se espera que use un segmento de carretera durante la trigésima hora más alta del año de diseño.

$$DHV = TPDA \cdot K_{30}$$

Factor direccional (D)

El factor direccional es el porcentaje del volumen de tránsito que se mueve en la dirección de mayor volumen combinado en ambas direcciones a una hora seleccionada, representa la distribución direccional de los volúmenes de tráfico por hora. El D_{30} representa la proporción de volumen de tránsito en la trigésima hora de mayor tránsito del año, que viaja en la dirección pico.

Volumen Horario de Diseño Direccional (DDHV)

Los volúmenes horarios de diseño de dirección para el año de diseño resultan del producto de multiplicar el DHV y D_{30} .

1.4.1 Proyección de tránsito

Existen varios tipos de modelos que permiten obtener la demanda de tránsito que tendría una ruta a futuro, según la precisión buscada será la complejidad del modelo y la cantidad de variables que tendrá.

Modelos de series de tiempo

Estos modelos se basan en analizar el tránsito que habrá en el futuro a partir del comportamiento que tuvo la evolución del tránsito en el

pasado únicamente. Los factores de crecimiento se obtienen encontrando la curva que mejor se ajusta a los datos históricos. Tienen como ventaja que para su aplicación solamente se necesitan datos pasados de TPDA (Santos, 2012) de las rutas que conecten con el tramo que se proyecta, y no sería necesario contar con información sobre otras variables.

Dixon (2004) señala la importancia de examinar las tendencias en los datos pasados para la selección de la curva que mejor se ajusta, de manera de asegurar que la tendencia futura tenga resultados consistentes. A continuación, se presentarán algunas de las posibles ecuaciones que se pueden emplear para obtener el TPDA proyectado.

$$\ln(TPDA_t) = a + bt$$

$$TPDA_t = a + bt$$

$$(TPDA_t)^2 = a + bt$$

$TPDA_t$ - TPDA observado en el año t

a, b - los parámetros a estimar

t - el tiempo en años

Método simple FHWA (Federal Highway Administration, 2018)

$$TPDA_F = TPDA_A \cdot (1 + TPA)^n$$

$TPDA_F$ - Tránsito Promedio Diario Anual Futuro

$TPDA_A$ - Tránsito Promedio Diario Anual Año base

TPA - Tasa de cambio promedio anual

n - años a predecir

Método del Departamento de Tránsito de Idaho en EUA

Es otro método sencillo que únicamente requiere del TPDA (Šliupas, 2006), y se obtiene de las siguientes expresiones.

$$TPDA_{t+n} = TPDA_t \times (1 + g)^n$$

$TPDA_{t+n}$ - Valor del TPDA en el año t proyectado n años

$TPDA_t$ - Valor del TPDA del año base

g - valor de crecimiento anual

n - años a proyectar

El valor de crecimiento anual (g) se obtiene de la siguiente ecuación.

$$g = \sqrt[k]{\frac{TPDA_t}{TPDA_{t+k}}} - 1$$

k- número de años entre el primer y último TPDA analizado

Modelos empleando regresión

Son modelos que incluyen más variables en el análisis del crecimiento de tráfico a futuro, se realizan empleando variables económicas y sociodemográficas, requieren de información adicional al TPDA.

Fórmula general de regresión lineal (Šliupas, 2006)

$$TPDA_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_{1i} + \beta_2 \cdot X_{2i} + \dots + \beta_n \cdot X_{ni} + \varepsilon$$

Siendo $\beta_1 - \beta_n$ constantes, $X_{1i} - X_{ni}$ valores del factor económico o demográfico considerado durante i años, ε es el error.

Entre los factores económicos y demográficos más empleados según (Šliupas, 2006) son: el Producto Bruto Interno (PBI), la cantidad de población, la cantidad de vehículos al final del año.

Una metodología simple basada en el crecimiento del Producto Bruto Interno, es la presentada en JICA (2010).

Para la obtención del tránsito futuro se calcula la elasticidad de la demanda de transporte. Es uno de los métodos que contempla la relación entre la demanda de transporte y el parámetro de crecimiento que afecta la demanda de vehículos. La elasticidad se obtiene con la siguiente expresión.

$$e = \frac{\text{variación del tránsito por tipo de vehículo}}{\text{Variación del PBI}}$$

A partir de proyecciones existentes de las tasas de crecimiento del PBI, en general información fácil de obtener, y la elasticidad calculada, se pueden obtener estimaciones de la tasa de crecimiento de tránsito para el período bajo análisis.

$$Tc = e \cdot Tc_{PBI}$$

Siendo Tc la tasa de crecimiento vehicular y Tc_{PBI} la tasa de crecimiento del PBI

1.4.2 Parámetros de volumen de Tránsito

Existen múltiples parámetros de volumen de tránsito que pueden ser necesarios para realizar el estudio de ruido más allá de del TPDA, principalmente para cuantificar el tránsito horario, en una hora de mucha circulación podría ser muy útil, por ejemplo, para analizar la afectación a instituciones educativas.

DHV (Volumen de Hora de Diseño)

El ratio entre el parámetro DHV y el TPDA obtenido para un año particular (factor K_{30}), según la Transport Research Board (2010), si no se tiene el factor K_{30} de la ruta, se podrá emplear el factor 0,09 para zonas urbanas y 0,1 para zonas rurales.

$$K_{30} = \frac{DHV}{TPDA}$$

Algunos valores recomendados por el Department of Transportation State of Florida (2002), para obtener el parámetro K_{30} se encuentran en la Tabla 1, en valor porcentual.

Tabla 1 Valores recomendados para K_{30} en valor porcentual

Tipo de ruta	K_{30}			Desviación Estándar
	Bajo	Promedio	Alto	
Rural	9,6	11,8	14,6	1,43
Rural arterial	9,4	11,0	15,6	1,42
Urbana	9,4	9,7	10,0	0,28
Urbana arterial	9,2	10,2	11,5	0,92

Se puede emplear un factor direccional en caso de que se dese analizar una única dirección de la ruta, en caso de no tener ese factor de dirección se podrá emplear un valor por defecto 0,6 (Transport Research Board, 2010).

Algunos valores recomendados por el Department of Transportation State of Florida (2002) para obtener el parámetro D_{30} se encuentran en la Tabla 2, en valor porcentual.

Tabla 2 Valores recomendados para D_{30} en valor porcentual

Tipo de ruta	D_{30}			Desviación Estándar
	Bajo	Promedio	Alto	
Rural	52,3	54,8	57,3	1,73
Rural arterial	51,1	58,1	79,6	6,29
Urbana	50,4	55,8	61,2	4,11
Urbana arterial	50,8	57,9	67,1	4,60

1.5 Descriptores del ruido

Los descriptores son indicadores acústicos que permitirán caracterizar el comportamiento del ruido en determinado espacio temporal. A continuación, se presentarán los descriptores de ruido más empleados para la realización de estudios de afectación ambiental por ruido de tránsito.

Nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A ($L_{Aeq,T}$)

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \left[\frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p_A^2(t)}{p_0^2} \right] dB$$

Es el nivel de presión acústica con ponderación A continuo equivalente referido a 20 μ Pa determinado sobre un intervalo de tiempo $T = t_2 - t_1$; $p_A(t)$ es la presión acústica instantánea con ponderación A de la señal sonora; p_0 es la presión acústica de referencia de 20 μ Pa.

El $L_{Aeq,T}$ representa el nivel de un sonido constante, hipotético, que contiene la misma energía sonora total que la energía sonora variable real durante el período de tiempo "t".

La escala de ponderación frecuencia A es la escala de medida de niveles de presión sonora que se establece para compensar las diferencias de sensibilidad que el oído humano tiene en las distintas frecuencias dentro del campo auditivo. Tiene muy buena correlación con el daño auditivo y la molestia (es decir, niveles sonoros con valores elevados expresados en dB (A) suelen producir daño auditivo y molestia).

$L_{m\acute{a}x}$

El nivel máximo describe el nivel de presión sonora máximo alcanzado durante un intervalo de tiempo determinado.

L_{A10}

El nivel de presión acústica ponderado A excedió durante el 10 % del período de medición, t. Este indicador proporciona una medida de los niveles de presión acústica más altos que se producen durante el período de medición.

L_{A90}

El nivel de presión acústica ponderado A excedió el 90 % del período de medición, t. Este indicador proporciona una medida de los niveles de presión acústica más bajos que se producen durante el período de medición. En muchas ocasiones se define como el nivel de ruido de fondo, si las mediciones que se tienen son de largo plazo.

L_{A50}

El nivel de presión acústica ponderado A es el que se excedió durante el 50 % del período de medición, t.

Nivel equivalente noche (L_n)

Es el L_{Aeq} durante las horas de la noche. Si se emplea la publicación "Guía de valores para prevenir la contaminación acústica" del GESTA Ruido 2015, el horario a considerar será entre las 22:00 y las 6:00. Por defecto, se expresa con ponderación frecuencial A.

Nivel equivalente día (L_d)

Es el L_{Aeq} durante las horas del día. Si se emplea la publicación "Guía de valores para prevenir la contaminación acústica" del GESTA Ruido 2015, el horario a considerar será entre las 6:00 y las 22:00. Por defecto, se expresa con ponderación frecuencial A.

Nivel de sonido día-noche (L_{dn})

Es un nivel equivalente de 24 horas, definido por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los E.U.A. (US EPA), que penaliza el nivel sonoro del horario nocturno en 10 dB. Se asume que el horario diurno incluye las 15 horas comprendidas entre las 7 y las 22, en tanto el horario nocturno se refiere a las restantes 9 horas entre las 22 y las 7, aunque estrictamente esto debería especificarse en cada caso.

$$L_{DN} = 10 \log \frac{1}{24} \left[15 \cdot 10^{L_{eqD}/10} + 9 \cdot 10^{(L_{eqN}+10)/10} \right]$$

Nivel día-tarde-noche (L_{den})

Es un nivel equivalente de 24 horas adoptado por la Directiva 2002/49/CE que penaliza al ruido de 4 horas en el período vespertino en 5 dB (19 a 23 horas) y 8 horas en el nocturno en 10 dB (23 a 7 horas).

$$L_{DEN} = 10 \log \frac{1}{24} \left[12 \cdot 10^{L_{eqD}/10} + 4 \cdot 10^{(L_{eqE}+5)/10} + 8 \cdot 10^{(L_{eqN}+10)/10} \right]$$

Nivel de exposición al ruido (SEL)

Nivel constante durante un tiempo de referencia de 1 s que posee igual energía total que el evento a medir.

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

Se utiliza para valorar y comparar ruidos de corta duración, como pasajes de vehículos.

Clima de ruido

Es la diferencia entre el percentil L_{10} y el L_{90} en una misma medición. Es un parámetro empleado para representar el ambiente sonoro.

$$CR = L_{10} - l_{90}$$

1.5.1 Composición de muestras

Para obtener el nivel sonoro continuo equivalente compuesto de la realización de varias mediciones, en un mismo punto, se empleará la siguiente fórmula (González, 2017d).

$$L_{Aeq} = 10 \log \left[\frac{\sum_i t_i \times 10^{\frac{L_i}{10}}}{\sum_i t_i} \right]$$

1.5.2 Parámetros empleados por diferentes organismos

Los valores de referencia de la OMS están organizados de acuerdo con entornos específicos. Cuando se identifican múltiples efectos adversos para la salud para un entorno determinado, los valores de referencia se establecen en el nivel del efecto adverso para la salud más bajo. Los valores de referencia representan los niveles de presión sonora que

afectan al receptor más expuesto en el entorno indicado. La base de tiempo para L_{Aeq} "diurno" y "nocturno" es 16 horas y 8 horas, respectivamente, sistema similar al que emplea los "Valores guía para prevenir la contaminación acústica" del GESTA ruido 2015 de Uruguay. Por lo general, la OMS sugiere que el valor de referencia nocturno debe ser de 5 a 10 dB menor (World Health Organization, s. f.). Otros países como Australia, Nueva Zelanda y Japón emplean valores de referencia con el descriptor L_{Aeq} para el día y la noche, con un criterio similar (WU, 2006), (Department of Planning, Transport and Infrastructure, 2016a) y (NZ Transport Agency, 2016).

En los E.U.A. los descriptores y valores guías que se emplean varían según el estado. Igualmente, la Federal Transit Administration recomienda el empleo de limitar el parámetro L_{dn} para todo uso de suelo residencial y edificios donde la gente normalmente duerme, como hoteles y hospitales y limitar el $L_{eq,1h}$ para todas las edificaciones de uso institucional y edificaciones donde las actividades que se desarrollan son sensibles al ruido (Federal Transit Administration, 2018).

Europa cuenta con la Directiva 2002/49 de la CE, relativa a la evaluación y gestión del ruido ambiental. Según esta directiva, en el desarrollo de los mapas estratégicos de ruido se utilizan los indicadores de ruido L_{den} y L_{noche} . Cada Estado miembro determina el comienzo del día, la tarde y la noche; en general los intervalos horarios predeterminados son: 07.00 - 19.00, 19.00 - 23.00 y 23.00 - 07.00, hora local (Petrovici et al., 2016).

En el Reino Unido, los valores umbrales para los receptores sensibles empleado se basan en los descriptores L_{noche} , y el $L_{A10,18h}$ (Highways England et al., 2020).

1.6 Relaciones entre descriptores

La importancia de tener relaciones entre descriptores es que le brinda al técnico que realizará el estudio de afectación por ruido la libertad de poder emplear el modelo de predicción sonora que entienda pertinente, ya sea por su experiencia personal, el tipo de proyecto, el lugar donde se realizará, entre otras razones.

Muchos modelos predictivos obtienen como resultado un descriptor que no puede ser comparado con el valor de referencia asignado a los receptores evaluados. Por ejemplo, si se definiera el uso del modelo CRTN (Calculation of Road Traffic Noise) del Department of Transport UK, el resultado obtenido será el $L_{A10 (1 h)}$ y el $L_{A10 (18 h)}$. Sin embargo, empleando la publicación "Valores guía para prevenir la contaminación

acústica" del GESTA ruido para obtener los valores de referencia máximos que le corresponderían a los receptores, estos serían el L_{Aeq} día y noche.

Por otro lado, si se pretendiera realizar un análisis de molestia, por ejemplo, entre los descriptores mayormente empleados para el ruido de tránsito se emplean el L_{dn} y el L_{den} .

Por lo tanto, este apartado presentará algunas relaciones que se han encontrado en varios estudios para los descriptores.

Muchas investigaciones en ruido de tránsito han intentado obtener la diferencia entre los valores de L_{A10} y el L_{Aeq} , un estudio realizado por (Don & Rees, 1985) obtuvo para tránsito que fluye libremente, que el valor se encuentra generalmente en el rango de 2 a 5 dB (A) y la ecuación se puede aproximar como:

$$L_{A10} - L_{Aeq} = 3 \text{ dB}$$

Torija, Ruiz, Herrera et al., (2006) realizaron un análisis de la relación existente entre el L_{Aeq} y los distintos niveles percentiles y descriptores del ruido ambiental, con especial atención al L_{A10} y L_{A50} , para ruido de tránsito, concluyendo que los descriptores de ruido ambiental con mayor nivel de correlación con respecto al flujo de vehículos circulante son, en orden: el L_{A50} , el L_{A10} y el L_{A90} . El L_{Aeq} obtuvo un nivel de correlación mucho menor del esperado.

Según Quartieri et al. (2009), una de las fórmulas de cálculo más utilizada para obtener el L_{Aeq} en función de descriptores estadístico de permanencia para tránsito rodado es el "Método de Griffiths y Langdon" donde:

$$L_{Aeq} = L_{50} + 0,018(L_{10} - L_{90})^2$$

Jraiw (1986) citado por (González, 2005) presenta una relación para obtener el L_{Aeq} en función de los niveles de permanencia 10, 50 y 90% como se presenta a continuación:

$$L_{Aeq} = 0,968 \cdot L_{50} + 0,436(L_{10} - L_{50})$$

El "Centre Scientifique et Technique du Batiment" propuso una fórmula predictiva de nivel de emisión equivalente, basada en el nivel acústico medio (L_{50}) con la siguiente expresión (citado por Quartieri et al., 2009):

$$L_{Aeq} = 0,65L_{50} + 28,8$$

Otra expresión que permite transformar el valor del L_{A50} a L_{Aeq} es la desarrollada por Torija, Ruiz, & Ramos (2006):

$$L_{Aeq} = 4,037 + (0,958 \cdot L_{A50})$$

En caso de emplear el modelo CRTN del Reino Unido (Department of Transport, 1988) para realizar la predicción de los valores de inmisión sonora provocados por el tránsito, el cual brinda como resultados el L_{A10} (1 h) y L_{A10} (18 h) (Abbott & Nelson, 2002) siguieren emplear las siguientes expresiones para la obtención del L_{Aeq} y el L_{den} .

$$L_{Aeq}(1 h) = 0,94 \cdot L_{A10}(1 h) + 0,77 \text{ dB}$$

$$L_{den} = 0,86 \cdot L_{A10}(18 h) + 9,86 \text{ dB}$$

Excepto en el caso de carreteras que no sean autopistas cuando los flujos de tráfico por hora sean inferiores a 200 vehículos por hora durante el período de 24:00 a 06:00 horas, Abbott & Nelson (2002) sugieren emplear la siguiente relación:

$$L_{Aeq}(1 h) = 0,57 \cdot L_{A10}(1 h) + 24,46 \text{ dB}$$

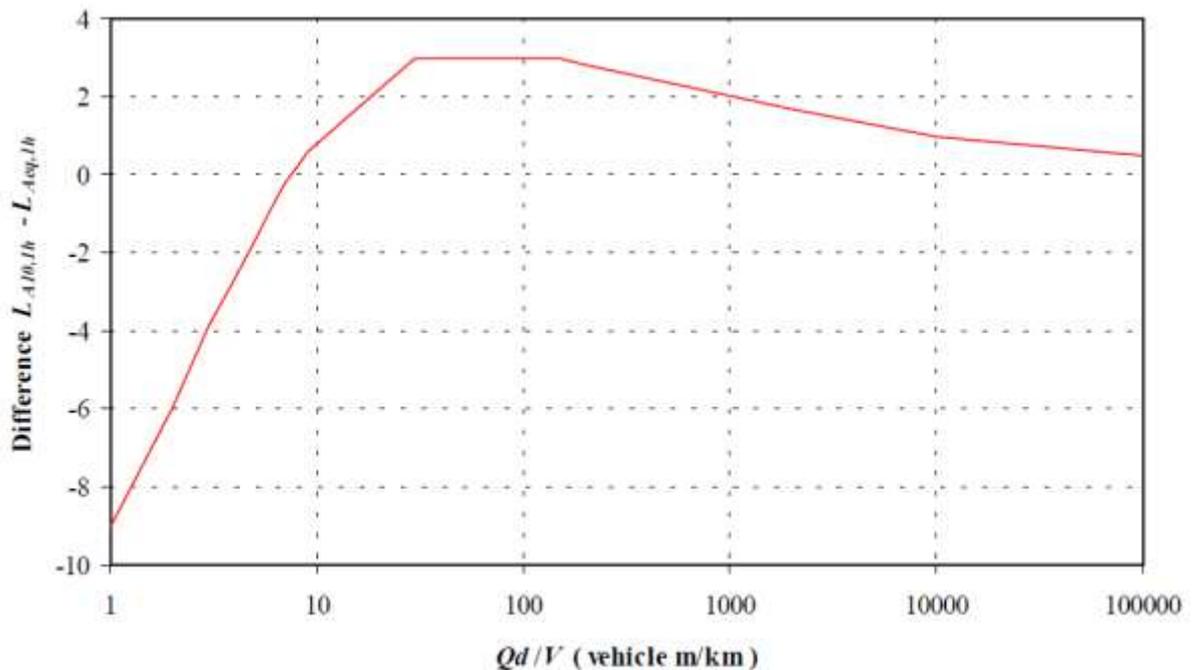
En 2015, Vic Roads (Victorian Transport Resources, Australia) inició un programa para monitorear el desempeño ambiental de la red de carreteras de Melbourne. Analizando los resultados de estos monitoreos, Buret & McIntosh (2016), entre otros asuntos, analizaron la relación entre el L_{A10} y el L_{Aeq} obteniendo que, para volúmenes de tránsito bajos, los pasajes individuales de vehículos pueden ser críticos en los niveles de ruido generales emitidos, con lo que la diferencia entre el L_{A10} y el L_{Aeq} [$L_{A10}(1h) - L_{Aeq}(1h)$] aumenta con la densidad del tránsito desde valores negativos hasta aproximadamente 3 dB. Para flujos de tránsito altos, los vehículos individuales tienen menos influencia en las emisiones de ruido y la diferencia entre $L_{A10}(1 h)$ y $L_{Aeq}(1 h)$ puede alcanzar hasta aproximadamente 5 dB y luego disminuye hasta aproximadamente 1 dB a medida que disminuye la densidad de tránsito.

Por otro lado, en el mismo estudio se observó que el L_{Aeq} día (16 h) y L_{A10} (18 h) están altamente correlacionados, la relación entre estos dos índices para las carreteras principales parece ser algo diferente al de las autopistas donde el L_{Aeq} (16 h) es menor en aproximadamente 1 a 2 dB para el mismo valor de L_{A10} (18 h).

Para la propagación en sitios abiertos, libre de efectos de pantalla o reflexión, de acuerdo con Abbott & Nelson (2002), la diferencia entre L_{A10} y el L_{Aeq} es una función del flujo de tráfico Q (veh/h), la distancia a la carretera del observador d (m) y la velocidad promedio de los

vehículos v (km/h) (ver Figura 2). A medida que la función Qd/v disminuye, el ruido tenderá a consistir en períodos relativamente largos de niveles de ruido bajos separados por períodos cortos de niveles de ruido relativamente altos. Alternativamente, a medida que aumenta la función, se reduce la fluctuación en el nivel de ruido. Para situaciones de flujo bajo y observadores localizados cercanos a una ruta, el L_{A10} se ve menos afectado por el alto nivel de ruido ocasional haciendo que el L_{Aeq} exceda al L_{A10} . Estas condiciones pueden ocurrir durante la noche o cuando la distribución del nivel de ruido se caracteriza por eventos poco frecuentes y muy ruidosos.

Figura 2 Relación entre Qd/v y $(L_{A18,1h} - L_{Aeq,1h})$



La FTA de los E.U.A. (Federal Transit Administration, 2018) presenta la relación aproximada entre el L_{dn} y el L_{eq} en su Apéndice E, las cuales son:

Para un $L_{eq}(1h)$ de entre las 7 a.m. y las 7 p.m.

$$L_{dn} \approx L_{eq} - 2$$

Para un $L_{eq}(1h)$ de entre las 7 p.m. y las 10 p.m.

$$L_{dn} \approx L_{eq} + 3$$

Para un $L_{eq}(1 h)$ de entre las 10 p.m. y las 7 a.m.

$$L_{dn} \approx L_{eq} + 8$$

Otras relaciones que se encuentran en (World Road Association, 2019) son las presentadas en la Tabla 3 a continuación:

Tabla 3 Relación entre el L_{Aeq} (24 h) y varios descriptores

	Conversión aproximada a L_{Aeq} (24 h)		
	Avenidas urbanas	Rutas rurales	Rutas urbanas
L_{A10} (18 h)	+3 dB	+3 dB	+3 dB
L_{Aeq} (día)	+2 dB	+2 dB	+1 dB
L_{Aeq} (noche)	-3 dB	-3 dB	-3 dB
L_{dn}	+3 dB	+4 dB	+4 dB
L_{den}	+4 dB	+5 dB	+5 dB

La norma ISO 1996-1:2003 en su Anexo D presenta la siguiente relación para los parámetros L_{DN} y el L_{DEN} :

$$0 \leq L_{DN} - L_{DEN} \leq -2$$

A su vez, de acuerdo a lo estudiado por González (2000), además de obtener un valor para L_{Aeq} se pueden inferir los valores de los estadísticos de orden más relevantes: L_{10} , L_{50} y L_{90} . Las ecuaciones de ajuste obtenidas sobre un conjunto de 1350 datos en la ciudad de Montevideo se transcriben a continuación, junto con su valor de ajuste.

$$\begin{aligned} L_{A10} &= 1,115 L_{Aeq} - 6,3 & R^2 &= 0,9326 \\ L_{A50} &= 1,08 L_{Aeq} - 10,65 & R^2 &= 0,8040 \\ L_{A90} &= 0,91 L_{Aeq} - 3,5 & R^2 &= 0,5711 \end{aligned}$$

Además:

$$\begin{aligned} L_{A50} &= 0,96 L_{A10} - 4,0 & R^2 &= 0,8509 \\ L_{A90} &= 0,79 L_{A10} + 3,7 & R^2 &= 0,5737 \\ L_{A90} &= 0,91 L_{A50} + 0,7 & R^2 &= 0,8291 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} L_{Aeq} &= 0,92 L_{A10} + 0,06 L_{A90} & R^2 &= 0,934 \\ L_{Aeq} &= 0,92 L_{10} - 0,29 L_{50} + 0,06 L_{90} & R^2 &= 0,9337 \end{aligned}$$

2 Emisión de ruido de tránsito

La generación de ruido en rutas depende de tres factores principales: el flujo de tránsito, la velocidad de circulación y la cantidad de vehículos pesados dentro del tránsito; cada uno de estos varía a lo largo del trazo de la ruta. Las fuentes de ruido dominantes varían según la velocidad y el tipo de vehículo, en la Tabla 4 se resume las fuentes de ruido dominantes para velocidades bajas y altas (Illinois Department of Transport, 2017).

Tabla 4 Principales generadores de ruido en vehículos rodados según la velocidad de circulación

Bajas velocidades	Motor
	Caja de transmisión
	Escape
Alta velocidad	Rodadura
	Aerodinámica

2.1 Ruido de motor

La mayoría de los vehículos funcionan (actualmente) con motores de combustión interna. En un motor de combustión interna se produce un aumento repentino de la presión de la mezcla de aire y combustible, cuando se quema combustible. El aumento de presión excita la estructura del motor provocando sonido y vibración. Hay muchas fuentes adicionales de ruido del motor, incluidos el escape del motor, la entrada de aire, los ventiladores y los equipos auxiliares, entre otros que generalmente se los refiere como ruido de motor (Murphy, 2014).

Según Lamure (1986), la cantidad de energía acústica que irradia el motor depende de su velocidad y de la carga a la que se somete. La carga no tiene mucho efecto en el caso de un motor diésel, excepto por el retardo de la inyección indirecta que puede conducir a una reducción de 5 dB en el nivel más alto cuando el motor tiene una carga ligera. En el caso de los motores de encendido por chispa, el efecto de la carga puede alcanzar hasta 5 o 6 dB en el nivel de ruido y el nivel de presión acústica aumenta muy rápidamente con la velocidad del motor.

2.2 Ruido aerodinámico

Es el ruido que se produce con la interacción de la carrocería del vehículo y el aire que lo rodea. A medida que se incrementa la

velocidad de conducción, las fuentes de ruido aerodinámico en los vehículos terrestres se vuelven relativamente más importantes. Según George (1990), a menudo dominan a velocidades superiores a 60 mph (97 km/h).

De acuerdo a su análisis, empleando bibliografía George (1990) concluyó, entre otras cosas, que el ruido se puede reducir eliminando las fugas de aire en los sellos de las ventanas y puertas. Los espacios abiertos entre las secciones de la carrocería que causan ruido se pueden evitar mediante el uso de diseños de sellos a tope. La forma externa del vehículo debe tener bordes redondeados y ventanas enrasadas para evitar separaciones bidimensionales y de tipo vórtice, especialmente el vórtice en el pilar A y otras separaciones en áreas de vidrio, que tienen pérdidas de transmisión limitadas. Las áreas de uso de los bajos, el motor y las ruedas también deben diseñarse para reducir los flujos inestables separados.

2.3 Ruido de rodadura

A altas velocidades, según Murphy (2014), el ruido de rodadura es la fuente dominante de ruido de un vehículo en movimiento. El ruido se genera debido a la interacción entre los neumáticos del vehículo y la superficie de la carretera. Varios factores influyen en el nivel de emisión de ruido:

- Se produce un impacto cuando el neumático golpea la superficie de la carretera.
- El ruido aerodinámico se genera cuando el aire se exprime entre los patrones de la llanta mientras el neumático se comprime cuando rueda sobre la superficie. Esto suele ser más importante en el rango de frecuencias entre 1000 y 3000 Hz.
- Las vibraciones del neumático debido a irregularidades en la superficie de la carretera dan como resultado la generación de ruido. Estas vibraciones generan ruido que normalmente se encuentra en el rango de frecuencias entre 200 y 300 Hz.
- La fricción entre la llanta y la superficie de la carretera también causará vibraciones, la goma de la llanta se adhiere a la superficie de la carretera en el área de contacto y luego se desliza.

El ruido de rodadura aumenta muy rápidamente con la velocidad del vehículo (v) porque la potencia acústica total que se genera, aumenta en proporción a la tercera o a la cuarta potencia de (v) (Lamure, 1986), de acuerdo a la siguiente expresión:

$$L_{RA} = 30 \text{ a } 40 \cdot \log(v) + \text{Constante}$$

2.4 Ruido de los vehículos circulando en rutas

El ruido del tránsito rodado es una combinación de ruido de varias fuentes como se pudo observar. El nivel de ruido que produce un vehículo depende en gran medida de la velocidad a la que circula. La velocidad influye en la contribución de cada mecanismo fuente; a bajas velocidades, predomina el ruido del motor, mientras que, a velocidades más altas, predomina el ruido de rodadura. La velocidad a la que el ruido de rodadura comienza a dominar sobre el ruido del motor se denomina velocidad de cruce (Murphy, 2014). Esta velocidad varía dependiendo el tipo de vehículo, los vehículos pesados tienen una velocidad de cruce más alta en comparación con los vehículos ligeros, mientras que los vehículos eléctricos (con un ruido de motor mínimo) tienen una velocidad de cruce muy baja.

De acuerdo a Sandberg (2001), a velocidades de circulación de autopista, la interacción neumático-pavimento (rodadura) es generalmente la fuente dominante. Según Salas & Donoso (2006), el ruido debido a la interacción neumático-pavimento es la fuente de ruido predominante en la circulación por carretera, ya que mientras el ruido debido al sistema motor es relativamente constante e independiente de la velocidad, el ruido neumático/pavimento aumenta entre 8 y 12 dB cada vez que se dobla la velocidad. Esto hace que, a velocidades en el entorno a los 50 a 60 km/h, la principal fuente de ruido sea la de rodadura, que en la práctica pasa a ser la causante del ruido total del vehículo para velocidades superiores a 70 - 80 km/h.

Los niveles de ruido y el contenido espectral del ruido del tráfico en las carreteras están influenciados por el tipo de vehículo, el volumen y la velocidad, así como por el tipo de pavimento. Según Rochat & Reiter (2016), el contenido espectral de los vehículos livianos suele tener un pico y está dominado por frecuencias de alrededor de 1000 Hz. El contenido espectral para camiones pesados generalmente alcanza su punto máximo y está dominado por frecuencias de 500 a 1000 Hz, además de que los camiones son mucho más ruidosos que los automóviles de pasajeros, por lo que el porcentaje de camiones pesados en el tránsito tiene un fuerte efecto en los niveles de ruido emitido.

Respaldando lo antedicho, en un estudio a largo plazo realizado por Rochat & Read (2009), a varios tipos de pavimentos con el propósito de concluir respecto a cuales son los mejores para el abatimiento del ruido de rodadura, los resultados indican que la cantidad de reducción depende del tipo de vehículo, con un beneficio notablemente mayor a frecuencias mayores o iguales a 1000 Hz, por lo que cada uno de los pavimentos analizados mostro una mayor reducción del ruido para automóviles que para camiones pesados.

3 Efectos sobre la salud y valor de las viviendas

3.1 Efectos sobre la salud

El ruido puede interferir con las actividades cotidianas realizadas por las personas generando problemas para su salud y disminución de su calidad de vida. Entre las consecuencias que puede tener el ruido en las personas se pueden mencionar: la interrupción del sueño, molestia en la actividad desarrollada, la interrupción de la comunicación entre personas, y afectación negativa sobre el desempeño y el rendimiento.

La diversidad de efectos del ruido sobre la salud humana se suele agrupar en: efectos sobre el aparato auditivo, efectos extra-auditivos y efectos psicofísicos (González, 2017c).

Características fundamentales a considerar en relación a los efectos sobre la salud en relación al ruido son la duración del ruido, la distribución temporal y el espectro de frecuencias que lo conforma. Los ruidos de larga duración y niveles altos generan más daño en el oído y generalmente son los más molestos. Los ruidos de baja frecuencia tienden a ser más molestos que los de alta frecuencia. En cuanto a la distribución en el tiempo, los sonidos intermitentes parecen ser menos dañinos para el oído que los sonidos continuos, a causa de la habilidad del oído para regenerarse durante los períodos de silencio. Sin embargo, los sonidos intermitentes tienden a ser más irritantes a causa de su impredecibilidad (Observatorio de Salud y Medio Ambiente de Andalucía, s. f.).

3.1.1 Efectos sobre el aparato auditivo

Existe un acuerdo general en que la exposición a niveles de sonido inferiores a 70 dB no produce daño auditivo (Goines & Hagler, 2007), independientemente de la duración de la exposición. También existe un acuerdo general de que la exposición durante más de 8 horas a niveles de sonido superiores a 85 dB es potencialmente peligrosa. Un nivel de 85 dB es aproximadamente equivalente al ruido generado por el tránsito de camiones pesados en una carretera principal. Con niveles sonoros superiores a 85 dB, el daño está relacionado con el nivel de presión sonora y el tiempo de exposición.

Una recopilación realizada por Goines & Hagler (2007), presenta que los estudios sugieren que los niños parecen ser más vulnerables que los adultos a la discapacidad auditiva debido al ruido. La deficiencia

auditiva inducida por ruido puede ir acompañada de una percepción anormal de la sonoridad, distorsión y tinnitus. El tinnitus puede ser temporal o puede volverse permanente después de una exposición prolongada. Los resultados finales de la pérdida auditiva son soledad, depresión, deterioro de la discriminación del habla, deterioro del desempeño escolar y laboral, oportunidades laborales limitadas y una sensación de aislamiento.

Wang et al. (2021) realizaron un estudio clínico en un total de 80 sujetos. El nivel medio de exposición al ruido de tránsito rodado fue significativamente mayor en el grupo de casos que en el grupo de control. El estudio concluyó que la exposición al ruido del tráfico rodado superior a 70 dB (A) obtuvo un mayor riesgo de daños en el sistema auditivo.

3.1.2 Trastornos del sueño

González (2017c) presenta que el objetivo principal del sueño parece ser fijar los recuerdos y almacenar información en la memoria. En los niños, facilita el aprendizaje y en los adultos, contribuye a contrarrestar la reducción de la memoria y de las funciones cognitivas. Hay muchas teorías sobre la función del sueño, pero es indudable que constituye un proceso necesario para el normal funcionamiento del organismo.

Según Münzel et al. (2020), la alteración del sueño es un determinante clave de los efectos peligrosos del ruido del tránsito sobre el riesgo de enfermedad cardiovascular. El ruido de tránsito nocturno se ha asociado con una reducción de la calidad del sueño, despertares y cambios en la etapa del sueño. La exposición al ruido hacia el final del período de sueño puede ser el efecto más crucial del ruido en el sueño.

Según Goines & Hagler, (2007), el ruido ambiental es una de las principales causas de trastornos del sueño. Cuando la interrupción del sueño se vuelve crónica, los resultados son cambios de humor, disminución del rendimiento y otros efectos a largo plazo sobre la salud y el bienestar. También presenta que muchas investigaciones recientes se han centrado sobre el ruido de aviones, carreteras y trenes. Se sabe, por ejemplo, que un ruido continuo superior a 30 dB (A) perturba el sueño. Para el ruido intermitente, la probabilidad de despertar aumenta con el número de eventos de ruido por noche.

En un estudio realizado por Tiesler et al. (2013) por medio de mediciones de L_{den} en fachadas, indicaron que la exposición de los niños al ruido de tránsito en el hogar puede estar relacionada con un aumento de la hiperactividad. Además, observaron más síntomas emocionales, especialmente en los niños expuestos a un mayor ruido

nocturno. Sin embargo, el estudio indica que esta asociación puede confundirse con la presencia de problemas para dormir.

3.1.3 Interferencia con la comunicación oral

En una conversación, la comprensión depende del nivel sonoro emitido al hablar, de la entonación, de la pronunciación, de la distancia entre el hablante y su interlocutor, del nivel y las características del ruido de fondo y de la agudeza auditiva y capacidad de atención de los protagonistas (González, 2017c).

Según González (2017c), el nivel de presión sonora de la comunicación oral normal es de 50 dB (A) a 55 dB (A) a un metro de distancia, pero las personas que hablan en voz alta o gritando pueden fácilmente generar niveles de 75 dB (A) u 80 dB (A). La voz hablada es inteligible cuando su intensidad supera al ruido de fondo en por lo menos 15 dB (A), pero cuando el ruido de fondo supera los 40 dB (A), se empieza a dificultar la comunicación oral.

3.1.4 Pérdida de rendimiento

La contaminación acústica, según la recopilación bibliográfica realizada por Goines & Hagler (2007), afecta el desempeño de las tareas en centros de enseñanza y en el trabajo, aumenta los errores y disminuye la motivación. La atención a la lectura, la resolución de problemas y la memoria se ven muy afectados por el ruido. Según se han identificado en condiciones experimentales existen dos tipos de déficits de memoria: el recuerdo del contenido del sujeto y el recuerdo de detalles incidentales; ambos se verían afectados negativamente por el ruido. Las deficiencias en el rendimiento pueden provocar errores y accidentes, los cuales tienen consecuencias económicas y para la salud.

Según Bronzaft (2000), se ha descubierto que los niños que viven en zonas ruidosas tienen una mayor excitación simpática indicada por un aumento de los niveles de hormonas relacionadas con el estrés y una presión arterial elevada en reposo.

3.1.5 Efectos cardiovasculares

González (2017c) indica que la elevación de la tensión arterial y las alteraciones del ritmo cardiaco tienden a hacerse permanentes ante la exposición continua a elevados niveles sonoros, en tanto la probabilidad de sufrir infartos se incrementa.

De acuerdo a la revisión bibliográfica realizada por Hahad et al. (2019), los estudios epidemiológicos han demostrado que el ruido causado por

el tráfico aéreo, por carretera y ferroviario tiene una asociación dependiente de la dosis con una elevada morbilidad y mortalidad cardiovascular. Un metanálisis actual encargado por la Organización Mundial de la Salud concluyó que el ruido del tráfico eleva la incidencia de enfermedad coronaria en un 8 % por cada 10 dB (A) de aumento a partir de 50 dB (A) (intervalo de confianza del 95 %). El ruido del tráfico durante la noche provoca la fragmentación del sueño, la elevación de los niveles de la hormona del estrés y el estrés oxidativo. Estos factores pueden promover el desarrollo de disfunción vascular e hipertensión arterial, que, a su vez, elevan el riesgo cardiovascular.

En concordancia con lo anterior, la WHO Regional Office for Europe (2018), presenta que un total de tres cohortes y cuatro estudios de casos y controles investigaron la relación entre el ruido del tráfico y la incidencia de enfermedad isquémica del corazón. El riesgo relativo general derivado del metanálisis fue de 1,08 por aumento de 10 dB de L_{den} en los niveles de ruido, en un rango de ruido de 40 dB a 80 dB. Esta evidencia fue calificada por la OMS como de alta calidad.

3.1.6 Debilitación del sistema inmune

Muchos estudios han demostrado que el ruido puede afectar funciones inmunes innatas y específicas y que el ruido de diferentes duraciones e intensidades puede provocar diferentes respuestas inmunes. Según Zhang et al. (2021), dieciséis estudios (11 estudios en animales y 5 estudios en seres humanos) diseñaron y analizaron una serie de alteraciones inmunológicas como inmunoglobulinas, citocinas y células inmunes afectadas por la exposición al ruido, concluyendo que el ruido puede suprimir o mejorar la función inmunológica al cambiar los niveles de inmunidad innata e inmunidad específica, y los cambios en el sistema inmunológico varían con la duración de la exposición y la intensidad del ruido y con la sensibilidad individual. El artículo indica que en general, se podría especular que el ruido a corto plazo o de baja intensidad puede mejorar la inmunidad innata y específica, mientras que el ruido a largo plazo o de alta intensidad suprime la función inmune correspondiente.

3.1.7 Comportamiento social negativo

Los efectos según el estudio bibliográfico realizado por Goines & Hagler (2007) son cambios en el comportamiento diario (por ejemplo, cerrar ventanas y puertas para eliminar los ruidos externos; evitar el uso de balcones y patios; y subir el volumen de radios y televisores); cambios en el comportamiento social (p. ej., agresividad, hostilidad, falta de participación o falta de compromiso); y cambios en los indicadores sociales (por ejemplo, movilidad residencial, ingresos hospitalarios,

consumo de drogas e índices de accidentes); y cambios de humor (aumento de los informes de depresión).

3.1.8 Recomendaciones OMS 2018

Las recomendaciones para la exposición a ruido de tránsito realizadas por la OMS (WHO Regional Office for Europe, 2018) implican que se debe estar por debajo de L_{den} 53 dB (A) en interiores, ya que el ruido del tráfico por encima de este nivel está asociado con efectos adversos para la salud.

Para la exposición al ruido nocturno, recomienda reducir los niveles de ruido en interiores producidos por el tránsito, por debajo de L_{noche} 45 dB (A), ya que el ruido del tránsito rodado por encima de este nivel está asociado con efectos adversos sobre el sueño.

3.2 Efecto en el valor de las viviendas

Como fue mencionado, los vehículos causan varios tipos de ruido: por el motor, el contacto de los neumáticos con la carretera, el frenado y las bocinas, además los vehículos pesados pueden causar vibraciones y ruido de baja frecuencia. Según un informe de la OCDE (Organization for Economic Cooperation Development, 1990), el transporte es la principal fuente de ruido, por delante de la construcción o la industria, y el tráfico vehicular es el principal problema.

Según la World Road Association (2019), hay dos enfoques que se pueden tomar para estimar el costo del ruido de tránsito:

- Métodos de preferencia revelada, como los precios hedónicos, que comparan los precios de venta observados de las viviendas en lugares ruidosos y las viviendas en lugares tranquilos para estimar cuánto el ruido reduce los precios.
- Enfoques de preferencia declarada, como los métodos de valoración contingente, en los que se pregunta a las personas cuánto deberían pagarles para aceptar niveles altos de ruido o cuánto estarían dispuestos a pagar por niveles de ruido más bajos.

En una encuesta social realizada por Martín et al. (2006), cuyo objetivo fue identificar las principales fuentes sonoras, evaluar la molestia y analizar los principales efectos del ruido en personas que vivían aproximadamente en las esquinas de una cuadrícula de 250 m en la ciudad de Valladolid (España), se obtuvo como resultado que la población prefiere vivir en ambientes silenciosos, aunque esto signifique vivir en casas de menor confort, aumentando la distancia a

sus lugares de trabajo o incluso pagando un precio mayor por la casa. El 50 % de la población está dispuesta a pagar dinero para reducir la contaminación acústica; en promedio, el valor fue de 7,22 € por persona por año.

Una de las posibles soluciones para calcular el costo según Pignier (2015), es utilizar un método de precio hedónico, por ejemplo, basado en el mercado inmobiliario. Este método evalúa la cantidad de dinero que la gente está dispuesta a pagar por vivir en una zona más tranquila. En este proceso, se asume que el precio de una casa refleja sus características, lo que permite estimar cuánto están dispuestas a pagar las personas por un cambio en cada una de esas características.

En un estudio realizado en Suecia para analizar el impacto del ruido del tráfico en los precios de las viviendas unifamiliares empleando una ecuación de precios hedónicos, Wilhelmsson (2000) analizó la disposición marginal a pagar, separando el efecto del ruido de todos los demás efectos que genera la carretera, como la contaminación del aire y los efectos estéticos, entre otros, concluyendo que los efectos del ruido sobre el valor de la propiedad son considerables. El análisis empírico sugiere un descuento medio por ruido del 0,6 % del precio de la vivienda por decibel o un descuento total del 30 % del precio de una casa en un lugar ruidoso en comparación con una casa en uno tranquilo.

Un estudio realizado por medio de una ecuación hedónica de variables relacionadas con las características socioeconómicas de las personas que viven en el centro de Londres, el centro de Birmingham y en la zona céntrica de la ciudad de Sutton Coldfield, las tres con densidad media y alta de población, afectados por rangos similares de niveles de ruido de tránsito (Blanco & Flindell, 2011), sugiere diferencias en la disposición a pagar por un menor nivel de ruido. Los resultados para el área de muestra de Londres, donde el tamaño total del mercado inmobiliario es mucho mayor que el tamaño total del mercado en las otras dos áreas de muestra, mostraron un índice de depreciación por ruido de 0,45 % por decibel de aumento en el sonido exterior, nivel que estaría dentro del rango informado por otros estudios de precios hedónicos. Sin embargo, no hubo un efecto significativo del nivel de ruido exterior sobre el precio en el área de muestra de Birmingham y el índice observado en Sutton Coldfield fue positivo, lo que implica un aumento del 5,8 % en el valor, para un aumento de 10 dB en el nivel de sonido exterior.

En un estudio realizado por Ozdenerol et al. (2015), estimaron el impacto en los precios del ruido del tráfico para Memphis y el condado de Shelby, Tennessee, E.U.A. creando varios niveles de ruido basados en los niveles de ruido estimados de los flujos de tránsito de calles, carreteras y vías férreas. Concluyeron que el ruido del tránsito tiene

un impacto significativo en los precios de las propiedades. Los niveles de ruido de 45 dB o más se capitalizan en los precios de la vivienda, y la propiedad pierde valor agregado a medida que aumentan los decibeles. Además, concluyeron que existe una relación lineal entre los niveles de ruido y la depreciación de la vivienda. A medida que aumenta el nivel de ruido, aumenta la depreciación de la vivienda y que no solo la depreciación en el valor de la vivienda aumenta con los niveles de ruido de tránsito, sino también que en vías con la alta intensidad de uso y congestión existe una depreciación adicional en el valor de la vivienda.

En un estudio realizado por Kuehnel & Moeckel (2020), en la ciudad de Munich, Alemania, se analizó la influencia del ruido del tráfico de automóviles simulado en los precios reales de alquiler en una zona de la ciudad. El estudio mostró que los valores de ruido modelados podrían explicar impactos significativos en los precios de alquiler cuando se usa una regresión de precios hedónica. Cuando se utiliza el ruido como variable, se encuentran descuentos de precio del 0,4 % por aumento de decibel. Se estima un descuento de hasta el 9,6 % para ubicaciones particularmente ruidosas cuando se utiliza el ruido como variable categórica. Los resultados obtenidos, de acuerdo al estudio, estarían en línea con los resultados de estudios previos realizados en precios de alquileres.

4 Línea de base

El escenario base se refiere al estado actual del nivel de presión sonora o el esperado al momento en que comience a operar el proyecto en evaluación. La obtención de este escenario requiere de recopilar información sobre el nivel de presión sonora de base en los receptores que pudieran verse afectados por el ruido generado por el proyecto, así como la recopilación de otras variables ambientales requeridas por el modelo de predicción que se empleará para realizar el estudio de ruido que permitirá obtener el nivel de inmisión sonora en los receptores considerados.

El escenario esperado debe considerar todas las posibles variaciones que pudiera sufrir el escenario de base actual a relevar por cambios que estén proyectados a producirse en la zona, ya sean naturales o por proyectos que se prevean instalar, con cierto grado de seguridad. Los efectos de estos cambios deben ser incluidos en el nivel de presión sonora de base a considerar en el estudio de ruido a realizar (National Road Authority of Ireland, 2014).

Un escenario conservador a considerar en la evaluación, en caso de que se proyecten cambios en el uso del suelo de la zona evaluada pero no se tengan certezas absolutas de que estos cambios se producirán, sería considerar de manera precautoria el escenario que resulte más restrictivo en la selección del valor de referencia.

Si se considerara que pudiera existir un crecimiento importante en el tránsito proyectado en la vía a lo largo de su operativa en los próximos 10 años de operación, este escenario futuro debería ser considerado en la evaluación realizada y, por lo tanto, la línea de base a emplear debería ser proyectada a ese tiempo en dicho análisis. Puede existir el caso en que se tenga cierta certeza de un acontecimiento que aumentará el ruido en cierta zona cercana al proyecto por la existencia del proyecto, como por ejemplo, que se proyecte una terminal de ómnibus en el año 8 de operación de la vía, en ese caso este acontecimiento amerita una evaluación específica (Department for Transport UK, 2013).

4.1 Relevamiento de antecedentes

Previo a realizar la planificación de las mediciones de campo a realizar para la obtención de la línea de base, se debe realizar una revisión de estudios de impacto ambiental que posean medición de ruido existente en el área o programas de monitoreo de ruido que se hayan ejecutado o estén ejecutando en la zona y pudieran ser útiles para la obtención

de la línea de base, pudiendo lograr una reducción en la cantidad de monitoreos de campo a realizar.

Es importante evaluar la pertinencia de los datos obtenidos, teniendo en consideración la evolución que haya sufrido el uso del suelo desde que se realizaron los monitoreos con respecto a la situación actual de la zona.

4.2 Establecimiento de áreas de influencia del estudio

El objetivo general es delimitar el área hasta donde el proyecto pudiera generar una afectación por aumento en el NPS, y por lo tanto acotar el área hasta donde alcanzará el estudio de afectación por ruido a realizar.

Para lograr un relevamiento preciso de la línea de base, por lo amplio que puede llegar a ser el área a caracterizar en un proyecto carretero, se deberá dividir en sub-zonas a caracterizar en función del clima sonoro, principalmente por el uso del suelo en cada sub área. Esto considerando adicionalmente que posteriormente, al momento de realizar el estudio de impacto por ruido, la afectación generada en el entorno está muy asociado a las características del clima sonoro predominante y a la sensibilidad de los receptores al cambio en el nivel de presión sonora y por tanto serán evaluados de manera diferenciada.

La Federal Transit Administration de los E.U.A. define tres categorías de usos de suelo para distinguir la sensibilidad al aumento de ruido por tránsito. Los de alta sensibilidad son usos del suelo donde la tranquilidad es un elemento esencial. Ejemplos de estos usos son anfiteatros al aire libre, monumentos históricos nacionales con un uso considerable al aire libre, estudios de grabación y salas de conciertos. El segundo nivel de sensibilidad le corresponde a todo uso de suelo residencial y edificios donde la gente normalmente duerme, como hoteles y hospitales. Por último, habría una categoría aplicable a usos del suelo institucionales, el cual es principalmente diurno. Ejemplos de estos usos son escuelas, bibliotecas, teatros e iglesias, donde es importante evitar la interferencia con actividades como el habla, la meditación y la concentración en el material de lectura. También se encuentran en esta categoría cementerios, monumentos, museos, campings e instalaciones recreativas (Federal Transit Administration, 2018).

Es probable que haya alguna estimación de los volúmenes de tráfico del proyecto esperables en estudio. Esta aproximación permitirá estimar la zona de influencia o contorno en términos de la distancia entre la línea central de la carretera y según la National Road Authority

of Ireland (2014), la ubicación de un L_{den} de 60 dB. Incluso empleando flujos de tránsito aproximados por un factor de 2, el efecto sobre los niveles de ruido será solo de 3 dB (A), una diferencia de nivel cercana a la más pequeña normalmente perceptible.

La Noise Road Policy de New South Wales Australia define el área de estudio para la evaluación como un ancho de 600 metros desde la línea central del carril de tráfico más externo a cada lado de la carretera en cuestión, justificando que esta distancia se basa en el límite de precisión de los modelos de ruido de tráfico actualmente empleados (Roads and Maritime Services, 2015). Agrega que, en algunas circunstancias, como en las zonas rurales, es posible que se superen los criterios a 600 metros. Cuando se pueda demostrar que los criterios pueden superarse más allá de los 600 metros, será necesario evaluar cada residencia considerada caso a caso.

El manual de diseño de carreteras y puentes de la Agencia de Carreteras del Reino Unido, requiere que al momento de determinar el alcance territorial hasta donde se realizará el estudio de ruido, quede definido por el área dentro de la cual los receptores probablemente sufrirán un cambio de 1 dB (A) a corto plazo o 3 dB (A) a largo plazo (Highways England et al., 2020), indicando que un área de estudio de 600 metros puede ser suficiente para la mayoría de los proyectos

En situaciones urbanas de acuerdo con el Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a), establecer un ancho de límite a ambos lados del proyecto de 600 metros puede incluir otras carreteras importantes con niveles de ruido que dominan en los receptores cercanos. Como guía, el ancho de los límites del estudio puede reducirse hasta donde los niveles de ruido del proyecto contribuyan a algo menos de la mitad del nivel de ruido total, esto es, donde el proyecto agrega no más de 2 dB (A) al nivel de ruido total.

Por otro lado, Campbell et al. (2001) definen el área de influencia de ruido de tránsito que se va a evaluar generalmente como toda la superficie dentro del contorno L_{Aeq} (15 h) 55 dB (A) (día) o L_{Aeq} (9 h) 50 dB (A) (noche), y el contorno del nivel de ruido más allá del cual la nueva carretera propuesta o remodelación de una ruta existente no tendrá ningún efecto, en cada caso sin mitigación del ruido. Campbell et al. (2001) también indica que el área de influencia generalmente no se extenderá más allá de los 300 metros desde la alineación de la carretera, contradiciendo los dos documentos anteriores, indicando que más allá de esta distancia, la mayoría de los modelos de ruido no son capaces de producir predicciones confiables.

Como las carreteras principales se diseñan con conocimiento de la información sobre el flujo de tránsito, es posible, según (Environmental Protection Agency of Ireland, 2017), realizar una evaluación del nivel

de emisión de las secciones de la carretera y realizar una evaluación inicial de la propagación en condiciones de campo abierto para estimar la distancia de los contornos de ruido de 55 dB L_{den} y 50 dB L_{night} desde las fuentes. Según la Environmental Protection Agency of Ireland (2017), esta distancia estimada debe multiplicarse por 1,5 para establecer la distancia de zona de influencia para el área de estudio. No recomienda que se elija una distancia fija para la zona de influencia de toda el área del modelo, ya que es probable que esto conduzca a una zona de influencia que sea demasiado pequeña o un área de modelo innecesariamente grande.

La Agencia de Transporte de Nueva Zelanda ha desarrollado un enfoque basado en áreas de amortiguación y efectos, que se determinan de la misma manera para las carreteras rurales y urbanas, pero los controles de sensibilidad aplicables dentro de cada área varían según el entorno. Para lograr un nivel razonable de la presión sonora, todas las actividades sensibles al ruido en las áreas rurales deberían ubicarse fuera de un área de amortiguación.

La extensión del área de amortiguamiento y el área de efectos dependen del nivel de ruido de la carretera, siendo los factores dominantes el flujo de tránsito, la velocidad de los vehículos y el porcentaje de vehículos pesados. Los niveles de ruido se pueden calcular utilizando un modelo de ruido de tránsito rodado, como el CRTN. La siguiente ecuación es una versión simplificada del cálculo CRTN que se puede utilizar para determinar la extensión aproximada del área de amortiguación y el área de efectos, en función del cumplimiento de los nuevos criterios de ruido de la carretera de Nueva Zelanda de 64 dB como $LA_{eq,24h}$ (amortiguación) y 57 dB (efectos). La ecuación simplificada no considera la mitigación potencial del ruido proporcionada por la topografía existente o las barreras existentes. Cuando no haya una línea de visión entre la carretera y el receptor, es posible que no se requiera mitigación (NZ Transport Agency, 2015a).

$$d = K \cdot TPDA \cdot \left(v + 40 + \frac{500}{v} \right)^{3,3} \cdot \left[\left(1 - \frac{p}{100} \right) \cdot 10^{\frac{R_c}{10}} + \left(\frac{p}{100} + \frac{5p}{v} \right) \cdot 10^{\frac{R_t}{10}} \right]$$

- d distancia (m)
- K factor constante relativo al nivel de ruido ($1,82 \cdot 10^{-10}$ para áreas de amortiguación y $9,13 \cdot 10^{-10}$ para área de efecto)
- TPDA Tránsito Promedio Diario Anual
- v velocidad promedio del tránsito (km/h)
- p porcentaje de vehículos pesados (puntos porcentuales)
- R_c corrección por superficie para autos (para mezclas asfálticas entre -2 dB y +3 dB) (NZ Transport Agency, 2014)
- R_t corrección por superficie para camiones (para mezcla asfáltica entre -4 dB y 0 dB) (NZ Transport Agency, 2014)

4.3 Modelos básicos para obtención de descriptores

Existen modelos básicos de propagación para obtener niveles de ruido en los receptores, los cuales, si bien no tendrán la precisión de modelos más complejos, podrían ser útiles para definir los límites que tendría el área de estudio y de esa manera cuantificar el número de receptores que pudieran ser afectados.

Modelo de predicción nórdico de 1996 (Danish Road Institute, 2004)

La fórmula a continuación presenta la relación entre el ruido de vehículos individuales (discriminado en livianos y pesados) a una distancia de 10 m del eje de una carretera (expresada como L_{AE} en función de la velocidad del vehículo).

$$\begin{aligned} L_{AE}(\text{liviano}) &= 73,5 + 25 \text{Log} \left(\frac{v}{50} \right) && \text{para } v \geq 40 \text{ km/h} \\ L_{AE}(\text{liviano}) &= 71,1 && \text{para } 30 \text{ km/h} < v < 40 \text{ km/h} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} L_{AE}(\text{pesado}) &= 80,5 + 30 \text{Log} \left(\frac{v}{50} \right) && \text{para } v \geq 50 \text{ km/h} \\ L_{AE}(\text{pesado}) &= 80,5 && \text{para } 30 \text{ km/h} < v < 50 \text{ km/h} \end{aligned}$$

Los niveles medios de ruido (L_{Aeq}) para un período de tiempo de una hora (a 10 metros de la línea central de una carretera) se pueden calcular a partir de la siguiente fórmula:

$$L_{Aeq1h}(10 \text{ m}) = 10 \log \frac{1}{3600} \left[N_{\text{pesado}} 10^{\frac{L_{AE\text{pesado}}}{10}} + N_{\text{liviano}} 10^{\frac{L_{AE\text{liviano}}}{10}} \right]$$

Siendo N es el número de vehículos ligeros o pesados respectivamente durante el período de tiempo T en segundos, en este caso igual a 3600 s.

Harris (1995) (citado por González, 2000) presenta niveles medios de emisión de referencia en EUA, que se calculan según el tipo de vehículo y su velocidad de circulación:

Automóviles	$L_{\text{emisión}} = 38,1 \text{ Log } V - 2,4$	dB (A)
Camiones medios	$L_{\text{emisión}} = 33,9 \text{ Log } V + 16,4$	dB (A)
Camiones pesados	$L_{\text{emisión}} = 24,6 \text{ Log } V + 38,5$	dB (A)

Método de la Federal Transit Administration US. (Federal Transit Administration, 2018)

Propone un método para realizar una evaluación general obteniendo el L_{Aeq} en 1 hora a partir de un valor de SEL de referencia (SEL_{ref}), el cual

es un valor constante para el vehículo que se está considerando, a una distancia del observador de 50 pies (15 m) y circulando a una velocidad de 50 mph (aproximadamente 80 km/h); los valores de SEL_{ref} para distintas clases de vehículos pueden ser obtenidos de bibliografía.

$$L_{eq}(1 \text{ hr a } 50 \text{ pies}) = SEL_{ref} + 10\log Q + C_e - \log\left(\frac{S}{50}\right) - 35,6$$

Siendo,

$$C_e = 25\log\left(\frac{S}{50}\right) \quad \text{para ómnibus}$$

$$C_e = 40\log\left(\frac{S}{50}\right) \quad \text{para automóviles}$$

S es el valor de la velocidad de circulación promedio del tipo de vehículo considerado en mph y Q es el flujo del vehículo considerado.

Algunos valores de SEL_{ref} propuestos por la FTA en su publicación son 74 dB (A) para automóviles y camionetas, y 82 dB (A) para ómnibus diésel.

También se puede obtener el SEL_{ref} a partir de un valor de $L_{A,max}$ generado por el pasaje de un vehículo obtenido de bibliografía; para ese caso el valor de SEL_{ref} será.

$$SEL_{ref} = L_{A,max} + 20\log\left(\frac{D_m}{50}\right) + C_e + 3,3$$

$$C_e = 25\log\left(\frac{S_m}{50}\right) \quad \text{para ómnibus}$$

$$C_e = 40\log\left(\frac{S_m}{50}\right) \quad \text{para automóviles}$$

Siendo D_m la distancia en pies desde donde se midió el $L_{A,max}$ y S_m es la velocidad de circulación del vehículo de donde se obtuvo el L_{max} en mph.

Finalmente, para obtener el L_{eq} (1 hr) en el receptor que se está considerando, se debe aplicar un factor de corrección por distancia C_d .

$$L_{eq}(1 \text{ hr}) = L_{eq}(1 \text{ hr a } 50 \text{ pies}) + C_d$$

$$C_d = -15\log\left(\frac{D}{50}\right)$$

Siendo D la distancia del observador a la carretera en pies. Este método se podría combinar, por ejemplo, con el modelo de predicción nórdico

para la obtención del L_{Aeq} , variando la distancia de referencia L_{AE} de 10 m (aproximadamente 33 pies) a 15 m.

La publicación aclara que para los receptores de la segunda fila y más allá, es necesario tener en cuenta la atenuación provocada por los obstáculos en las filas de edificios delante. Si este efecto no se tiene en cuenta, los impactos pueden sobreestimarse sustancialmente. Por lo tanto, se deben aplicar las siguientes reglas generales para tener en cuenta este efecto:

- Asigne 4,5 dB (A) de atenuación de barrera solo para la primera fila de edificios intermedios.
- Asigne 1,5 dB (A) de atenuación adicional para cada fila subsiguiente, hasta una atenuación total máxima de 10 dB (A).

Dos modelos semiempíricos que pueden ser empleados para tránsito de rutas son las siguientes:

Modelo básico de predicción de ruido de tránsito (Burgess, 1977)

Es un modelo que probó ser válido para el tráfico por carretera a flujo libre, fue obtenido a partir de datos medidos en carreteras niveladas en condiciones urbanas australianas. Saber et al. (2014), lo citan como uno de los modelos clásicos de relaciones funcionales basados en datos medidos a través de modelos semiempíricos.

$$L_{eq} = 55,5 + 10,2\log(Q) + 0,3P - 19,3\log(d)$$

P- porcentaje de vehículos pesados

Q – flujo de tránsito en vehículos por hora

d – distancia del observador al centro de la línea de tránsito

Lamure (1986) desarrolló una fórmula para obtener el L_{Aeq} cercano a una ruta con vehículos que circulan a más de 60 km/h. La ecuación que se presenta a continuación es la versión simplificada que no toma en consideración la corrección por porcentaje de vehículos pesados, el gradiente de la carretera y el tipo de asfalto:

$$L_{eq} = 10\log Q + 20\log V - 10\log d + 10\log \frac{\theta}{180} + 14$$

Q – flujo de tránsito en vehículos por hora

V – velocidad del tránsito en km/h

d – distancia del observador al centro de la línea de tránsito

θ - ángulo de aportación de la carretera en grados (180° si no hubiera obstáculos)

Modelo predictivo francés NMPB-96 (citado por González, 2017d)

$$L_{Aeq} = 20 + 10\log(Q_L + EQ_p) + 20\log(v) - 12\log\left(d + \frac{a}{3}\right) + 10\log\left(\frac{\beta}{180}\right) - k$$

Donde:

Q_L – Flujo de vehículos livianos (<3,5 T) (vehículo/h por carril)

E – Factor de equivalencia acústica entre vehículos pesados y livianos, se presentan en la Tabla 5

Tabla 5 Factores de equivalencia acústica entre vehículos pesados y livianos

	pendiente de la calzada				
	<2%	3%	4%	5%	>6%
Carretera	4	5	5	6	6
Vía Rápida Urbana	7	9	10	11	12
Vía Urbana	10	13	16	18	20

Q_P - Flujo de vehículos pesados (>3,5 T) (vehículo/h por carril)

v – velocidad del flujo vehicular (km/h)

d – distancia del observador al borde de la carretera (m)

a – ancho de calzada (m)

β – Ángulo de aportación de la carretera en grados (180 ° si no hubiera obstáculos)

k – corrector por campo libre (3 dB (A))

4.4 Identificar puntos de monitoreo y objetivos de nivel de ruido

El objetivo es seleccionar ubicaciones suficientes que permitan obtener el clima de ruido ambiental en una zona, en lugar de medir el nivel de ruido en cada propiedad individual. Cuando un grupo de edificios se ve afectado por la misma fuente de ruido y todos los edificios se encuentran aproximadamente a la misma distancia de la fuente, un solo punto de medición será suficiente. Cuando el conjunto de propiedades es grande, por lo que algunas propiedades están mucho más cerca de la fuente que otras, o cuando están expuestas a diferentes fuentes de ruido, los puntos de medición seleccionados deben representar esta variación (National Road Authority of Ireland, 2014).

Campbell et al. (2001) recomiendan dividir el área de influencia del proyecto general en sub áreas que tengan exposiciones de ruido similares, sobre la base de factores como la topografía, el diseño de la carretera (desmontes, terraplenes, intersecciones, etc.), tipos de residencias y otros receptores. Luego se debe dividir aún más las sub

áreas en segmentos de impacto de ruido similar, aproximadamente dentro de un rango de 5 dB (A).

Campbell et al. (2001) indican que se deberá definir las áreas afectadas identificando las residencias potencialmente afectadas y otros receptores sensibles al ruido en un plano. Se deberán realizar inspecciones al sitio, consultas, emplear los datos de tráfico, si hubiera una vía cercana a la zona del proyecto y datos de monitoreo de ruido previos (si hubiera disponibles) para identificar posibles problemas de ruido que hubiera o se podría generar por la nueva ruta, como por ejemplo ruidos de base bajos y picos de ruido intermitentes. Se deben definir los objetivos de nivel de ruido operacional correspondientes para los receptores identificados. Al momento del diseño del relevamiento de datos debe tenerse en consideración que diferentes receptores pueden ser más sensibles al ruido en diferentes días de la semana o diferentes momentos del día. Asimismo, al momento de seleccionar la ubicación de los puntos de muestreo se debe considerar la afectación a estos receptores considerando la fase de construcción y operación.

El Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a) indica que, cuando los receptores individuales se agrupan, se denominan Área de afinidad de ruido. Un área de afinidad de ruido debe cumplir:

- al menos tres receptores sensibles al ruido en las proximidades
- todos los receptores están expuestos a niveles de ruido similares (es decir, normalmente con una diferencia de 2 dB (A) entre sí) y estarán a una proximidad similar a la fuente de ruido
- una delimitación lógica del área (por ejemplo, por topografía, cortes, caminos, vías férreas o corredores de servicios públicos, rupturas en el paisaje, etc.).

Si la planimetría de la carretera incluye tramos rectos de carretera con características similares o si pasa por un área rural sin fuentes aparentes de ruido, según la National Road Authority of Ireland (2014) se puede realizar mediciones en menos receptores. Idealmente, la localización de los puntos de medición debe ser seleccionada de manera que proporcionen resultados indicativos del clima de ruido predominante en los receptores sensibles que no fueron medidos. Los lugares de medición no deben estar situados cerca de fuentes emisoras de altos niveles de ruido.

Las áreas a ser consideradas para la ubicación de sitios de medición según el Virginia Department of Transportation (2018), deben incluir áreas individuales que estén muy cerca (dentro de los 500 pies, unos 152 m, del borde propuesto del pavimento de la ruta proyectada). Siempre que sea posible, las ubicaciones de los sitios receptores monitoreados y modelados deben ser consistentes en toda el área del

proyecto. Los niveles de ruido existentes que serán empleados en el estudio de ruido deberían representar la hora de ruido con niveles más altos resultante de la combinación de las fuentes naturales, mecánicas y de la actividad humana generalmente presente en el área en particular.

Es conveniente que durante la planificación de las salidas de campo se seleccionen varios puntos posibles a visitar donde se pudieran tomar las medidas, ya que muchos de los puntos que pudieran ser buenas ubicaciones para realizar mediciones serán sobre propiedad privada, para el cual se debe obtener permiso de acceso, lo que no siempre es posible. Es mejor, siempre que sea posible, elegir sitios de acceso público para las mediciones, sobre todo para las de corto plazo, ya que el acceso estará disponible para cualquier medición que se necesite realizar (National Road Authority of Ireland, 2014).

Las ubicaciones de medición a largo plazo, según la National Road Authority of Ireland (2014), deben elegirse con mucho cuidado debido a que, normalmente, se realizan con sonómetros que quedarán desatendidos, por lo que deben estar ubicados de forma segura donde no puedan ser manipulados o robados. Por lo general, esto significará ubicarlos en terrenos privados, donde es más probable que la presencia de residentes disuada a los intrusos.

Durante las visitas de campo se deberá georreferenciar viviendas que no fueran consideradas en los trabajos preliminares, al momento de revisar las fotos satelitales y mapas, así como construcciones abandonadas que pudieran haber sido confundidas con viviendas. Es posible que no todos los edificios que fueran mapeados en los trabajos preliminares sean sensibles al ruido; se debe documentar su uso en caso de que no lo sean.

4.5 Selección de parámetros a relevar

Es muy importante que los parámetros que se releven consideren los requerimientos de ingreso del modelo predictivo que se empleará para obtener valores de inmisión, y también los necesarios para realizar los estudios de molestia que se requieran. En caso de que estos no estén definidos, se deben realizar monitoreos de: L_{A10} , L_{Aeq} , L_{Amax} , L_{A90} .

El L_{Aeq} día (16 horas promedio logarítmico) de 6:00 a 22:00 en dB

El L_{Aeq} noche (8 h horas promedio logarítmico), de 22:00 a 6:00 en dB

Otros parámetros que podrían ser empleados para el estudio son el nivel día-tarde-noche o el nivel día-noche, los cuales describen la exposición acumulada al ruido de un receptor de todos los eventos durante 24 horas.

4.6 Asunción de una línea de base genérica y escenarios futuros

Cuando no se tengan mediciones de algún ambiente acústico o las predicciones de línea de base se realicen con pocas medidas o de corta duración obteniendo resultados que no son confiables, según el Department for Transport UK (2013) los niveles se podrán asignar basándose en la selección de datos genéricos considerados representativos del área y seleccionando los que se encuentren en el extremo inferior del posible rango de niveles de sonido existentes.

Una fuente de obtención de estos datos podría ser el estudio realizado por Fitzell (2019), el cual realizó una revisión retrospectiva de los registros históricos de medición de ruido ambiental realizados entre 1990 y 2015 en diferentes categorías de uso del suelo en Australia. Los datos se analizan para desarrollar un método de predicción de los niveles que podrían esperarse razonablemente para los diferentes usos del suelo, incluida la varianza esperable.

Es probable que los niveles de ruido existentes aumenten lentamente con el tiempo, principalmente debido al crecimiento del tránsito en la carretera una vez que inicie la operación. Los cambios en la tecnología de los automóviles podrían contrarrestar parte del aumento esperado del nivel de presión sonora generado por el aumento del tránsito. En carreteras que son proyectadas para velocidades altas, donde predomina el sonido generado por el contacto de los neumáticos con el pavimento, es más probable que el crecimiento esperado del tránsito conlleve a un aumento en los niveles de ruido (Department for Transport UK, 2013).

4.7 Mediciones de línea de base

4.7.1 Instrumentos

De acuerdo a las referencias en la temática, los instrumentos de medición a emplear serán de clase 2 o superior calidad (precisión ± 1 dB) de acuerdo con la Norma ISO-IEC 61672. Deberán contar como mínimo con respuesta temporal rápida y con escala A. El umbral inferior de medición debe ser de 35 dB (A) o menor (González, 2013).

El equipo debe ser "apto para la intemperie" para brindar protección contra el viento y la lluvia inesperados y el micrófono debe estar

protegido por una pantalla antiviento (National Road Authority of Ireland, 2014).

Periódicamente, de acuerdo con la norma ISO 1996-2:2007 al menos una vez por año, todos los equipos deben calibrarse en un laboratorio reconocido según normas IEC 60942. En tanto no exista en el territorio nacional una entidad que efectúe calibración de instrumentos de medición de niveles de presión sonora de acuerdo con normas internacionales y con trazabilidad también internacional, se admitirá que las calibraciones se realicen cada dos años (González, 2013).

4.7.2 Duración de las mediciones

Diferentes fuentes o descriptores de sonido pueden requerir diferentes duraciones de medición o tamaños de muestra. La elección de la duración deberá considerar: la variación temporal del ruido, el ambiente sonoro que se está midiendo y el rango en el nivel de presión sonora.

La norma ANSI S12.18-1994 establece que la repetición de mediciones en un receptor puede ser necesaria. Las repeticiones que se realicen en el receptor afectan el error experimental que deberá ser calculado y notificado. Se recomienda un mínimo de tres repeticiones en condiciones equivalentes.

Mediciones de larga duración

De acuerdo con la National Road Authority of Ireland (2014), es conveniente que se realicen mediciones de 24 horas, las cuales deberán comenzar a una hora redonda y las horas de inicio y finalización deberán superponerse para garantizar que se registren 24 horas completas.

Para la obtención del L_{Aeq} día y noche en las mediciones de larga duración, según el Department for Transport UK (2013) es conveniente que, en algunos lugares representativos, tengan una duración de entre 5 y 10 días.

El control del ruido cercano a vías de tránsito no se puede realizar durante períodos de flujos vehicular atípicos, incluidas las vacaciones escolares. No se puede realizar durante períodos de ruido anómalos (por ejemplo, actividades de construcción cercanas) y los eventos identificados como anómalos deben excluirse del cálculo de los parámetros de ruido (Campbell et al., 2001).

Mediciones de corta duración

La (National Road Authority of Ireland, 2014) sugiere que las mediciones de corta duración deben consistir en tres muestras cada una de 15 minutos de duración, tomadas en tres horas consecutivas entre las 10:00 y las 17:00 horas, y en lo posible deben realizarse en días laborales.

Las muestras de corta duración son propensas a errores que surgen de breves variaciones en el flujo de tránsito o causados por eventos de ruido inusuales, como un vehículo con un escape dañado. Cuando una de las tres mediciones no coincida con las otras dos, se puede reemplazar por una cuarta medición informando el reemplazo (National Road Authority of Ireland, 2014). El Department of Environment and Science (2020) sugiere que hay que asegurarse de que la línea de base sea representativa de la peor situación, por lo que si se realiza más de una medición, es aconsejable utilizar el resultado más bajo.

4.7.3 Selección de altura y posición del micrófono

La altura de medición deberá seleccionarse dependiendo del caso particular. Según González (2013), por defecto, las mediciones de niveles sonoros se realizarán a una altura de entre 1,20 m y 1,50 m sobre la superficie del suelo. Según ANSI S12.18-1994 la altura de preferencia del micrófono sobre el suelo para mediciones en exteriores es de 1,2 a 1,8 m, aclarando que se pueden utilizar otras alturas si resultan más viables o si se especifican en otras normas pertinentes.

La ISO 1996-2:2007 indica que para el mapeo general por modelación se emplee una altura de micrófono de $(4 \pm 0,5)$ m en áreas residenciales de varios pisos. En áreas residenciales de una sola planta y áreas recreativas, se debe usar una altura de micrófono de $(1,2 \pm 0,1)$ m o $(1,5 \pm 0,1)$ m.

Según Campbell et al. (2001), el monitoreo debe realizarse a 1 m de la fachada del edificio más expuesta al ruido de tránsito y a una altura de 1,5 m por encima del nivel del suelo. Si el monitoreo se realiza a campo libre (por ejemplo, antes de que se construya una vivienda, de la cual hay certeza de su construcción), se debe agregar una corrección de reflexión de fachada de 2,5 dB (A) a los niveles de ruido L_{Aeq} medidos. La ISO 1996-2:2007 establece que, en caso de que se mida a una distancia de entre 0,5 y 2 m de una superficie reflectante, la corrección aplicada para tener condiciones de campo libre es -3 dB (A).

El micrófono se orientará hacia el punto de interés y su inclinación será de entre 0° y 45° con el plano horizontal (González, 2013). Según la

National Road Authority of Ireland (2014), el micrófono debe montarse en posición horizontal, apoyado en un trípode.

4.7.4 Condiciones meteorológicas

La temperatura ambiente y la humedad relativa se registrarán durante las mediciones acústicas. Se puede utilizar la temperatura media y la humedad relativa proporcionadas por la estación meteorológica más cercana. Según la norma ANSI S12.18-1994 si se mide la temperatura del aire in situ, el sensor debe montarse a una altura de $(2 \pm 0,2)$ m por encima del suelo.

De acuerdo con la norma ANSI S12.18-1994 se utilizará un anemómetro u otro dispositivo para medir la velocidad y la dirección del viento; es deseable un tiempo medio de 10 a 20 s de medición y el dispositivo se apoyará a una altura de $2 \pm 0,2$ m. De acuerdo con Higways England et al. (2020), los datos de medición del ruido solo serán válidos cuando se realicen durante períodos en los que la velocidad del viento sea inferior a 5 m/s, no haya precipitaciones y las superficies están secas. El suelo saturado de agua después de una fuerte lluvia puede producir valores erráticos en las mediciones según norma ANSI S12.18-1994. Por ejemplo, en caso de estar cerca de un camino los neumáticos que ruedan sobre una superficie pavimentada producen niveles de sonido más altos cuando el pavimento está mojado. Según VicRoads (2011), se aceptan lluvias ligeras ocasionales durante los períodos de medición. Sin embargo, cuando hay períodos de lluvia intensa o lluvia ligera continua, se debe interrumpir la medición.

Según ISO 1996-2:2007, se podría realizar las medidas bajo las siguientes condiciones: el viento sopla desde la fuente de sonido dominante hacia el receptor (durante el día con un ángulo de $\pm 60^\circ$ y durante la noche con un ángulo de $\pm 90^\circ$) y la velocidad del viento, medida a una altura de entre 3 y 11 m sobre el suelo, está entre 2 y 5 m/s durante el día o a más de 0,5 m/s durante la noche. Las condiciones climáticas ideales para medir el ruido en zonas con tráfico rodado son buenas con poco o ningún viento. Según VicRoads (2011), el efecto del ruido del viento en el micrófono debe ser al menos 10 dB por debajo de los niveles de ruido ambiente en escala A. Para garantizar que se aplique la condición anterior, se instalarán una pantalla protectora de viento en el micrófono. También recomienda que la velocidad del viento en el micrófono en cualquier dirección no debería exceder 3 m/s durante cualquier período significativo de las mediciones (VicRoads, 2011).

La norma ANSI S12.18-1994 establece que la superficie del suelo sobre la que se realiza la medición se documentará para permitir la

posibilidad de considerar en el futuro los posibles errores introducidos por la naturaleza del terreno. Si se deben comparar mediciones, se puede obtener la equivalencia del terreno.

De acuerdo con el Illinois Department of Transport (2017), debido a que las condiciones climáticas afectarán las lecturas de medición de ruido, se debe usar una pantalla contra el viento en todo momento. Si la velocidad del viento excede los 19 km/h (5,2 m/s), no se deben tomar medidas de ruido. Las limitaciones de temperatura y humedad serán las que establezca el fabricante del sonómetro, generalmente se limitan a temperaturas que oscilan entre -10 °C y 50 °C y una humedad relativa que varía entre 5 % y 90 %. Otras condiciones del sitio necesarias durante el monitoreo son que el pavimento se encuentre seco.

4.8 Mediciones futuras de línea de base

Las mediciones de ruido se han limitado comúnmente a las condiciones de referencia en un instante antes de que se construya la carretera. Sin embargo, de acuerdo con la National Road Authority of Ireland (2014), sería valioso realizar un monitoreo adicional del ruido entre seis y nueve meses después de realizada la medición original. Las mediciones de múltiples tomas constituirían un valioso banco de datos para el desarrollo futuro de técnicas predictivas y podrían generar confianza en la precisión de las predicciones en el estudio de impacto ambiental a realizar.

4.9 Correcciones a medidas para evaluar molestias

Las correcciones tienen que ver con modificaciones que se pueden realizar a los índices acústicos L_{AeqT} obtenidos en los monitoreos por niveles de componentes tonales emergentes, por componentes de baja frecuencia y por ruido de carácter impulsivo, promediados a largo plazo en el periodo temporal de evaluación.

La fórmula para realizar las correcciones de acuerdo al procedimiento BOE-A-2007-18397 (2007), establece que:

$$L_{Keq} = L_{Aeq,T} + K_t + K_f + K_i$$

- L_{Keq} es el nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A corregido por la presencia de componentes tonales emergentes, componentes de baja frecuencia y ruido de carácter impulsivo.

- K_t es el parámetro de corrección para evaluar la molestia por la presencia de componentes tonales emergentes
- K_f es el parámetro de corrección para evaluar la molestia por la presencia de componentes de baja frecuencia
- K_i es el parámetro de corrección para evaluar la molestia por la presencia de ruido de carácter impulsivo

El valor máximo de la corrección resultante de la suma $K_t + K_f + K_i$ no podrá superar los 9 dB (A) según BOE-A-2007-18397; según la norma IRAM 4062 del 2016, la corrección máxima a tomar es 7 dB (A) y el ruido se puede considerar molesto si la suma de los tres valores supera los 15 dB (A).

4.9.1 Presencia de componentes tonales emergentes

Se realizará el análisis espectral del ruido en bandas de 1/3 de octava, con ponderación frecuencial Z. Luego se calculará la diferencia:

$$L_t = L_f - L_s$$

L_f es el nivel de presión sonora de la banda f .

L_s es la media aritmética de los dos niveles laterales, el de la banda situada inmediatamente por encima de f y el de la banda situada inmediatamente por debajo de f .

Se determina el parámetro K_t aplicando la Tabla 6.

Tabla 6 Parámetro de corrección por componentes tonales K_t

Banda de frecuencia en 1/3 de octava	L_t en dB	Corrección K_t (en dB) por presencia de componentes tonales
De 20 a 125 Hz	Si $L_t < 8$	0
	Si $8 \leq L_t \leq 12$	3
	Si $L_t > 12$	6
De 160 a 400 Hz	Si $L_t < 5$	0
	Si $5 \leq L_t \leq 8$	3
	Si $L_t > 8$	6
De 500 a 10000 Hz	Si $L_t < 3$	0
	Si $3 \leq L_t \leq 5$	3
	Si $L_t > 5$	6

En el supuesto de la presencia de más de una componente tonal emergente, se adoptará el mayor como valor del parámetro K_t .

Según norma IRAM 4062 en caso de verificarse el carácter tonal del ruido, el término de corrección toma el valor:

$$K_t = 5 \text{ dB (A)}$$

Para norma ISO 1996-1:2003 la corrección será entre 0 y 6 dB (A).

4.9.2 Presencia de componentes de baja frecuencia

Se medirá, preferiblemente de forma simultánea, los niveles de presión sonora con las ponderaciones frecuenciales A y C. Luego se calculará la diferencia entre los valores obtenidos, debidamente corregidos por ruido de fondo:

$$L_f = L_{Ceq,Ti} - L_{Aeq,Ti}$$

El valor de K_f se obtendrá de la Tabla 7.

Tabla 7 Parámetro de corrección por presencia de componentes de baja frecuencia K_f

L_f en dB	Corrección K_f (en dB) por presencia de componentes de bajas frecuencias
Si $L_f \leq 10$	0
Si $10 < L_f \leq 15$	3 según norma IRAM 4062 5
Si $L_f > 15$	6 según norma IRAM 4062 7

4.9.3 Corrección por componentes impulsivos

En caso que se perciban componentes impulsivas o de impacto (golpes, martillazos, etc.) del ruido en estudio, se procede a una verificación. Tanto la norma IRAM 4062 y BOE-A-2007-18397 solicitan efectuar la medición del nivel máximo de ruido con ponderación A, con la constante de tiempo "S" (lenta) y la constante de tiempo "I" (impulsiva) para obtener el valor de corrección. Aunque el procedimiento no cambiaría si la medición se realiza con respuesta rápida, en Uruguay usualmente se mide en fast siempre (González, 2013).

Cabe señalar que ante la reciente remoción de la respuesta temporal Impulse de la norma UNE-EN IEC 61672:2013, es esperable que aparezcan nuevas recomendaciones para realizar esta corrección (González, 2017a).

4.10 Reporte de resultados

Registrar información del objetivo del muestreo que se está realizando, descripción de lo que haya llamado la atención en el área que no fuera

detectado durante la planificación de los monitoreos, algún cambio que se haya decidido realizar en campo respecto a lo planificado originalmente y las razones por las que se decidió el cambio.

- Se informarán los resultados de las mediciones de niveles de presión sonora. Todos los resultados se pueden informar de forma gráfica o numérica, según corresponda. Se incluirán los datos y la hora del día de la medición.
- Día, hora y lugar de medición y los intervalos de tiempo de las mediciones (ISO 1996-2:2007).
- Indicar condiciones particulares del suelo, el ambiente o ruido de fondo general, o cualquier aspecto que le haya llamado la atención al operador del sonómetro (ANSI S12.18-1994).
- Debe incluirse la posición de la georreferenciación del punto de medición (González, 2017a), indicar si existieran objetos reflectantes significativos y su localización, como edificios, grupos de árboles, entre otros (ANSI S12.18-1994).
- Registrar localización de fuentes de ruido durante la medición, la fuente, el tipo de ruido y el minuto de inicio y fin del ruido.
- Informar la velocidad media del viento, la temperatura media y la humedad al momento de la toma de los datos. Se especificará la cobertura de la nubosidad, con una breve descripción de las condiciones meteorológicas existentes (ANSI S12.18-1994) e (ISO 1996-2:2007).
- Se registrará el tipo y el estado de la superficie de la carretera (Nordtest, 2002).

5 Predicción de niveles de inmisión

5.1 Introducción

Como fuera mencionado, las fuentes predominantes de ruido de un vehículo cuando circula a alta velocidad, como sería el caso en rutas, son el ruido del rozamiento del neumático con el asfalto y la aerodinámica.

La predicción del ruido de tránsito permite obtener datos que deben considerarse en la planificación de las redes viales. Sin embargo, la gran cantidad de variables que intervienen en esta predicción requiere que los modelos predictivos sean probados y calibrados para las realidades locales para asegurar que los valores obtenidos sean confiables (Álvarez & Suárez, 2011). Un modelo que permite hacer predicciones de ruido de tránsito se integra de un modelo de emisión o fuente y un modelo de propagación.

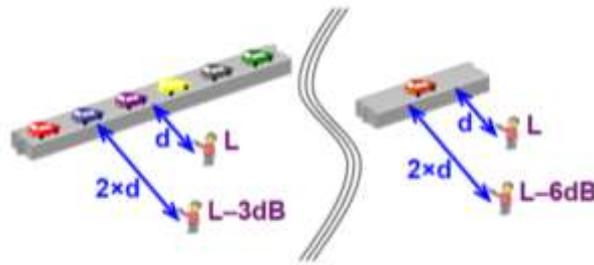
A los efectos de la predicción de la emisión y propagación de las ondas sonoras, existen varios aspectos que se deben tener en cuenta. Entre ellos, es necesario diferenciar entre fuentes fijas o móviles y fuentes asimilables a emisiones puntuales o lineales (González, 2017d).

5.2 Mecanismos de propagación de ruido

Divergencia geométrica

Los niveles de sonido se atenúan naturalmente con la distancia. Esta atenuación se denomina divergencia geométrica y depende de la configuración de la fuente. Para el caso de rutas con bajo flujo de tránsito, donde cada fuente emisora de ruido se pudiera distinguir individualmente, la divergencia geométrica tendrá un comportamiento más parecido al de una fuente puntual (ver Figura 3). En caso de un tránsito intenso donde no se distingue cada fuente particular de emisión, el receptor percibirá la emisión como una fuente lineal. Las fuentes localizadas (fuentes puntuales) se atenúan más con la distancia que las lineales, a una tasa de aproximadamente 6 dB por duplicación de la distancia, las fuentes lineales se atenúan a 3 dB por duplicación de la distancia (Federal Highway Administration, 2007).

Figura 3 Divergencia geométrica según el flujo de vehículos



Fuente: (Federal Highway Administration, 2007)

Por lo tanto, la divergencia geométrica podrá variar según el parámetro que se esté considerando, de acuerdo a la representación de la fuente. Los niveles de ruido L_{Aeq} (1 h) o L_{Aeq} (día) generalmente se atenúan a una tasa similar a la de una fuente lineal (3 dB) por duplicación de distancia, en tanto se mantenga una elevada densidad de flujo vehicular. Al considerar niveles de ruido L_{max} o L_{Aeq} (noche), en donde se pudiera identificar las huellas sonoras por separado, la atenuación resultará entre 3 y 6 dB por duplicación de distancia (Federal Transit Administration, 2018); esto debido a que el L_{max} suele asociarse a una fuente de ruido que sobresale sobre las demás y a que, durante la noche, usualmente el tránsito no suele tener una densidad elevada como para mantener la hipótesis de fuente lineal.

Absorción

Es el fenómeno debido al cual una parte de la energía sonora que incide sobre una superficie es transformada en otra forma de energía. Una superficie dura o lisa tendrá una baja absorción de energía acústica mientras que una superficie blanda o porosa tendrá más absorción.

Por lo tanto, los niveles de sonido se pueden atenuar, según el tipo de terreno, entre la fuente y el receptor ya que una parte de la energía acústica puede ser absorbida por el suelo. La cantidad de energía absorbida por el suelo depende del tipo de suelo y la geometría por donde se está propagando la energía sonora. La atenuación puede llegar a ser de 5 dB en una distancia del receptor a la fuente de cientos de metros.

Parte de la energía acústica se convierte en calor cuando viaja a través del aire por absorción molecular, en términos de atenuación por absorción atmosférica se puede representar en función de tres variables: la frecuencia del sonido, la temperatura y la humedad relativa (ISO 9613-2:1996).

Obstáculos

Las trayectorias del sonido se pueden ver interrumpidas por el terreno, barreras naturales o construidas por el hombre, edificaciones u otros objetos. Por ejemplo, una barrera acústica reduce los niveles de sonido en un receptor al romper la línea de visión directa entre la fuente y el receptor con una pared sólida (en contraste con la vegetación que oculta la fuente de la vista, pero no reduce los niveles de sonido sustancialmente en distancias cortas). La energía del sonido llega al receptor al difractar sobre la parte superior y los bordes de la barrera. Esta difracción reduce el nivel de sonido que llega al receptor en comparación al escenario donde la energía sonora le llegaría directo.

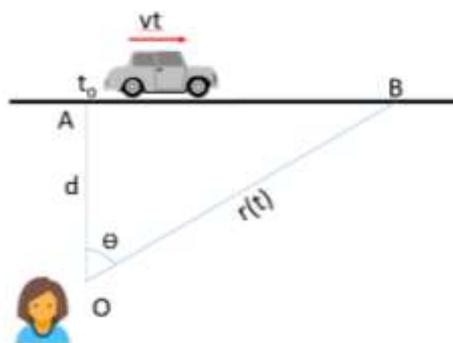
5.3 Modelación predictiva de ruido de tránsito

El ruido debido al tránsito de una carretera fluctúa continuamente con el tiempo, por lo que no es sencillo cuantificarlo. Según Lamure

(1986), una técnica usual para estimarlo o predecirlo es considerar la distribución estadística del ruido desde un observador.

Para introducir el tema, se presenta inicialmente el caso más simple, el cual consiste en el pasaje de un solo vehículo. El vehículo circula por una carretera recta desde el punto A al B a una velocidad promedio v en un tiempo T . El observador se encuentra en O a una distancia d de la carretera, como se presenta en la Figura 4 (Jong-San, 2003).

Figura 4 Pasaje de un vehículo a distancia d de un observador



Considerando una fuente de ruido cercana a la superficie del suelo que radia en el hemisferio superior, el nivel de presión sonora máximo registrado durante el pasaje del vehículo ($L_{p,máx}$) se obtendría de la siguiente expresión.

$$L_{p,m\acute{a}x} = L_W - 10 \log 2\pi d^2$$

$$L_{p,m\acute{a}x} = L_W - 10 \log d^2 - 8$$

Para obtener el nivel de presi3n sonora (L_p) se debe introducir la distancia entre el veh3culo y el observador como funci3n de la velocidad y el tiempo recorrido por el veh3culo.

$$L_p = L_W - 10 \log(d^2 + (vt)^2) - 8$$

Por lo tanto,

$$L_p = L_{p,m\acute{a}x} + 10 \log d^2 + 8 - 10 \log(d^2 + (vt)^2) - 8$$

$$L_p = L_{p,m\acute{a}x} - 10 \log \left(1 + \left(\frac{vt}{d} \right)^2 \right)$$

Para obtener el nivel sonoro continuo equivalente que resulta en el punto considerado es necesario integrar L_p . El L_{eq} producido por la unidad en el intervalo de pasaje de tiempo T , considerando el tiempo de integraci3n entre $-T/2$ y $T/2$ en el punto del observador O es:

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} 10^{\frac{L_{pi}}{10}} dt \right)$$

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} 10^{\frac{L_{p,m\acute{a}x} - 10 \log(1 + (\frac{vt}{d})^2)}{10}} dt \right)$$

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} 10^{\frac{L_{p,m\acute{a}x}}{10}} 10^{\frac{-10 \log(1 + (\frac{vt}{d})^2)}{10}} dt \right)$$

$$L_{eq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} 10^{\frac{L_{p,m\acute{a}x}}{10}} \int_{-T/2}^{T/2} 10^{-\log(1 + (\frac{vt}{d})^2)} dt \right)$$

$$L_{eq} = 10 \log \left(10^{\frac{L_{p,m\acute{a}x}}{10}} \right) + 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} 10^{\log \left(\frac{1}{1 + (\frac{vt}{d})^2} \right)} dt \right)$$

$$L_{eq} = L_{p,m\acute{a}x} + 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_{-T/2}^{T/2} \frac{1}{1 + (\frac{vt}{d})^2} dt \right)$$

$$L_{eq} = L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \frac{d}{vT} \left(\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) - \arctg \left(\frac{-Tv}{2d} \right) \right)$$

Por lo tanto, el L_{eq} sería:

$$L_{eq} = L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \frac{d}{vT} \left(2\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) \right)$$

Evaluación del pasaje de una serie de vehículos en flujo estacionario

Asumiendo el pasaje de N vehículos iguales circulando a la misma velocidad, en un tiempo T, el L_{eq} será el que resulte de la siguiente sumatoria:

$$L_{eq} = 10\log \frac{1}{T} \sum_1^N 10^{L_{eqi}/10}$$

$$L_{eq} = 10\log \frac{1}{T} \left(N 10^{\left(L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \frac{d}{vT} \left(2\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) \right) \right) / 10} \right)$$

$$L_{eq} = 10\log \frac{N}{T} + L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \frac{d}{vT} \left(2\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) \right)$$

El termino N/T equivale al flujo de vehículos Q.

$$L_{eq} = 10\log Q + L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \frac{d}{vT} \left(2\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) \right)$$

Considerando toda la trayectoria del vehículo, se tendría que:

$$2\arctg \left(\frac{Tv}{2d} \right) \approx \pi$$

Por lo tanto:

$$L_{eq} = 10\log Q + L_{p,m\acute{a}x} + 10\log \left(\frac{d\pi}{vT} \right)$$

Asimismo, si el tráfico considerado es estacionario, el L_{eq} no será dependiente del tiempo considerado.

Por otro lado, si se conoce el valor de L_p (L_{p0}) a una distancia de referencia (d_0) para el vehículo que se está representando, entonces:

$$L_{p,m\acute{a}x} = L_{p0} + 10\log \frac{d_0^2}{d^2}$$

Obteniendo así:

$$L_{eq} = L_{p,0} + 10\log\left(\frac{d_0^2}{d^2}\right) + 10\log(Q) + 10\log\left(\frac{d\pi}{v}\right)$$

$$L_{eq} = L_{p,0} + 10\log(\pi \cdot d_0^2) + 10\log(Q) - 10\log(d) - 10\log(v)$$

$$L_{eq} = 10\log(Q) - 10\log(d) - 10\log(v) + C$$

Siendo C un valor constante

Comentarios sobre la función del L_{eq} obtenida

Cada vez que se duplica la distancia d (distancia en m del observador respecto a la carretera) el nivel L_{eq} disminuirá en 3 dB. Asimismo, el valor de L_{eq} es dependiente del flujo de vehículos a una razón de $10\log(Q)$.

Si la potencia acústica o el $L_{p,0}$ son constantes para el vehículo analizado, entonces el L_{eq} disminuirá con la velocidad de pasaje a razón de $-10\log(v)$. Esto sería una hipótesis razonable de asumir si se considerara el tránsito urbano o los vehículos pesados donde existe poca variación de la potencia acústica emitida con el cambio de velocidad (Lamure, 1986).

Para el caso de proyectos carreteros, donde las velocidades de circulación son más altas, el rozamiento generado entre el neumático y la ruta se vuelven la emisión de ruido dominante. En tal caso, se asumirá que el L_{eq} aumenta con la velocidad a una razón de $20\log(v)$, por lo que se deberá sustituir el término $-10\log(v)$ por $+20\log(v)$ (Lamure, 1986).

5.4 Modelos de predicción acústica para proyectos carreteros

ISO 9613-2:1996

Las ecuaciones que se utilizarán son para la atenuación del sonido de fuentes puntuales. Por lo tanto, las fuentes de ruido extendidas, como el tráfico por carretera y ferrocarril, estarán representadas por un

conjunto de secciones (celda), cada una con una determinada potencia de sonido y directividad (ISO 9613-2:1996).

Este modelo, de acuerdo a la revisión realizada por Sonaviya & Tandel (2016), es empleado como base de otros modelos de predicción de ruido generado por el tráfico carretero como el NMPB 1996, el Nord 2000 y el CRTN.

Primeros modelos creados para tránsito carretero

Probablemente el primer modelo predictores del ruido provocado por el tráfico en carretera, según (Steele, 2000) fue el presentado en el *Handbook of Acoustic Noise Control* de 1952. Se advertía que se podía implementar para velocidades de entre 35 y 45 mph (entre 56 y 72 km/h) y distancias superiores a 20 pies (6 m). El nivel de permanencia 50 % se obtiene como:

$$L_{50} = 68 + 8,5 \log(Q) - 20 \log(d)$$

La predicción, como casi todos los primeros modelos era dependiente del logaritmo del flujo de vehículos y la distancia al receptor.

La mayoría de los primeros modelos que se desarrollaron para predecir el nivel de inmisión en un receptor predecían el parámetro L_{50} , según las revisiones realizada por Steele (2000) y Quartieri et al. (2009). Algunos de estos modelos, además del flujo y la distancia del receptor a la carretera, introducen en la ecuación predictiva el porcentaje de vehículos pesados y la velocidad promedio.

En Europa se han utilizado varios métodos para la predicción del ruido del tráfico carretero, de los cuales, según la revisión realizada por Petrovici et al. (2016), el más popular es el método francés NMPB. Los métodos NORD 1996 y NORD 2000 son comúnmente utilizados por los países escandinavos, mientras que el método RMW holandés se aplica en Bélgica y los Países Bajos; Irlanda utiliza el CRTN británico, mientras que el resto de los estados miembros tienen sus propios métodos de cálculo o emplean combinaciones de los modelos mencionados.

NMPB 2008

Es el modelo francés empleado para predecir el ruido provocado por el tránsito, es una actualización del modelo NMPB 1996. De acuerdo con Dutilleux et al. (2010), el cambio más importante es la fórmula del efecto suelo en condiciones de refracción descendente. El resultado es una formulación más consistente de efecto suelo con la misma fórmula para condiciones de refracción homogénea y descendente, por lo que ahora la fórmula de difracción puede hacer frente a barreras bajas.

La ecuación básica para calcular el nivel de presión sonora de la banda de octava L_{pik} , en la ubicación k , debido a la potencia sonora de la banda de octava L_{Wi} , irradiada por la fuente de sonido i , con un índice de directividad en la dirección de la ubicación del receptor de DI_{ik} , es (Bies et al., 2018):

$$L_{pik} = L_{Wi} - A_{div,ik} + DI_{ik} - A_{Eik}$$

Por lo general, según Bies et al. (2018), se supone que DI_{ik} es 0 dB, a menos que se disponga de información de directividad específica de la fuente.

El coeficiente $A_{div,ik}$ es la atenuación por divergencia geométrica y se obtendrá por:

$$A_{div,ik} = 10 \log 4\pi + 20 \log d_{SR}$$

donde d_{SR} es la distancia desde la fuente hasta el punto de observación

El coeficiente A_{Eik} , es el exceso de atenuación experimentado por una perturbación de la presión sonora que viaja desde la fuente i , a la ubicación en el observador k , y viene dado por:

$$A_{Eik} = (A_a + A_{g+b} + A_r)_{ik}$$

Cada uno de estos factores de atenuación son, en orden: absorción atmosférica; suelo, barreras y terreno; y reflexiones en superficies verticales.

Existen varios estudios donde se comparan resultados obtenidos de mediciones de ruido con los valores obtenidos de realizar predicciones empleando el modelo NMPB 2008. A continuación se presentan algunos de dichos estudios.

López & Souza (2020) realizaron mediciones de ruido en 28 puntos a horas pico de la mañana y la tarde (7:00 a 8:00 horas, de 11:00 a 11:30 horas y de 17:30 a 19:00 horas) en dos rutas urbanas en la ciudad de San Carlos estado de San Pablo en Brasil, las cuales tienen poco tránsito pesado. Compararon los resultados obtenidos con los resultados de predicciones realizadas con el modelo NMPB 2008 y el modelo CRTN obteniendo, a su criterio, un error moderado, teniendo en cuenta principalmente la gran variación diferencial entre los tres periodos de muestra para cada ruta, el mayor error absoluto registrado fue del 10 % (aproximadamente 8 dB). Igualmente, obtuvieron levemente mejores resultados con el modelo CRTN.

Un estudio realizado por Ecotiere et al. (2012) comparó 218 medidas (realizadas en día y la noche) en 32 receptores cercanos a carreteras en 5 zonas de Francia, con diferentes topografías y comparó los resultados con una modelación realizada con el modelo NMPB 2008 para los mismos receptores. La precisión en el modelo se estimó en -0,2 dB para L_{Aeq} , con un intervalo de confianza del 95 % de [-0,5 dB(A), 0,01 dB(A)]; asimismo, menos del 35 % del valor absoluto calculado de atenuaciones excede los valores medidos en más de 2 dB (A).

Otro estudio realizado por de Lisle (2016), comparó mediciones de ruido entre las 6:00 y las 00:00 horas, obteniendo el L_{Aeq} para 18 horas en numerosas carreteras en medios rural y urbano de Australia, con resultados obtenidos de predicciones realizadas con cuatro modelos, entre ellos el NMPB 2008. En promedio, el NMPB predijo con un error de -1 dB. El error de predicción de NMPB obtuvo la desviación estándar más baja de los cuatro modelos empleados.

Calculating of road traffic noise CRTN (UK)

Esta metodología fue desarrollada por el Reino Unido (Department of Transport, 1988), fue originalmente publicada en 1976 y revisada en 1988. El modelo es empírico y el parámetro que obtiene es el nivel de permanencia 10 % (L_{A10}).

Este modelo asume una fuente lineal y un tráfico de velocidad constante. Para calcular el nivel de ruido en un receptor, el modelo segmenta la carretera en múltiples fuentes de líneas discretas y calcula la contribución de cada segmento al nivel de ruido en la posición del receptor.

El nivel de ruido L_{A10} en referencia de 1 h y 18 h, a una distancia de referencia de 10 m desde el borde de calzada más cercano de una carretera, se obtiene con la siguiente expresión (Garg & Maji, 2014):

$$L_{A10} = 10 \log q + \Delta_f + \Delta_g + \Delta_p + \Delta_d + \Delta_s + \Delta_a + \Delta_r$$

Donde q es el flujo total de tránsito circulando a 75 km/h. Los ajustes que se realizan son: Δ_f por el flujo de tránsito, Δ_g por el gradiente, Δ_p por el tipo de pavimento, Δ_d por la distancia, Δ_s por barreras, Δ_a por el ángulo de visión y Δ_r es el ajuste por reflexión. Las correcciones para vehículos pesados y velocidad se determinan mediante la expresión:

$$\Delta_f = 33 \log \left(v + 40 + \frac{500}{v} \right) + 10 \log \left(1 + \frac{5p}{v} \right); \quad \text{donde } p = \frac{100f}{q}$$

Donde f es el tránsito horario de vehículos pesados

El estudio de (de Lisle, 2016) también realizó mediciones de ruido, entre las 6:00 y las 00:00 horas, del descriptor L_{A10} para 18 horas, en carreteras en medios rural y urbano de Australia, comparándolos con resultados obtenidos de predicciones realizadas con el modelo CRTN. En todos los casos obtuvo sobreestimaciones en las predicciones, en algunos casos de más de 10 dB (A). También concluyó que los resultados del modelo fueron poco confiables debido a que niveles obtenidos en las predicciones para suelos blandos eran similares a los obtenidos para suelos duros.

En el estudio de López y Souza (2020), también realizaron mediciones del descriptor L_{A10} y compararon los resultados obtenidos con predicciones realizadas con CRTN para los mismos sitios, obteniendo como error absoluto más grande en las predicciones unos 7 dB (A).

Nord2000

El modelo fue introducido por la Agencia de Protección Ambiental de Dinamarca para la elaboración de mapas de ruido de carreteras y vías férreas. El Nord2000 contiene un modelo para calcular la emisión de la carretera y un segundo modelo para calcular la propagación del ruido y obtener el valor resultante en un receptor (DELTA, 2006b).

Nord2000 se puede utilizar para calcular L_{eq} , L_{den} y L_{noche} , ponderado en escala A total o en bandas de frecuencia de 1/3 de octavas, para cualquier combinación de vehículos rodado. El nivel máximo de presión acústica ($L_{A,F,máx}$) se puede calcular a partir de vehículos individuales o combinaciones de vehículos en posiciones específicas (DELTA, 2006b).

Para la obtención de la emisión generada por el tránsito el modelo considera: la altura de los vehículos que se representan (permite un amplio rango de ingreso de datos), flujo de tránsito y la composición (livianos, medios y pesados), velocidad de circulación, distribución del flujo en el tiempo, superficie de rodadura considerada, condiciones de manejo (toma en consideración aceleración y desaceleración para algunos tipos de vehículos) (DELTA, 2006b).

El nivel de presión sonora L_R en el receptor se predice empleando la ecuación (Garg & Maji, 2014):

$$L_R = L_W + \Delta L_d + \Delta L_a + \Delta L_t + \Delta L_s + \Delta L_r$$

Siendo

L_W – es el nivel de potencia acústica en la frecuencia de banda analizada

ΔL_d – efecto en propagación por divergencia esférica

ΔL_a – efecto en propagación por absorción del aire

ΔL_t – efecto en propagación por efecto del terreno (suelo y barreras)

ΔL_s – efecto de propagación por zonas de dispersión

ΔL_r – efecto de propagación de las dimensiones del obstáculo y las propiedades de la superficie al calcular una contribución del sonido reflejado por un obstáculo.

En 2006, a pedido de la Dirección de Carreteras de Dinamarca, se realizó una validación del modelo basado en mediciones de ruido y resultados de predicción del modelo para 544 casos y 9 casos con cálculo del L_{den} promedio anual en una ruta, todos en Dinamarca (DELTA, 2006a).

Los casos evaluados mostraron en promedio pequeñas diferencias entre las predicciones de Nord2000 y los resultados de medición o cálculos de referencia. La mayor diferencia promedio se observa en los resultados para una pantalla delgada en un terreno plano donde Nord2000 predijo niveles de ruido que son del orden de 1 dB (A) más altos que los resultados medidos.

Harmonoise (2002)

Según Bies et al. (2018), el modelo Harmonoise toma prestados muchos de sus procedimientos del modelo Nord2000. La principal diferencia entre los dos modelos, según Bies et al. (2018), está en el tratamiento de la refracción a través de la atmósfera como resultado de los gradientes de viento y temperatura. El modelo Harmonoise utiliza una transformación de coordenadas para simular la refracción atmosférica con un perfil de suelo curvo correspondiente, de modo que los rayos de sonido pueden ser rectos en lugar de curvos, mientras que el modelo Nord2000 realiza el análisis con rayos de sonido curvos.

La ecuación básica para calcular el nivel de presión sonora L_{pik} , en la ubicación k , debido a la potencia sonora L_{Wi} , irradiada por la fuente de sonido i , con un índice de directividad, DI_{ik} , en la dirección de la ubicación del receptor es (Bies et al., 2018):

$$L_{pik} = L_{Wi} + DI_{ik} - A_{Eik}$$

Donde, según Bies et al. (2018), normalmente se supone que DI_{ik} es 1. El exceso de atenuación, A_{Eik} , se define por:

$$A_{Eik} = (A_{div} + A_a + A_{g+b} + A_{sc} + A_r)_{ik}$$

Las atenuaciones que lo componen son, en orden: divergencia geométrica; absorción atmosférica; suelo, barreras y terreno; scattering (turbulencia atmosférica y barreras vegetales); y reflexión en superficies verticales.

Un estudio realizado por Jónsson & Jacobsen (2008) comparó los resultados de predicciones obtenidas con los modelos Harmonoise y el Nord2000 para una serie de casos de prueba que involucraban una variedad de configuraciones de fuente y receptor, perfiles de terreno, barreras de ruido, propiedades del suelo y condiciones meteorológicas. Las predicciones se compararon con datos de referencia de la literatura y con nuevos resultados experimentales. El estudio obtuvo que las mayores diferencias se han observado en los casos en que existe una colina o barrera difractante y en casos de refracción fuerte. A frecuencias muy bajas, Nord2000 parece predecir la difracción mejor que Harmonoise, que sobreestima considerablemente en las frecuencias más bajas. Harmonoise, por otro lado, parece dar mejores predicciones a altas frecuencias en los casos en que hay una colina con dos bordes difractantes, particularmente cuando el segmento superior de la colina es acústicamente suave. Harmonoise también parece manejar mejor la refracción descendente que Nord2000, al menos en los casos en que la superficie es muy densa y dura. Ninguno de los modelos puede manejar satisfactoriamente la refracción ascendente.

RLS 90

El RLS es el estándar legal para la predicción del ruido en Alemania (Steele, 2001). La versión de 1990 reemplazó la original de 1981, incorporando datos de diseño de flujo de tráfico para casos donde se desconozca el flujo real, e incluye un módulo para estacionamientos.

El punto de partida del cálculo es un nivel medio L_{mE} calculado a una distancia de 25 m del centro del carril de la carretera. Este $L_{mE}^{(25)}$ es una función de la cantidad de vehículos por hora Q y del porcentaje de vehículos pesados P (peso > 2,8 toneladas), en condiciones idealizadas (una velocidad de 100 km/h para automóviles y 80 km/h para vehículos pesados, una superficie de la carretera compuesta de asfalto sin ranuras, una pendiente menor al 5 % y propagación en campo libre). Analíticamente $L_{mE}^{(25)}$ está dado por (Quartieri et al., 2009):

$$L_{m,E}^{(25)} = 37,3 + 10\log(Q(1 + 0,082P))$$

El siguiente paso es cuantificar las diversas desviaciones de estas condiciones idealizadas mediante correcciones. Entonces, para cada carril, el nivel medio L_m en dB (A) se calcula como:

$$L_m = L_{m,E}^{(25)} + R_{SL} + R_{RS} + R_{RF} + R_E + R_{DA} + R_{GA} + R_{TB}$$

Siendo las correcciones por: R_{SL} límite de velocidad, R_{RS} superficie de la carretera, R_{RF} por pendientes y R_E características de absorción de la superficie de las edificaciones, R_{DA} distancia del receptor y absorción

del aire, R_{GA} suelo y condición atmosférica y R_{TB} topografía y dimensiones de edificaciones (Quartieri et al., 2009).

Finalmente, el L_{mT} de la suma de todos los carriles (L_{mi}) se obtiene de la siguiente expresión:

$$L_{mT} = 10 \log \sum_1^N 10^{L_{mi}/10}$$

Método de cálculo Italiano C.N.R.

Este modelo es una modificación del modelo alemán RLS 90, adaptado al marco italiano. Supone una relación entre los parámetros del tráfico y el nivel energía sonora media y se modela el flujo del tráfico como una fuente lineal colocada en el centro de la vía (Quartieri et al., 2009).

El nivel de sonido equivalente en dB (A) está dado por:

$$L_{Aeq} = \alpha + 10 \log(Q_L + \beta Q_P) - 10 \log\left(\frac{d}{d_0}\right) + \Delta L_V + \Delta L_F + \Delta L_B + \Delta L_S + \Delta L_G + \Delta L_{VB}$$

Donde Q_L y Q_P son el flujo de tráfico en una hora de vehículos ligeros y pesados respectivamente, d_0 es una distancia de referencia de 25 m y d la distancia entre el centro del carril y el punto de observación.

Los parámetros α y β están influenciados por las características de las carreteras y los vehículos según cada región. En particular, α está relacionado con la emisión de ruido de los vehículos individuales y β es el factor de ponderación que tiene en cuenta la mayor emisión de vehículos pesados. Muy frecuentemente, de acuerdo con Steele (2001), para las carreteras italianas se asumen $\alpha=35,1$ dB (A) y $\beta=6$.

Los coeficientes de corrección se corresponden a: ΔL_V por velocidad media del tráfico; ΔL_F y ΔL_B es por la presencia de fachadas cercanas al receptor o en la dirección opuesta; ΔL_S es por el tipo de pavimento; ΔL_G es por la pendiente de la ruta si es superior a 5 % y; ΔL_{VB} es un coeficiente que toma en consideración la presencia de tránsito liviano, o tránsito lento.

Modelo TNM 3.0

Es un modelo predictivo desarrollado por la US Federal Highway Administration. El modelo primero predice el nivel de ruido a un nivel de referencia para luego aplicarle una serie de ajustes en función del tipo y velocidad del vehículo, la pendiente de la calzada y el tipo de pavimento. El nivel de referencia utilizado por el modelo, es el Vehicule

Noise Emission Level, que se refiere al nivel máximo sonoro emitido por el paso de un vehículo a una distancia de referencia de 15 m, los cuales se pueden obtener de (https://www.fhwa.dot.gov/environment/noise/traffic_noise_model/tnm_v30/tnm_3_tech_manual.cfm).

Se resume en la ecuación siguiente:

$$L_{Aeq,1h} = EL_i + A_{Traffic(i)} + A_d + A_s$$

EL_i representa el nivel de emisión de ruido del vehículo para el i -ésimo tipo de vehículo, $A_{Traffic(i)}$ es el ajuste por flujo y velocidad del vehículo para el i -ésimo tipo de vehículo; A_d representa el ajuste de la distancia entre la calzada y el receptor y la longitud de la calzada; y A_s representa el ajuste de todos los efectos de barrera y el suelo entre la calzada y el receptor. El modelo calcula las contribuciones de ruido de segmentos cortos de carreteras para cada tipo de vehículo para un receptor dado y luego suma los resultados de cada par de segmento de carretera y vehículo elemental para determinar el nivel de ruido en el receptor.

En un estudio realizado por Hankard et al. (2005), se realizaron medidas y modelados de los niveles de ruido de tránsito en 17 sitios cercanos a rutas de los Estados Unidos. Estos sitios consistían en áreas abiertas con suelo acústicamente blando y duro, así como sitios con barreras de ruido que protegían escuelas, parques y sitios residenciales. El estudio comparó los resultados obtenidos del modelo con las mediciones, concluyendo que en general el modelo se desempeñó muy bien. La diferencia promedio fue inferior a 1,0 dB (A); eliminando las mediciones en momentos de viento fuerte, la diferencia media fue inferior a 0,5 dB (A). También se examinó el desempeño por tipo de sitio, donde el TNM se desempeñó bien para áreas abiertas con sitios de terreno acústicamente blando, áreas abiertas con terrenos acústicamente duros a distancias cercanas, y sitios con barreras. La única diferencia de importancia surgió para áreas abiertas con sitios de suelo acústicamente duro a distancias lejanas; en estos casos, a más de 275 m de la carretera, TNM predijo en exceso con un promedio de 2,2 dB (A) para todos los datos y 2,4 dB (A) para los datos sin viento fuerte.

El estudio de (de Lisle, 2016) también comparó mediciones de ruido realizadas en carreteras en medios rural y urbano de Australia, con resultados obtenidos de predicciones realizadas con TNM. Los resultados mostraron que TNM sobreestimó en 2 dB (A), por lo que concluyó que las predicciones fueron buenas.

ASJ RTN modelo 2018

En 1975, la Sociedad de Acústica de Japón publicó un método para predecir un pseudo L_{50} resultante del tráfico por carretera en flujo libre. El modelo tuvo numerosas actualizaciones posteriormente; el ASJ 1993 se desarrolló sobre la base de un estudio de vigilancia, y el modelo ASJ 1998 se informó en abril de 1999 como un nuevo modelo basado en la evaluación L_{Aeq} (Tachibana, 2000). La última actualización que tuvo el modelo hasta el momento fue en el año 2018 (Sakamoto, 2020).

El nivel de presión acústica ponderado A L_{Ai} para la propagación del ruido desde la posición i -ésima de la fuente hasta el punto de predicción se calcula considerando la atenuación debida a varios factores en la propagación del sonido desde una fuente puntual (Sakamoto, 2020).

$$L_{A,i} = L_{WA,i} - 8 - 20 \log r_i + \Delta L_{cor,i}$$

Donde $L_{WA,i}$ es el nivel de potencia acústica ponderado A de un solo vehículo en marcha en la i -ésima posición de la fuente y r_i es la distancia directa desde la i -ésima posición de la fuente hasta el punto de predicción. El $\Delta L_{cor,i}$ es la corrección relacionada con varios factores de atenuación en la propagación del sonido desde la posición i -ésima de la fuente hasta el punto de predicción (Sakamoto, 2020), el cual se encuentra dado por la siguiente expresión:

$$\Delta L_{cor,i} = \Delta L_{dif,i} + \Delta L_{grand,i} + \Delta L_{air,i}$$

Donde $\Delta L_{dif,i}$ es la corrección por difracción, $\Delta L_{grand,i}$ es la corrección por el efecto suelo y $\Delta L_{air,i}$ es la corrección por absorción atmosférica. El nivel de exposición al sonido para la i -ésima sección $L_{EA,T_i,i}$ durante el intervalo T_i , en el que el vehículo se encuentra en la i -ésima sección (Sakamoto, 2020), se calcula con la siguiente expresión:

$$L_{EA,T_i,i} = L_{Ai} + 10 \log \left(\frac{T_i}{T_0} \right) \quad T_0 = \text{valor de referencia } 1s$$

$$L_{EA} = 10 \log \sum_i 10^{\frac{L_{EA,T_i,i}}{10}}$$

El nivel de presión acústica continuo equivalente ponderado A L_{Aeq} se calcula teniendo en cuenta el flujo de tráfico para el tipo de vehículo:

$$L_{Aeq} = 10 \log \frac{\sum_j N_T 10^{\frac{L_{EA,j}}{10}}}{T}$$

Donde T es el intervalo de tiempo total, $L_{EA,j}$ es el nivel de exposición al sonido de un solo evento, para el tipo de vehículo j, el $N_{T,j}$ es el volumen de tráfico (número de vehículos) del tipo de vehículo j durante el intervalo de tiempo T (Sakamoto, 2020).

Un estudio realizado por Yamauchi et al. (2019) analizó la precisión de las predicciones del último modelo, ASJ RTN - 2018, mediante la comparación entre valores pronosticados y medidos. Los datos de medición se obtuvieron en carreteras y autopistas de Japón y fueron realizadas por el Ministerio de Ambiente de Japón, en su mayoría con una duración de 10 minutos y algunas de 24 horas; los puntos de medición se encontraban alejados de intersecciones de carreteras, y sin obstrucciones. Las diferencias entre los valores predichos y medidos fueron de +0,6 dB (A) y +0,8 dB (A) para puntos de referencia cercanos a la vía (7,5 m) y al borde de la carretera (entre 25 y 66 m), respectivamente.

5.5 Predicciones de ruido interior

Las predicciones del nivel de ruido interior se pueden calcular restando los factores de reducción de ruido de la edificación de interés de los niveles de ruido exterior. Alternativamente, si están disponible mediciones reales de los factores de reducción acústica para cada edificación involucrada o si los factores de reducción de ruido de la edificación se calculan a partir de un análisis acústico para cada una, se deben utilizar las mediciones o los factores de reducción de ruido calculados. Si las mediciones o cálculos no están disponibles, que será lo más probable por la cantidad de receptores que pueden llegar a tener los proyectos carreteros, entonces según el Illinois Department of Transport (2017), se pueden usar los factores de reducción de ruido proporcionados por la Tabla 8. Generalmente, las ventanas se considerarán abiertas, a menos que haya un conocimiento de que se mantienen cerradas casi todos los días del año.

Tabla 8 Factores de reducción de ruido en interiores según tipo de construcción y ventana

Tipo de construcción	Condición de la ventana	Reducción de ruido
Todas	Abierta	10 dB
Liviana	Tipo guillotina (cerrada)	20 dB
Liviana	Ventana doble	25 dB
Albañilería	Ventana simple	25 dB
Albañilería	Ventana doble	35 dB

5.6 Incertidumbres de los modelos

La incertidumbre describe la posible desviación del nivel determinado a partir de un valor real respecto a un valor predicho. Debe aceptarse que nunca se puede garantizar una predicción de ruido perfecta con una incertidumbre insignificante (Licitra, 2013).

El nivel L que se obtiene por medio de la aplicación de un modelo predictivo no será igual al L medido directamente, sino que se determina a partir de otras N variables x_1, x_2, \dots, x_N a través de una relación funcional (Rudas, 2017).

$$L = f(x_1, x_2, \dots, x_N)$$

Si la incertidumbre de estas cantidades se puede caracterizar por las desviaciones estándar $\sigma_1, \sigma_2, \dots, \sigma_N$, la incertidumbre combinada σ_c del nivel L que se va a determinar se puede expresar como:

$$\sigma_c^2 = \sum_{i=1}^N \left(\frac{\delta f}{\delta x_i} \right)^2 \sigma_i^2$$

El elemento básico del cálculo es el escenario fuente puntual, propagación del sonido y receptor. Incluso las fuentes extendidas como carreteras y vías, se dividen y al final se tratan como arreglos de fuentes puntuales. La emisión de una fuente puntual de este tipo se puede expresar como nivel de potencia acústica, L_w (Licitra, 2013). El nivel del receptor L se calcula mediante la siguiente expresión:

$$L = f(L_w, A) = L_w - A$$

Siendo A la combinación de la atenuación causada en la propagación.

Por lo tanto:

$$\sigma_L = \sqrt{\sigma_s^2 + \sigma_p^2}$$

Siendo σ_L la desviación estándar del nivel acústico en el receptor, σ_s la desviación estándar del nivel de potencia acústica de la fuente, σ_p la desviación estándar del nivel acústico en la propagación.

Los niveles parciales, L_1, L_2, \dots, L_N , son los aportes individuales de todas las fuentes cuyas emisiones sonoras alcanzan al receptor. Cada una de

ellas tiene asociada una incertidumbre ($\sigma_1, \sigma_2... \sigma_N$). Luego, la incertidumbre en el receptor es:

$$\sigma = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N \left(\sigma_i 10^{\frac{L_i}{10}} \right)^2}}{\sum_{i=1}^N 10^{\frac{L_i}{10}}}$$

El modelo de ISO 9613-2:1996 incluye una estimación de la precisión del nivel de ruido predicho. Para distancias entre fuente y receptor de menos de 100 m indica que, para una altura promedio de la fuente y receptor inferior a 5 m ($(h_S + h_R) / 2 < 5$ m), la precisión estimada es de ± 3 dB. Para una altura media de fuente y receptor entre 5 m y 30 m, la precisión estimada es de ± 1 dB. Para distancias entre la fuente y el receptor entre 100 m y 1000 m el valor es de ± 3 dB.

Generalmente, según Bies et al. (2018), la mejor precisión (o incertidumbre expandida) que se puede esperar de manera realista para las predicciones del nivel de ruido de una fuente a distancias de 100 m o más es ± 3 dB. Sin embargo, una incertidumbre expandida de ± 4 dB es probablemente más realista cuando se tienen en cuenta las incertidumbres en los niveles de potencia acústica de la fuente. Algunos estudios afirman una precisión de ± 2 dB (Garg & Maji, 2014). Según Bies et al. (2018), la dificultad para obtener predicciones precisas se asocia principalmente con la variabilidad espacio-temporal de los perfiles de viento y temperatura atmosféricos (a lo largo del tiempo y del trazado de la ruta).

5.7 Criterio de selección del modelo apropiado

La elección de un modelo numérico para predecir el ruido del tráfico estará determinada por muchas variables; una de las principales es la precisión requerida en los resultados. Puede darse el caso en que, aun asumiendo un escenario muy conservador, empleando un modelo sencillo que dependa de pocas variables, se obtengan resultados que demuestren que no se generaría una afectación ambiental en los receptores considerados. En algunas situaciones, la elección del modelo dependerá mucho de la experiencia que tenga el técnico que realizará el estudio, en el uso de algunos de los modelos predictivos. Uruguay no tiene un requerimiento específico de un modelo a emplear por lo que cualquier método de predicción aplicable a nuestro medio, podría ser empleado.

Algunos modelos pueden ser simples, pero no capaces de describir ciertas condiciones específicas; por ejemplo, según la World Road Association (2019), el modelo CRTN permite realizar análisis punto a punto, los cálculos son relativamente fáciles, no requieren del uso de un software específico, pero no manejan los efectos meteorológicos sobre la propagación del sonido ni las reflexiones en el suelo o las discontinuidades del suelo. Otros modelos pueden manejar reflexiones, por ejemplo TNM permite un análisis detallado de las posibles combinaciones de múltiples reflexiones en las fachadas de los edificios, pero no son simples como para ser implementados.

Uno de los aspectos más difíciles para aplicar los modelos de propagación de ruido en la práctica es obtener los datos de entrada necesarios. Los datos requeridos se vuelven más detallados a medida que el modelo se vuelve más complejo. Según Bies et al. (2018), la ventaja del modelo Harmonoise, que es de los más complejos, es que se pueden hacer predicciones del nivel de ruido para cualquier condición atmosférica, lo que permite producir un rango de niveles de ruido esperados que reflejan el rango probable en las condiciones atmosféricas que se experimentarán, pero esto requiere de la utilización de muchos datos. Asimismo, indica que ningún modelo permite que existan diferentes condiciones atmosféricas distintas en diferentes lugares a lo largo de la trayectoria desde la fuente hasta el receptor. Igualmente, para una modelación de algunos cientos de metros, las diferencias en las condiciones atmosféricas no influirían demasiado.

Por lo tanto, al seleccionar un modelo a emplear, es fundamental que se tenga claro el objetivo para el cual va a ser empleado y antes de seleccionar un modelo, revisar cómo se consideran los efectos específicos de emisión y propagación, de manera de asegurar que será aplicable al proyecto en análisis. El modelo más complejo no es necesariamente el más útil, porque los modelos complejos necesitan información y datos detallados que pueden no estar disponibles. Por lo tanto, el mejor modelo es el que es adecuado para el propósito buscado.

6 Identificación y valoración de impactos por aumento de presión sonora

6.1 Objetivo

La evaluación del impacto por el aumento en el nivel de presión sonora será la herramienta para determinar el efecto esperado en el entorno acústico como consecuencia de la operación del proyecto carretero. La evaluación tiene el fin de comprender el entorno de ruido general, la exposición al ruido adicional que se genera por el proyecto, evaluar la afectación provocada y establecer medidas de mitigación cuando sea necesario.

Las evaluaciones del impacto acústico de los proyectos carreteros son de gran importancia para el ambiente en las proximidades de la futura carretera. La evaluación del impacto acústico es la base para las decisiones sobre la implementación de las medidas necesarias para minimizar y evitar impactos adversos en la salud, el bienestar y la calidad de vida de los receptores cercanos. Al mismo tiempo, debe haber proporcionalidad entre los costos y el efecto de las medidas de reducción de ruido en el proyecto (World Road Association, 2019).

6.2 Identificar posibles receptores afectados

Se deben ubicar y especificar todos los receptores potencialmente afectados en sus niveles de presión sonora de inmisión dentro del área de influencia. Es conveniente identificar en un plano las residencias potencialmente afectadas y otros receptores sensibles al ruido, y definir los objetivos de nivel de ruido operacional para cada área y receptores sensibles. El área de influencia del estudio se definirá, como fuera presentado, al momento de delimitar el relevamiento de la línea de base, insumo fundamental para el estudio a realizar.

Existen varios enfoques que permiten obtener el área de evaluación dentro de una distancia específica a los lados de la ruta. En general, las variables que principalmente van a influir en la definición de la extensión del área de estudio para determinar el impacto por ruido serán el flujo de tráfico y las velocidades de circulación esperadas, el uso del suelo en las áreas aledañas al proyecto y la sensibilidad de los receptores en el área.

Los objetivos de calidad acústica deben tomar en cuenta la sensibilidad horaria de cada tipo de receptor que será afectado por el ruido. Se podría considerar que la noche se vuelve más sensible para las residencias porque las personas intentan conciliar el sueño o están dormidas. El ruido puede perturbar estas actividades y si ocurre un evento de ruido hacia el final de la noche, existe la posibilidad de que las personas se despierten prematuramente (IEMA, 2014). Para los centros educativos, los momentos sensibles son durante el horario escolar, aunque pueden extenderse hasta la noche si se llevan a cabo allí cursos de educación para adultos u otras actividades sensibles al ruido. Para las iglesias y otros lugares de culto, son los horarios de los servicios los que pueden ser considerados.

6.3 Determinación de la exposición al ruido

Se deben predecir los niveles de ruido en el receptor a evaluar provocados por el proyecto. La predicción del nivel de presión sonora se lleva a cabo normalmente como parte del proceso de evaluación del impacto por ruido. La predicción se realizará utilizando modelos de ruido reconocidos internacionalmente, debido a que aún no existe un modelo local, para lo cual se deberá justificar su aplicabilidad a las condiciones particulares del proyecto evaluado y se deben indicar claramente los parámetros adoptados en la predicción del ruido (National Environment Agency Singapore, 2016).

Se deberá definir el año de operación de la ruta para el cual se realizará el estudio de impacto ambiental. Una opción propuesta por la National Road Authority of Ireland (2014) podría ser realizar los estudios para el año 15 de operación de la ruta desde su inauguración. Esta propuesta también está recogida por The Highways Agency et al. (2011), la cual establece que el año de evaluación para la operación de la carretera suele ser el primer año y el año 15 después de la inauguración de la carretera, pero en algunas circunstancias esto puede ocurrir antes del año 15.

Según el Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a), la elegibilidad de un receptor para ser considerado en obtener medidas de mitigación debe basarse en el cambio en el nivel de ruido debido a los cambios operativos asociados con la ruta propuesta en el año de apertura del proyecto. Una vez que un receptor es elegible para la obtención de mitigación de ruido, las medidas deben diseñarse para cumplir con los criterios de ruido para el flujo de tráfico previsto 10 años después de la apertura del proyecto.

Las ubicaciones de los puntos a evaluar deben ubicarse de manera que sean representativas de las condiciones del "peor caso", es decir, que

reflejen los niveles de ruido en las fachadas con la mayor exposición al ruido. Según la National Road Authority of Ireland (2014), las ubicaciones de los receptores deben estar en la fachada más expuesta de una propiedad y deben colocarse a una altura de $4 \pm 0,2$ m sobre el nivel del suelo, a menos que las únicas propiedades sensibles en las cercanías sean de una sola planta, en cuyo caso los receptores deben situarse a $1,5 \pm 0,2$ m sobre el nivel del suelo.

Con respecto a la altura de los puntos a estudiar, en los resultados de una investigación realizada por Jaramillo et al. (2008), se infiere que no es posible afirmar la equivalencia entre muestras de ruido tomadas a 1,5 m y 4 m de altura, no solo por las diferencias numéricas (por lo general más altos a 4 m de altura) sino que representan realidades sonoras diferentes, donde las series de datos simultáneos a ambas alturas no resultan estadísticamente comparables.

El modelo de ruido seleccionado para el cálculo de los niveles de ruido provocados por el tránsito se justificará de acuerdo con las circunstancias del proyecto en particular. Según Campbell et al. (2001), la selección del modelo de ruido debe tener en cuenta las situaciones de bajo flujo de tránsito, la velocidad y las variaciones en la emisión atribuibles a las diferentes composiciones de tráfico. Las consideraciones que justifican el uso del modelo empleado deben documentarse en el informe del estudio a realizar.

Campbell et al. (2001) establecen que cuando el componente de vehículos pesados del flujo de tráfico sea del 10 % o más durante el día o la noche, el modelo seleccionado debería ser capaz de segregar la altura de la fuente y los componentes de ruido para el escape y el motor y/o neumáticos de vehículos pesados. También se pueden considerar modelos que predican directamente -o pueden adaptarse para predecir- los niveles máximos de ruido de una fuente individual.

En caso de emplear relaciones entre descriptores, por la selección del modelo empleado, se debe proporcionar documentación que evidencie la justificación del uso de dichos conversores a los parámetros que serán empleados para la evaluación según fueran definidos para los receptores evaluados.

6.4 Evaluación de impacto por ruido en los receptores

Para determinar si el nivel de L_{Aeq} obtenido, una vez sumado el valor de línea de base al predicho en el receptor por la emisión del proyecto resulta o no admisible, se compara los niveles de ruido previstos con los niveles de ruido objetivo para cada receptor sensible identificado.

Normalmente, de acuerdo a lo presentado por The Highways Agency et al. (2011), realizar una evaluación rápida sería apropiada cuando no se espera o no está claro que los valores umbrales sean sobrepasados en cualquier receptor sensible. Una evaluación detallada sería apropiada en situaciones en las que están presentes receptores sensibles y se espera que se exceda cualquiera de los valores umbrales. Cuando una evaluación rápida presenta resultados que pudieran indicar que se espera que se exceda cualquiera de los valores umbrales, eso no quiere decir que efectivamente ocurra; en esos casos será apropiado realizar una evaluación detallada de esos receptores.

Cuando los valores obtenidos se encuentran cercanos al valor umbral, ya sea por encima o por debajo, es probable que el aumento provocado por el proyecto produzca un cambio similar en la molestia percibida por el receptor. Por esta razón, si bien puede ser importante determinar cualquier cambio en el nivel de ruido, es igualmente importante comprender y comunicar lo que significa el cambio del nivel de presión sonora con respecto a molestias, perturbaciones y efectos en la salud (IEMA, 2014).

6.5 Criterios para evaluar el impacto

Para determinar la afectación se requiere evaluar si el cambio en el nivel de ruido con proyecto menos el nivel de ruido existente será significativo, es decir, si el aumento causa un efecto y, de ser así, la magnitud de ese efecto (IEMA, 2014). Ese juicio debería permitir tomar acciones decidiendo: si el cambio de ruido es lo suficientemente pequeño como para ser ignorado o ser apenas perceptible; o si es lo suficientemente grande como para ser notado y, por lo tanto, causa un impacto, pero no tan grande como para que ese impacto sea significativo; o si es tan grande que el impacto del ruido cause un efecto significativo.

En este apartado se presentarán algunas metodologías propuestas por diferentes organismos para los casos en que se supera el valor umbral, o la línea de base ya se encuentra por encima del valor umbral, para la toma de decisiones respecto a implementar medidas de mitigación.

Según la New South Wales & Environment Protection Authority (1999), se puede suponer que los aumentos muy pequeños en la exposición al ruido presentan solo cambios menores en el ambiente. El cambio mínimo detectable por el oído humano en un nivel de ruido constante es de aproximadamente 1 dB (A) en condiciones ideales o 2 dB (A) en condiciones reales. Dado que es probable que los residentes que lo experimentan no noten un cambio de esta magnitud, se puede suponer

que el aumento significativo en la reacción al ruido no se aplicaría a cambios en la exposición al ruido de 2 dB (A) o menos.

Metodología propuesta por la Federal Transit Administration (2018)

Los criterios propuestos por la US FTA se basan en investigaciones documentadas sobre la respuesta humana al ruido de la comunidad. Se basan en realizar una comparación del ruido que generaría el proyecto con el ruido preexistente en el lugar, considerando el uso del suelo, que será el factor que reflejará la sensibilidad al ruido en función de la actividad y el período de tiempo.

Los criterios se definen bajo la hipótesis de que las comunidades que ya están expuestas a altos niveles de ruido solo aceptarían un pequeño aumento. Por el contrario, si los niveles de ruido existentes son bajos, es razonable permitir un cambio mayor en el ruido. El permitir un aumento mayor de los niveles de ruido cuando el nivel existente es bajo es un tema que se encuentra en discusión por algunas normativas. Un ejemplo de ello es el Decreto N° 16.556 del departamento de Montevideo, el cual originalmente toma este criterio, pero en la actualidad se está realizando una revisión del Decreto, encontrándose en discusión la opción de proponer diferentes niveles de inmisión en función de la exposición previa del receptor. En la Tabla 9 se definen los usos de suelo para cada criterio y el parámetro empleado para la evaluación de la metodología propuesta por la FTA.

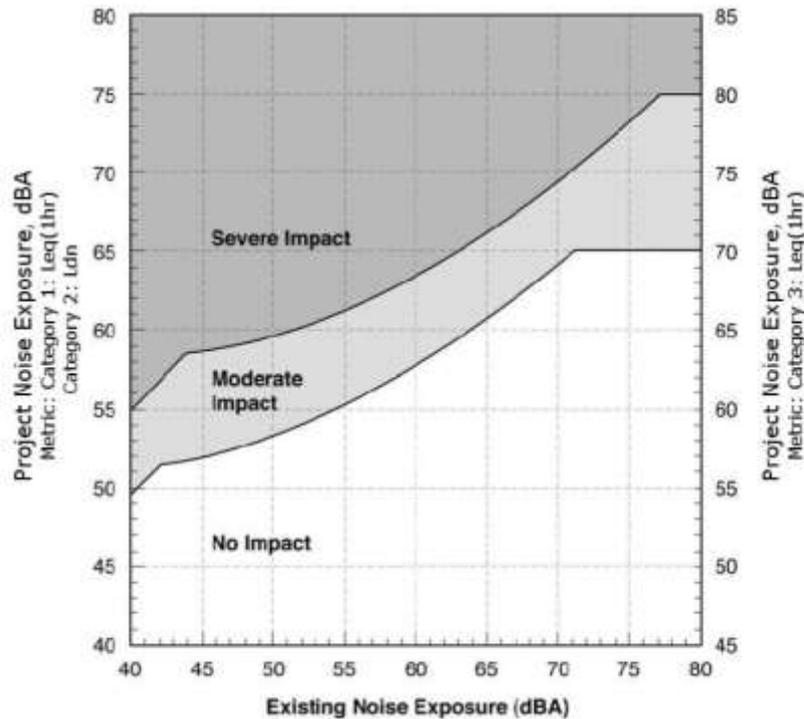
Tabla 9 Categoría y parámetro recomendado a emplear según el uso del suelo

Categoría de uso del suelo	Tipo de uso del suelo	Parámetro [(dB (A))]	Descripción del uso del suelo
Categoría I	Alta Sensibilidad	$L_{Aeq,1h}$	Uso donde la tranquilidad es un elemento esencial de su actividad. Ejemplos: anfiteatros al aire libre y monumentos históricos nacionales, salas de grabación y de conciertos.
Categoría II	Residencial	L_{dn}	Esta categoría es aplicable a todo uso de suelo residencial y edificios con hotelería.
Categoría III	Institucional	$L_{Aeq,1h}$	Esta categoría es aplicable a instituciones con uso principalmente diurno o nocturno. Ejemplos: escuelas, bibliotecas, teatros e iglesias.

En la Figura 5 se presenta el nivel de base en el eje horizontal y el nivel de ruido provocado por el proyecto en el eje vertical. Los usos del suelo se presentan en el eje vertical diferenciando por categoría. Se debe tener en cuenta que el ruido del proyecto para usos del suelo de categoría 1 y 3 se expresa como $L_{Aeq,1h}$, mientras que el ruido del proyecto para usos del suelo de categoría 2 se expresa como L_{dn} .

Además, los criterios de ruido son 5 dB más altos para los usos del suelo de categoría 3, ya que estos tipos de uso del suelo son menos sensibles al ruido que los de las categorías 1 y 2.

Figura 5 Impactos por exposición al ruido generado por el proyecto en receptores según nivel de ruido existente



Sin impacto (No Impact): quiere decir que no es probable que el ruido generado por el proyecto cause molestias a la comunidad. Las proyecciones de ruido en este rango se consideran aceptables no requiriendo de adoptar medidas de mitigación.

Impacto moderado (Moderate Impact): Se considera que el ruido generado por el proyecto estaría en el rango de causar una molestia moderada. Los impactos moderados sirven como una alerta para los planificadores del proyecto sobre posibles afectaciones y quejas de la comunidad. La mitigación debe considerarse en este nivel de impacto en función de los detalles específicos del proyecto y los detalles relacionados con las edificaciones afectadas.

Impacto severo (Severe Impact): Es probable que el ruido generado por el proyecto en este rango cause un alto nivel de molestia en la comunidad. El proponente del proyecto debe evaluar primero alternativas de trazado para determinar si es factible evitar por completo la ocurrencia de impactos severos. Los proyectos carreteros a menudo presentan dificultad para seleccionar trazados alternativos, por lo que, si no es factible modificar el trazado, se deben considerar medidas de mitigación.

El Departamento de Tránsito del Reino Unido propone que el impacto derivado de un cambio en los niveles de presión sonora para viviendas se evalúe de acuerdo con la Tabla 10 (Highways England et al., 2020):

Tabla 10 Clasificación de impacto por cambios en el nivel de presión sonora generados por el proyecto

Clasificación de impacto a largo plazo	Clasificación de impacto a corto plazo	Cambio de nivel de presión sonora (positivo o negativo) en $L_{A10,18hr}$ [dB], o L_{noche}
Despreciable	Despreciable	≥ 0 dB y < 1 dB
	Menor	≥ 1 dB y < 3 dB
Menor	Moderado	≥ 3 dB y < 5 dB
Moderado	Importante	≥ 5 dB y < 10 dB
Importante		≥ 10 dB

Campbell et al. (2001) definen como una "*contribución significativa a la exposición al ruido del tráfico rodado*" de una ampliación o desarrollo de una carretera nueva a un aumento de más de 2 dB (A) en el ruido de tránsito rodado, en cualquier fachada expuesta, en comparación con el nivel de ruido existente.

Según el Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a), un receptor es elegible para ser considerado para obtener medidas de mitigación si, para el año de inauguración de la carretera se cumple que:

- El nivel de ruido predicho es mayor que el Criterio de Aumento Relativo (12 dB (A)), si este fuera el criterio de evaluación de ruido más estricto.
- El nivel de ruido previsto por el proyecto es 2 dB (A) mayor que el nivel de base y por encima del nivel de ruido máximo para el receptor.
- El nivel de ruido previsto por el proyecto es mayor o igual a 5 dB (A) por encima del nivel máximo establecido para el receptor.

Estos criterios de evaluación fueron empleados en Redwood & Muller (2020). Según el Transport Canberra and City Service (2018), si se demuestra que el ruido del tráfico será de 3 dB (A) o menos (en lugar de 2 dB (A)) por encima del nivel objetivo, entonces no será necesario tomar medidas de mitigación.

Según los criterios de la US Federal Highway Administration (Federal Highway Administration, 2011) si se identifican impactos, se deben considerar e implementar medidas de atenuación del ruido, si se determina que son razonables y factibles. Al analizar la razonabilidad de la reducción se debe considerar la relación entre los niveles absolutos de ruido y el alcance del aumento sobre los niveles de ruido

existentes para una situación determinada. Un pequeño aumento a un nivel absoluto más alto (por ejemplo, de 70 dB (A) a 75 dB (A)) puede ser más importante y justificar una mayor consideración que un aumento similar a un nivel absoluto más bajo (por ejemplo, 50 dB (A) a 55 dB (A)). Asimismo, un gran aumento a un nivel absoluto más bajo (por ejemplo, 40 dB (A) a 55 dB (A)) puede ser menos importante y justificar una menor consideración que un aumento similar a un nivel absoluto más alto (por ejemplo, 55 dB (A) a 70 dB (A)).

De acuerdo a la Federal Highway Administration (2011), un impacto de ruido ocurre cuando los niveles de ruido proyectados en la carretera se acercan o exceden los criterios de nivel establecidos en la norma aplicada o cuando los niveles de ruido de tránsito pronosticados exceden sustancialmente el nivel de ruido existente, aunque los niveles pronosticados no excedan el nivel umbral admisible. Por lo que sugiere que se defina un "aumento sustancial" como un aumento de entre 5 dB (A) y 15 dB (A) en los niveles de ruido existentes. Según el Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a), este aumento sustancial se debería establecer en 12 dB (A). Por ejemplo, si el criterio de "aumento sustancial" de un Estado de EUA es 15 dB (A), y el nivel de ruido existente en un receptor es de 30 dB (A) previo a la construcción del proyecto y pasa a 45 dB (A) luego de inaugurada la carretera, el receptor se ve afectado independientemente del valor umbral que le correspondiera al receptor.

Según Campbell et al. (2001), hay dos situaciones en las que la Autoridad del Tránsito Carretero de South Wales, Australia, entiende que no es razonable la adopción de medidas de mitigación para reducir los niveles de ruido previstos:

- Si existe un incremento de 2 dB (A) o menos entre el ruido proyectado al momento de inauguración de la carretera y el escenario 10 años después de inaugurada, y
- Si el nivel proyectado para el año 10 de operación de la carretera no supera en más de 2 dB (A) los niveles de ruido objetivo establecidos para la zona.

The Danish Road Directorate (2010) presenta ejemplos de cómo y cuánto se podría reducir el ruido por varios medios, en comparación con cómo se percibirían los cambios en el nivel de ruido en los receptores; estos se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11 Ejemplos para lograr reducción de ruido en receptores y cómo se percibiría el cambio

Reducción de ruido [dB (A)]	Puede lograrse mediante:	Los cambios se percibirán como:
1	Remover el 25 % del tránsito o reducir la velocidad en 10 km/h	Muy poco
2	Utilizar asfaltos absorbentes o reducir la velocidad del tránsito entre 10 y 20 km/h	Apenas audible
3	Remover el 50 % del tránsito, o reducir la velocidad en 20 km/h	Audible pero pequeño cambio
5	Remover el 65 % del tránsito o usar terraplén o barrera acústica	Un cambio considerable y claro
10	Utilizar terraplén o barrera acústica elevada	Reducción del ruido percibido a la mitad

Para los casos de rutas con poco flujo de tránsito nocturno, evaluar en base al parámetro L_{Aeq} únicamente podría no ser suficiente, ya que el pasaje de un vehículo pesado podría generar suficiente ruido como para perturbar el sueño en las residencias cercanas; se podría emplear otros descriptores complementarios para el análisis, como el L_{Amax} .

La Roads and Traffic Authority de NSW Australia, establece que, en zonas donde el tráfico por carretera es continuo en lugar de intermitente, los niveles de ruido objetivo $L_{Aeq, noche}$ deberían ser suficientes para considerar los impactos de las alteraciones del sueño. Sin embargo, cuando el L_{Amax} es igual o superior a 15 dB (A) del $L_{Aeq, noche}$, los criterios de L_{Aeq} (noche) pueden no ser suficientemente para considerar los impactos de las alteraciones del sueño, por lo que limita el pasaje de un "evento de ruido máximo" en la noche como $L_{Amax} - L_{Aeq} (1 h) \geq 15 \text{ dB (A)}$ si el $L_{Amax} \geq 65 \text{ dB (A)}$ (Campbell et al., 2001).

La FHWA de los E.U.A. (Federal Highway Administration, 2011) indica que las medidas de reducción de ruido que se proyectan deben ser razonables y factibles. Según el Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016a), seleccionar medidas de mitigación razonables entre aquellas que son posibles, implica juzgar si los beneficios globales del ruido superan los efectos adversos globales en lo social, económico y ambiental, incluido el costo de la medida.

Campbell (2001) define la *factibilidad* en términos de cómo se relaciona una medida con consideraciones de ingeniería (es decir, lo que se

puede construir en la práctica). Estas consideraciones de ingeniería pueden incluir:

- Las limitaciones inherentes de las diferentes técnicas para reducir las emisiones de ruido de las fuentes de ruido
- Problemas de seguridad, como restricciones en la visión de la carretera
- Restricciones del sitio, como limitaciones de espacio
- Obstrucción del flujo de aguas pluviales
- Requisitos de accesibilidad
- Requisitos de mantenimiento y
- La idoneidad de las condiciones de la edificación para tratamientos arquitectónicos

La "*razonabilidad*" se relaciona con la aplicación de juicios más amplios. Los factores a considerar son:

- La reducción de ruido proporcionada y el número de personas beneficiadas
- El costo de la medida de mitigación, incluido el costo total y las variaciones de costo con diferentes beneficios proporcionados.
- Puntos de vista y deseos de la comunidad
- Impactos visuales
- Niveles de ruido actuales y futuros, incluidos los cambios esperados en ellos, y
- Los beneficios derivados de la ruta propuesta o la remodelación de la ruta

6.6 Análisis de la molestia causada por ruido de tránsito

Este apartado se centrará en valorar el grado de molestia que genera el ruido, independientemente del cumplimiento o no de los niveles de presión sonora en función de los límites impuestos por las normas o guías que se adopten. Para esto, se presentarán algunos descriptores y metodologías que permitirían realizar análisis de porcentaje de personas que sentirán molestia por el ruido de tránsito.

El concepto de molestia, según Barti (2015), debe ligarse al impedimento o dificultad para realizar alguna tarea concreta. Una misma fuente de ruido puede producir distinta reacción sobre las personas en función de la acción que se esté realizando, por lo que un ruido puede resultar molesto independientemente del nivel sonoro. Si estuviéramos realizando una acción que requiriera de concentración en una tarea, un sonido como el de una radio o alguien que pretendiera dialogar con nosotros podría generar distracción. Lo mismo ocurriría si

quisiéramos realizar otras acciones como dialogar o dormir y existieran ruidos que interfirieran con la actividad.

Un estudio realizado por Maris et al. (2007) revela que los sujetos perciben la molestia de manera diferente en función de su capacidad para influir en ella.

Barti (2015) afirma que existen casos donde la fuente tiene mucha variabilidad temporal y la integración no reflejaría el grado de molestia. Un ejemplo de esto sería la operación nocturna de una vía de tránsito con bajo flujo de tránsito, donde al momento del pasaje de un camión pesado se genera mucha molestia en los receptores, pero al analizarlo en un promedio largo de tiempo, su influencia parecerá despreciable. Según Barti (2015), los elevados niveles de ruido en algunas zonas conllevan a cierto grado de acostumbramiento por parte de los afectados. Los niveles de ruido cerca de vías de tránsito con elevada densidad de circulación, producen menor molestia que la que sufren las personas expuestas a ruido discontinuo de tránsito.

El hecho de que iguales niveles L_{Aeq} para ruidos de tránsito no producen iguales niveles de molestia en la población expuesta hace que, para analizar la molestia en la población, sea necesario ampliar el análisis e incorporar otros indicadores.

6.6.1 Indicadores de molestia

Existen muchos indicadores desarrollados para evaluar la molestia por ruido de tránsito, a continuación se presentan algunos de ellos.

Índices de ruido de tránsito (TNI)

El índice lo desarrolló Griffiths (1968). Se realizó en base a encuestas realizadas en Londres sobre las molestias percibidas por la población al ruido de tránsito.

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

Nivel de Contaminación Acústica (NPL)

Robinson (1971) analizó el hecho de que, a mayores fluctuaciones en el nivel sonoro, mayor es la molestia percibida por las personas, por lo que definió el nivel de contaminación acústica como:

$$NPL = L_{eq} + k\sigma = L_{eq} + 2,56\sigma$$

Siendo:

K una constante equivalente a 2,56

σ la desviación estándar de las muestras en el periodo considerado

El estudio concluye que, para ruido de tránsito, el índice se ajusta a los datos sociológicos al menos tan cerca como el índice TNI. Es menos sensible a las variaciones de la distribución del nivel de ruido porque utiliza la totalidad de la información y no simplemente dos puntos de la distribución (L_{10} y L_{90}) como el TNI.

Los indicadores mayormente empleados para analizar la molestia son el L_{dn} , el cual penaliza en 10 dB (A) al ruido nocturno o el L_{den} el cual además de penalizar la noche, penaliza la tarde en 5 dB (A). Para que estos indicadores sean confiables la información debe ser obtenida en periodos de tiempo prolongados.

Según Miyara (2000), en ambos casos tienen en cuenta muy especialmente la disponibilidad masiva de equipamiento de medición. Las ventajas son varias: simplicidad, aprovechamiento de resultados anteriores, comparabilidad de estudios, etc.

6.6.2 Trabajos de síntesis

Son estudios realizados a partir de unir los resultados de encuestas con información de ruido que se haya detallado en el estudio en base a algún indicador conocido para obtener las funciones de dosis respuesta.

Relación dosis - respuesta para ruido de tránsito de Schultz (1978)

Schultz (1978) revisó datos de encuestas sobre el ruido para tráfico de aviones, calles, autopistas y ferrocarriles. Las diversas clasificaciones de ruido de la encuesta se tradujeron al L_{dn} y, cuando fue posible, se realizó un juicio independiente sobre cuáles de los encuestados se encontraban "altamente molestos". Los resultados de 11 de las 18 encuestas mostraron ser notablemente consistentes, obteniendo la siguiente curva de regresión:

$$HA\% = 0,8553L_{dn} - 0,0401L_{dn}^2 + 0,00047L_{dn}^3$$

En el Anexo D de la ISO 1996-1:2003 a partir de la curva de Schultz se presenta la siguiente expresión para obtener el porcentaje de personas altamente molestas (HA) por tránsito carretero:

$$HA = \frac{100}{[1 + e^{(10,4 - 0,132L_{dn})}]} \%$$

La ISO 1996-1:2003 aclara que es aplicable solo a ruido ambiental a largo plazo y como promedio anual.

Actualización de Fidell et al. (1991)

El estudio actualizó la relación de 1978 con los resultados de las encuestas realizadas desde su publicación. El número de puntos de datos a partir de los cuales se infirió una nueva relación fue más del triple.

$$HA \% = 78,9181 - 3,2645L_{dn} + 0,0360L_{dn}^2$$

Estudio de Miedema & Vos (1998)

El trabajo estudió las curvas de síntesis para la relación entre L_{dn} y el porcentaje de personas altamente molestas para tres fuentes de ruido de transporte. Los resultados se basan en 21 conjuntos de datos examinados por Schultz (1978) y Fidell et al. (1991). El estudio abarcó un criterio similar, pero separó los ruidos según su fuente, en transporte aéreo, automotor y ferroviario. Las relaciones que obtuvo para el transporte automotor en base a dos metodologías para la obtención de la regresión son:

$$HA \% = 0,03(L_{dn} - 42) + 0,0353(L_{dn} - 42)^2$$

$$HA \% = 0,24(L_{dn} - 42) + 0,0277(L_{dn} - 42)^2$$

Igualmente, si bien las ecuaciones obtenidas provienen de ajustes con diferentes procedimientos, ambas conducen a resultados similares.

Guski et al.(2017)

Es un estudio donde se incluyeron 9 publicaciones que proporcionaron datos de 26 estudios sobre las molestias por ruido del tráfico rodado, que van desde un estudio a pequeña escala en una pequeña ciudad francesa hasta un estudio de gran escala en Hong-Kong. La ecuación para los niveles estimados en HA % por L_{den} de ruido del tráfico rodado en el conjunto de datos completo es:

$$HA \% = 78,9270 - 3,1162L_{den} + 0,0342L_{den}^2$$

Se puede observar que es una ecuación muy similar a la obtenida en el estudio realizado por Fidell et al. (1991), a pesar de emplear indicadores diferentes: Fidell et al. (1991) emplearon L_{dn} para obtener el porcentaje de personas altamente molestas.

Gilani & Mir (2021)

En un estudio realizado en la ciudad de Srinagar, India se realizaron mediciones de ruido en campo para validar la aplicación de los modelos de ruido, que luego se utilizaron para presentar el entorno acústico y evaluar el nivel de exposición alrededor de un hospital rodeado por una zona residencial. El efecto de la exposición en forma de molestia se evaluó mediante una encuesta de cuestionario en una muestra de 565 residentes, obteniendo como resultado la curva de dosis efecto:

$$HA \% = 2,91 + \left(\frac{76,1}{1 + 10^{0,0116 L_{den} - 116}} \right)$$

El Department for Environment UK (2014), publicó la siguiente ecuación para la obtención de la Proporción de la población altamente molesta por el tránsito rodado (% HA).

$$HA \% = 9,868 \times 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0,5118 (L_{den} - 42)$$

Miedema et al. (2002) estudiaron las relaciones entre L_{noche} y las alteraciones del sueño para el ruido del transporte. La alteración del sueño se describió con medidas fisiológicas, y sobre la base de observaciones o evaluaciones auto informadas. Se obtuvieron las siguientes relaciones para sueño muy perturbado (% HSD), sueño perturbado (% SD) y sueño (al menos) algo perturbado (% LSD) por el tráfico rodado:

$$HSD \% = 20,8 - 1,05 L_{noche} + 0,01486 L_{noche}^2$$

$$SD \% = 13,8 - 0,85 L_{noche} + 0,01670 L_{noche}^2$$

$$LSD \% = 8,4 - 0,16 L_{noche} + 0,01081 L_{noche}^2$$

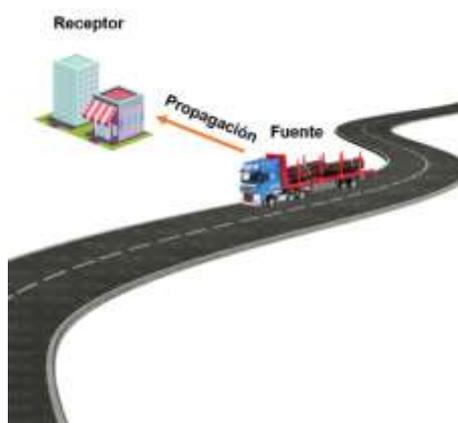
donde L_{noche} de la función es el nivel de ruido continuo equivalente para el período de 8 horas de 23:00 a 7:00. El estudio afirma que la función dosis-respuesta es válida en el rango de 45-65 dB (A) L_{noche} .

7 Medidas de mitigación

7.1 Introducción

En este apartado se identificarán y describirán las medidas de mitigación que pueden ser aplicadas para disminuir los impactos ambientales negativos significativos, en caso que fueran identificados a partir del estudio realizado.

Figura 6 Los tres componentes involucrados en la toma de medidas de mitigación

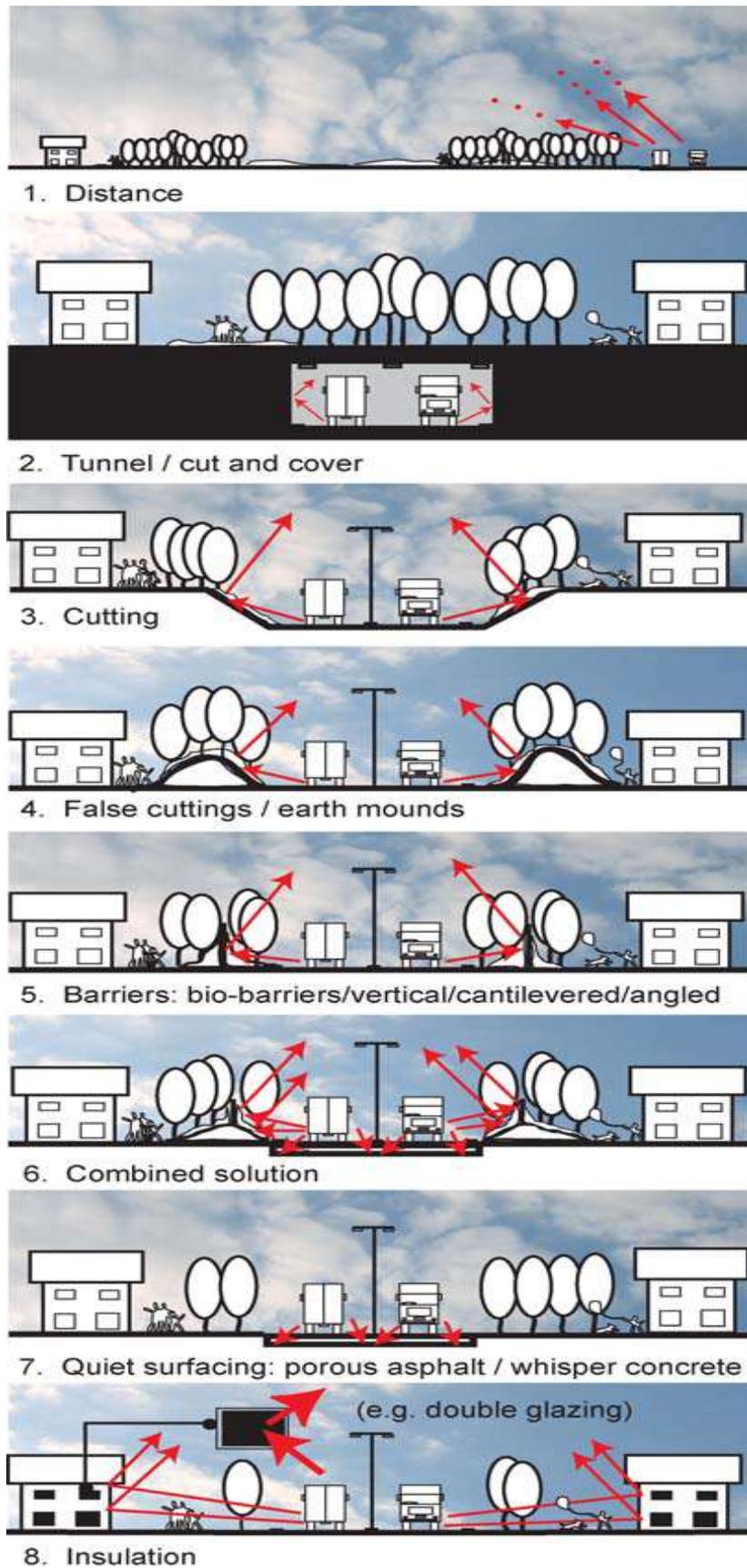


La mitigación del impacto por ruido en los proyectos carreteros puede involucrar la toma de medidas en los tres componentes fundamentales (ver Figura 6) implicados en el aumento del nivel de presión sonora en el receptor: en la fuente de ruido, en la trayectoria de propagación o en el receptor.

Cabe resaltar que las acciones a tomar en el receptor pueden llegar a ser las más complejas de adoptar ya que, a diferencia de las adoptadas en la fuente o en la trayectoria de propagación, requieren de la anuencia del propietario de la edificación.

Las estrategias de mitigación dependerán del carácter paisajístico del área y variarán para las ubicaciones rurales y urbanas.

Figura 7 Ejemplo de estrategias de medidas de mitigación



Estrategias de medidas de mitigación que se podrían adoptar (Figura 7). Tomado de Kotzen & English (2009).

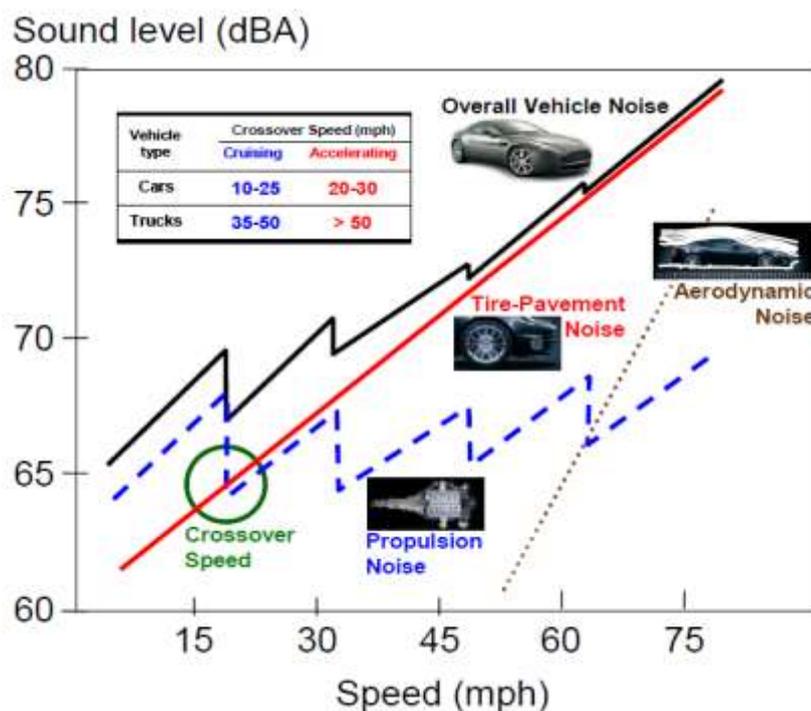
7.2 Mitigación en la fuente

Según la Federal Transit Administration (2018), los tratamientos de mitigación de ruido más efectivos son los que se aplican en la fuente de ruido; es el enfoque preferido de mitigación cuando sea posible.

7.2.1 Pavimentos de baja emisión de ruido

Como fuera presentado, cuando la circulación es a alta velocidad, el ruido del rozamiento del neumático con el asfalto y la aerodinámica se vuelven predominantes, como se observa en la Figura 8.

Figura 8 Fuente de emisión predominante en vehículos rodados según velocidad de circulación



Fuente: Federal Highway Administration (2007)

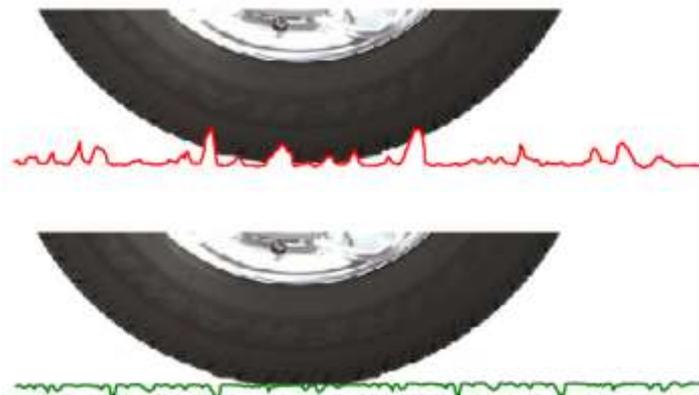
El dibujo de la banda de rodadura de los neumáticos está diseñado para una aplicación específica como el manejo en barro, o mejorar la fricción cuando hay agua. Cuanto más agresivo sea el dibujo de la banda de rodadura de un neumático (con bloques y huecos claramente definidos), es más probable que sea más ruidoso. Los neumáticos más duros también suelen ser más ruidosos en comparación con los compuestos más blandos (Federal Highway Administration, 2007).

La influencia del pavimento en el ruido es tan importante como el neumático. Las características de los pavimentos que influyen en la

generación de ruido de rodadura son los siguientes (Federal Highway Administration, 2007):

La textura que pinche y punce un neumático provocará ruido no deseado. Por lo tanto, el objetivo de los pavimentos más silenciosos es reducir las dimensiones de cualquier textura que sea de 10 mm o más. Sin embargo, debe quedar algo de textura para permitir vías de escape para el aire. Esta textura restante debe ser de menos de 5 mm y negativa (picos hacia abajo).

Figura 9 Texturas de pavimento



En la Figura 9, el pavimento en verde tendría la textura que generaría menos ruido.

La porosidad puede ayudar a absorber el ruido y reducir el área de contacto, especialmente cuando supera el 20 %. Sin embargo, dado que los vacíos de aire adicionales pueden afectar la durabilidad del pavimento, debe ser equilibrado. Las inclusiones de materiales blandos (por ejemplo, de polímeros de caucho y fibras) en lugar de huecos de aire continúan considerándose como una alternativa viable.

La rigidez del pavimento, si bien es el parámetro más difícil de controlar en la práctica, es importante en sus características acústicas. Se sabe que los pavimentos que tienen rigidez próxima a la de un neumático, pueden ser más silenciosos que los de asfalto y hormigón. Obtener una rigidez muy baja es más difícil de alcanzar, ya que la durabilidad de los pavimentos blandos puede quedar muy comprometida.

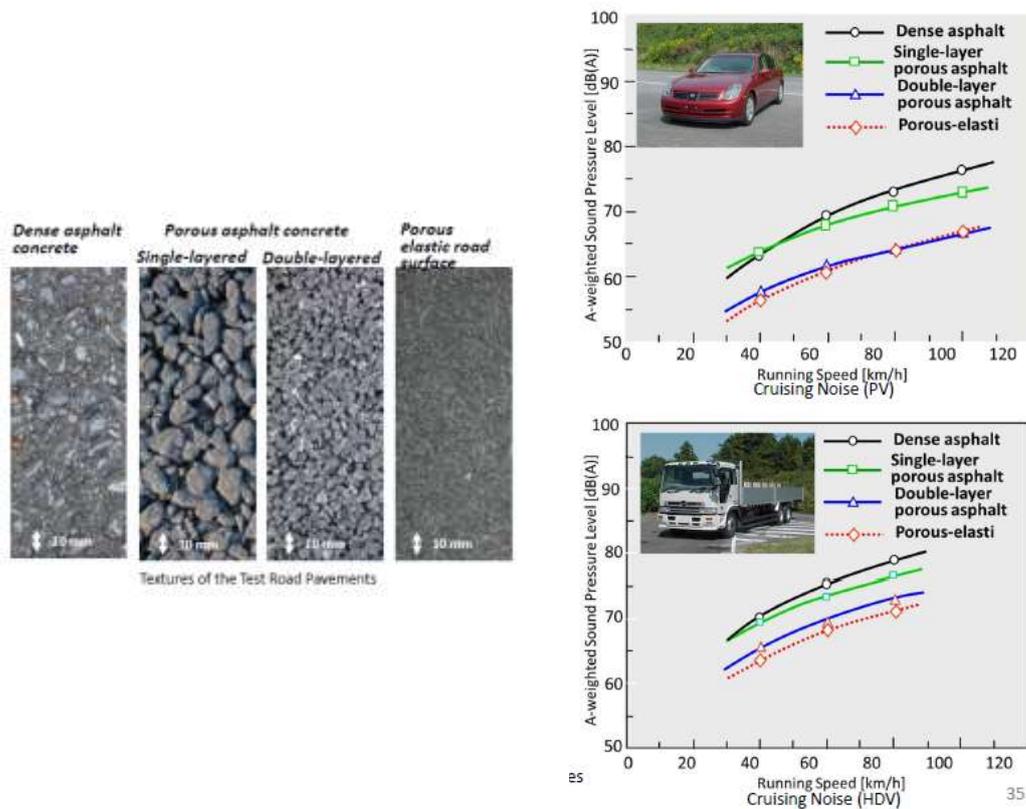
Los gobiernos de Japón, New South Wales (Australia), Victoria (Australia) y Hong Kong, cuando requieren de repavimentar carreteras, lo realizan con materiales de baja emisión de ruido. En términos generales, el pavimento de bajo ruido puede lograr una reducción de 3 dB a 5 dB ponderados en escala A (WU, 2006).

Según la Roads and Maritime Services (2011), los pavimentos más silenciosos pueden proporcionar beneficios a los receptores que se

encuentran a mayores distancias que lo que se logra con barreras acústicas en términos de menores niveles de presión sonora. Esto puede ocurrir cuando los receptores a distancias mayores ya tienen obstrucciones generadas por hileras de casas cerca de la carretera o la topografía.

En la Figura 10 (del Ministerio del Ambiente Japón, 2012) se puede observar la relación entre la velocidad de circulación, tipo de vehículo y tipo de asfalto con la emisión generada.

Figura 10 Relación entre la velocidad de circulación, tipo de vehículo y tipo de asfalto con la emisión generada



En un estudio realizado por Mikhailenko et al. (2020), se analizaron diversas tecnologías para la confección de pavimentos que generan baja emisión de ruido, concluyendo que el asfalto poroso es el que se correlaciona de manera más consistente con la baja emisión de ruido, vinculado a sus capacidades de absorción de sonido, especialmente a frecuencias más altas. La durabilidad es el mayor desafío para este tipo de asfalto, junto con su capacidad para mantener su porosidad en el transcurso del tiempo debido a la obstrucción de sus poros. Esto se puede mitigar con un mantenimiento adecuado y el uso de pavimentos de doble capa. Por otro lado, los autores concluyen que la forma más confiable de reducir el ruido del pavimento es aumentar la porosidad junto con algunas mejoras posibles con la optimización de la textura. Una cantidad significativa de caucho granulado, como en las superficies

de carreteras poro-elásticas, ha mostrado mejoras significativas en combinación con una alta porosidad. Esto requiere del uso de un aglutinante epoxi para compensar las debilidades mecánicas en el pavimento debido a la incorporación de dicho contenido de caucho.

Un estudio realizado por Hammer & Bühlmann (2017) analizó el rendimiento técnico de las superficies de carreteras de baja emisión de ruido construidas desde 2005 en Suiza, concluyendo que es necesario que los pavimentos tengan un contenido de huecos en la superficie para mejorar su absorción acústica. Este resultado no solo se obtuvo para pavimentos de baja emisión de ruido en su estado inicial, sino también 3 años después de la construcción. Si los pavimentos de bajo ruido revelan propiedades mecánicas incambiadas 3 años después de su construcción teniendo una alta carga de tráfico, entonces se puede concluir que el contenido de vacíos en la superficie proporciona una baja emisión de ruido de flujo de aire y un cierto grado de absorción acústica. También, los resultados del estudio mostraron que el contenido de huecos en la superficie depende principalmente de la proporción de relleno y arena dentro de la mezcla del pavimento de baja emisión.

7.2.2 Gestión de la velocidad y composición

Son medidas que involucran acciones sobre el flujo del tránsito, su composición y la velocidad; representan una solución alternativa y eficiente para reducir el ruido en la fuente.

La gestión de la velocidad se puede convertir en una herramienta clave en la gestión del ruido. Los resultados de un análisis de ruido realizado en la red nacional de carreteras de España en 2017 (World Road Association, 2019) mostraron que la reducción de los límites de velocidad en las zonas urbanas condujo a una menor emisión acústica. La Tabla 12 contiene los resultados obtenidos.

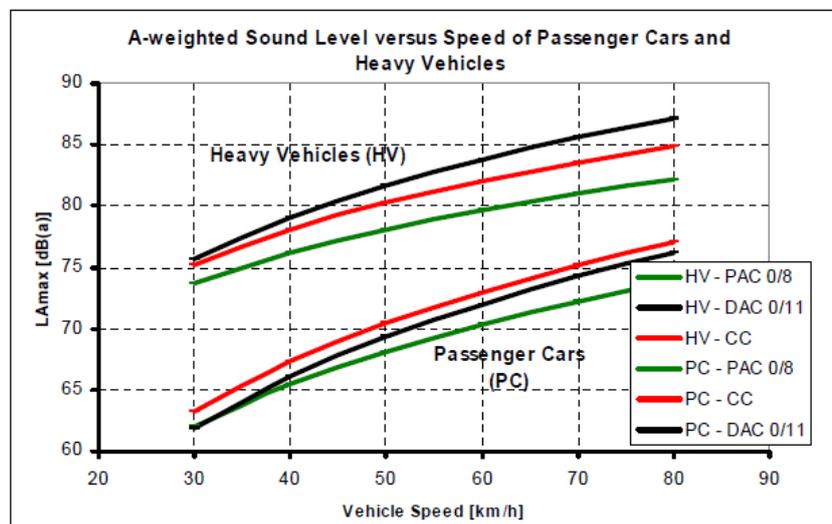
Tabla 12 Disminución en el nivel de presión sonora emitido en función de la disminución de la velocidad de circulación

Cambio en la velocidad	Cambio en el nivel de presión sonora
Desde 130 a 120 km/h	-0,9 dB
Desde 120 a 110 km/h	-0,9 dB
Desde 110 a 100 km/h	-0,9 dB
Desde 100 a 90 km/h	-0,9 dB
Desde 90 a 80 km/h	-1,3 dB
Desde 80 a 70 km/h	-1,4 dB
Desde 70 a 60 km/h	-1,4 dB
Desde 60 a 50 km/h	-1,5 dB

Se puede sumar aritméticamente el efecto de disminución de ruido; por ejemplo, una reducción de la velocidad de 80 km/h a 50 km/h reduce el ruido en 4,3 dB (A). Este análisis asumió que el tráfico cumple los límites de velocidad indicados en la cartelería. También asumió que el 10 % del tráfico son vehículos pesados y el límite de velocidad máxima para vehículos pesados es de 90 km/h. Por lo tanto, se puede observar que la reducción de ruido aumenta ligeramente cuando la reducción de velocidad también aplica a vehículos pesados, por debajo de los 90 km/h.

En el contexto de un proyecto de investigación austríaco, investigadores de la Universidad Tecnológica de Viena indagaron la influencia de diferentes situaciones de conducción en la emisión de ruido del tráfico (Danish Road Institute, 2004), desarrollando un modelo de cálculo basado en datos de ruido provocado por el tránsito, medidos en campo. Uno de los resultados obtenidos del estudio muestra la influencia de la velocidad del vehículo en la emisión de ruido, tanto para vehículos livianos y vehículos pesados, cuyo resultado se muestra en la Figura 11. Los resultados de emisión de ruido en función de la velocidad se discriminan por tipo de vehículo y tipo de pavimento (hormigón, asfalto denso y asfalto poroso).

Figura 11 Emisión del ruido en función de la velocidad, por tipo de vehículo y tipo de pavimento



Debido a la presión de la población para reducir el ruido emitido por las autopistas en Alemania, se seleccionaron varios tramos de prueba, donde se instalaron señales de límite de velocidad con cartelería indicativa del objetivo de reducir el ruido emitido por el tránsito (Kathmenn & Cannon, 1999). En total se establecieron 13 tramos de prueba con límites de velocidad reducidos en un total de más de 50 km de autopista; en ellos, los vehículos livianos pasaron de un límite de 130 km/h a 100 km/h y los vehículos pesados de 80 km/h a 60 km/h.

Se realizaron mediciones de ruido antes y después de introducir los nuevos límites de velocidad, obteniendo en dichas mediciones una reducción de 1,0 a 3,5 dB (A).

7.2.3 Desviación del tránsito

Las medidas destinadas a reducir el volumen de tráfico son una forma de reducir el ruido. En carreteras secundarias, podría ser considerada una medida eficaz si el tráfico se puede trasladar a otra carretera por medio de desvíos, por ejemplo, de vehículos pesados por la noche. En las carreteras principales, las reducciones en el volumen de tránsito en general no son una medida viable. En casos específicos, puede ser posible mediante la construcción de un desvío alrededor de una localidad o ciudad desviar parte del tránsito.

La regla general es que una reducción del 50 % en el tráfico produce una reducción en la emisión de ruido en 3 dB. La Tabla 13 presenta la reducción en el nivel de presión sonora obtenida a partir de la reducción del porcentaje de flujo de tránsito empleando el modelo predictivo "Nordic Prediction Method" de 1996.

Tabla 13 Reducción de la emisión de ruido en rutas en función de la reducción del flujo

Reducción del flujo de tránsito	Reducción en ruido
10 %	0,5 dB
20 %	1,0 dB
30 %	1,6 dB
40 %	2,2 dB
50 %	3,0 dB
75 %	6,0 dB

7.2.4 Difractores de ruido

Los difractores son elementos planos de hormigón que normalmente se insertan en el mismo nivel de la superficie de la carretera, a lo largo de las márgenes de la calzada. En lugar de absorber, los difractores "doblan" (desvían) las ondas sonoras en dirección ascendente. Son una tecnología que aún no se emplea de manera corriente para la mitigación de ruido de tránsito.

Según Hooghwerff et al. (2014), los difractores pueden complementar las medidas de reducción del ruido existentes, como el empleo de pavimentos de baja emisión de ruido y las barreras acústicas. Se realizó una versión de prueba que se construyó con ranuras largas, en uno de los lados de una carretera de Hummelo, en los Países Bajos, en octubre de 2013. La operación fue satisfactoria en términos de reducción de ruido, el análisis de un número limitado de mediciones

mostró una reducción entre 1 y 2 dB, pero la perspectiva de los conductores, y en particular de los motociclistas, no fue positiva porque las ranuras de los difractores se consideraron peligrosas.

7.3 Mitigación en la trayectoria

Los edificios, las barreras acústicas, los terraplenes, las colinas y los bosques densos pueden mitigar el ruido emitido por el tránsito cuando están interpuestos en la trayectoria de propagación. Los bloques de apartamentos construidos cerca de una carretera, según The Danish Road Directorate (2010), pueden reducir el ruido en 20 dB (A) o más en las áreas "a la sombra" de estas construcciones. Las barreras acústicas y los terraplenes pueden reducir el ruido en hasta 10 dB (A); sólo en algunos casos raros se logran reducciones de hasta 15 dB (A).

7.3.1 Barreras

Las barreras se ubican en la faja de la carretera entre la carretera y los receptores sensibles, pueden proporcionar reducciones en el ruido del tráfico al interrumpir la trayectoria de propagación del ruido desde la fuente al receptor. Las barreras para mitigar el ruido del tráfico rodado pueden adoptar diversas formas y materiales, entre los que se incluyen muros de hormigón o mampostería y terraplenes.

Cuando las ondas sonoras emitidas por el tránsito llegan a una barrera (Figura 12), diferentes porciones de la energía acústica que transportan serán (Solana et al., 2019):

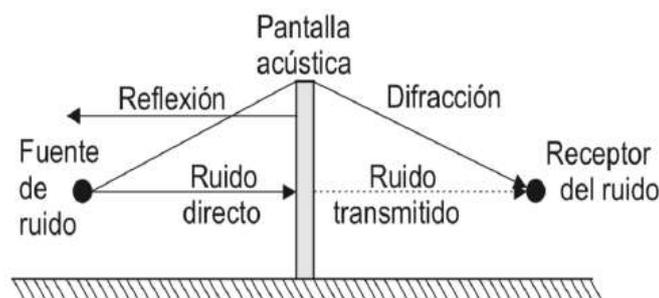
Reflejadas - energía que se refleja volviendo a la carretera

Absorbidas - energía absorbida por el material de barrera

Transmitidas - energía que atraviesa el material de la barrera

Difractadas - energía que pasa por encima o por los extremos laterales de la barrera.

Figura 12 Efecto de las barreras acústicas en la propagación de ruido emitido en rutas



De acuerdo con el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b), el uso de barreras acústicas al borde de la carretera debe considerarse después de que se hayan estimado y evaluado medidas en el diseño en la carretera, y debe usarse con preferencia a la opción de realizar acciones sobre la propiedad de los receptores. Las barreras en las carreteras son preferibles a tomar acciones sobre los receptores ya que: se puede lograr una reducción considerable de los niveles de ruido de tránsito con un diseño de barrera adecuado; la mitigación del ruido se puede lograr también en las áreas al aire libre de las residencias; y se proporciona un resguardo visual de la carretera para receptores sensibles, que pueden mejorar la aceptación comunitaria al proyecto. Sin embargo, esto no debe comprometer los requisitos de seguridad vial para los conductores.

Según la World Road Association (2019), cuando se requiere un rendimiento acústico bajo o moderado, es decir menos de 10 dB de reducción de ruido, la elección del material de la barrera no es crítica desde una perspectiva acústica y, por lo tanto, los factores no acústicos pueden tener más influencia en el resultado. Para una reducción de ruido superior a 10 dB, o cuando la altura de la barrera es superior a 2 m, el desempeño acústico del material se vuelve importante.

La Federal Highway Administration (2011) indica que las barreras acústicas tienen limitaciones. Para que una barrera acústica funcione, debe ser lo suficientemente alta y lo suficientemente larga como para bloquear la vista de la carretera desde el receptor. Las barreras contra el ruido no sirven de mucho para las casas en la ladera de una colina con vistas a una carretera o para los edificios que se elevan por encima de la barrera. Las aberturas realizadas en las barreras para permitir las conexiones de los caminos de entrada afectan la efectividad de las barreras. En algunas áreas, las casas están demasiado esparcidas como para permitir la construcción de barreras contra el ruido a un costo razonable. Las barreras acústicas pueden ser bastante efectivas para reducir el ruido de los receptores situados en los primeros 60 metros desde la carretera, sin que tenga sentido para los receptores más alejados. La Tabla 14 resume la atenuación que se podría lograr con las barreras y el grado de dificultad que tendría dicha reducción.

Tabla 14 Grado de dificultad de reducción de ruido empleando barreras

Reducción del nivel de ruido	Grado de dificultad
5 dB (A)	Simple
10 dB (A)	Obtenible
15 dB (A)	Muy difícil
20 dB (A)	Casi imposible

Tipos de barreras acústicas

Barreras delgadas

Las barreras verticales en una carretera se pueden utilizar como medio para mitigar el ruido del tráfico. Generalmente son la solución más empleada.

Posicionamiento

En principio, de acuerdo con The Centre for Urban Design, Transport for NSW (2021), si no hubiera limitaciones físicas u objetivos paisajísticos a considerar, se debería ubicar lo más cercana posible a la fuente de emisión -la carretera-, excepto cuando la carretera está en un desmante, en cuyo caso es mejor ubicar la barrera en la parte superior del desmante para obtener la mayor efectividad.

Según el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b), la eficacia de una barrera acústica en la carretera también mejora si los receptores están relativamente cerca de la carretera, como en un entorno urbano. En entornos rurales donde un receptor puede estar a una distancia significativa de la carretera, las barreras laterales no serán tan efectivas, incluso si están ubicadas lo más cerca posible del borde de la carretera.

Altura de la barrera

La altura de la barrera es una variable significativa. Como regla general, The Centre for Urban Design, Transport for NSW (2021) presenta que una barrera debe ser al menos lo suficientemente alta como para interrumpir una línea de visual entre un punto en cualquier lugar 1 m por encima de la superficie de la carretera (en ambas calzadas) y un punto 1,5 m por encima del piso de la vivienda más cercana a la carretera.

La Federal Highway Administration (2011) indica que una barrera puede lograr una reducción del nivel de ruido de 5 dB (A) cuando es lo suficientemente alta como para romper la línea de visión desde la carretera hasta el receptor y puede lograr una reducción adicional del nivel de ruido de aproximadamente 1,5 dB (A) por cada metro de altura después de que se rompe la línea de visión (con una reducción total teórica máxima de 20 dB (A)).

Según el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b), una altura máxima razonable debe ser establecida al momento de diseñar las barreras. Este límite se basa en el costo total de construcción, el costo de aumentar la altura o la longitud en comparación con la reducción de ruido adicional logrado, las

limitaciones prácticas, el impacto paisajístico que genera el aumento en la altura y la reacción de la comunidad. Por lo tanto, sugiere las alturas máximas que se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15 Sugerencia de límite de altura en barreras según su localización

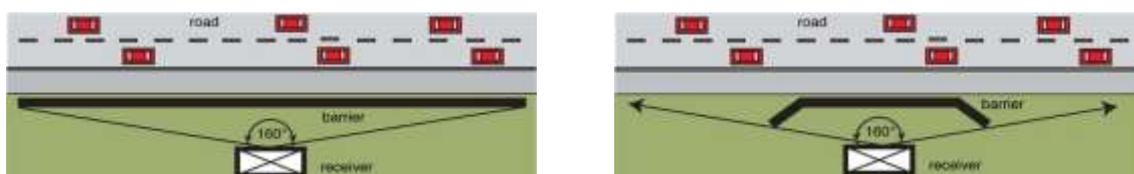
Localización de la barrera	Límite de altura
Dentro de la faja de la ruta	Hasta 7 m
En el borde de la propiedad, si el ingreso a la propiedad es por otro camino	Hasta 4 m
En el borde de la propiedad, si el acceso a la propiedad es a través de la barrera	Hasta 2,4 m

Longitud de la barrera

Para evitar resultados finales de baja eficacia, la Federal Highway Administration (2011) indica que una buena regla general es que la barrera debe extenderse 4 veces más en cada dirección que la distancia desde el receptor a la barrera. Un estudio realizado por Pirinchieva (1991) demostró que las ondas difractadas laterales influyen en los patrones de interferencia detrás de una barrera rectangular de altura constante para longitudes de barrera de hasta 4 a 5 veces su altura.

Como regla general, la mayoría de los estudios coinciden en que la longitud de una barrera al borde de la carretera debe proporcionar al menos 160° de protección (ver Figura 13) para un receptor (Kotzen & English, 2009).

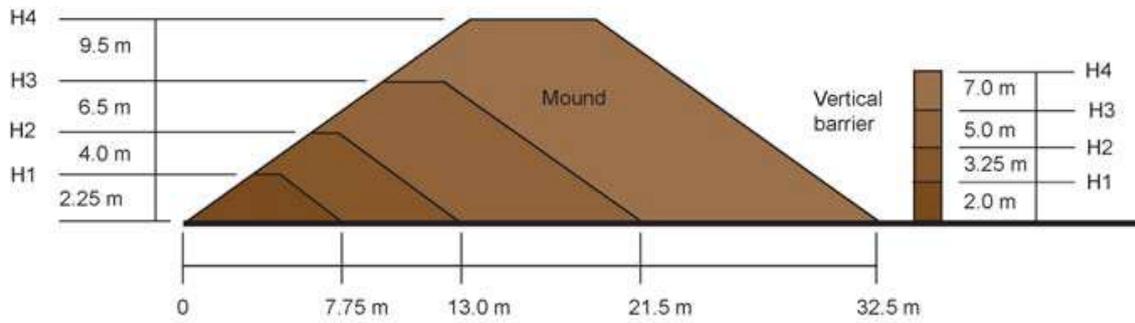
Figura 13 Longitud de barreras proporcionando al menos 160° de protección



Terraplenes

Los terraplenes requieren mucho más espacio que una barrera delgada. Esto se debe a que el terraplén comprende una berma en la parte superior y los lados inclinados y, en general, de acuerdo con Kotzen & English (2009), también debe ser más alto que una barrera vertical para lograr el mismo rendimiento acústico. En la Figura 14 se presentan algunas equivalencias entre las dimensiones.

Figura 14 Equivalencia en dimensiones entre terraplén y barrera plana



Comparison of heights in metres

	H1	H2	H3	H4
Vertical barrier	2.0	3.25	5.0	7.0
Mound	2.25	4.0	6.0	9.5

NOTE: The dimensions will vary as berm widths and slope angles depend on the structural stability of different soils and fill materials
Not to scale

Barreras con forma T

En pruebas de modelos a escala real, Watts et al. (1994) informaron sobre incrementos de atenuación de 2 a 3 dB (A) al emplear cubiertas de 1 m y 2 m de ancho con absorción acústica y una mejora de 1,4 dB (A) para una cubierta de 1 m de ancho con superficie reflectante.

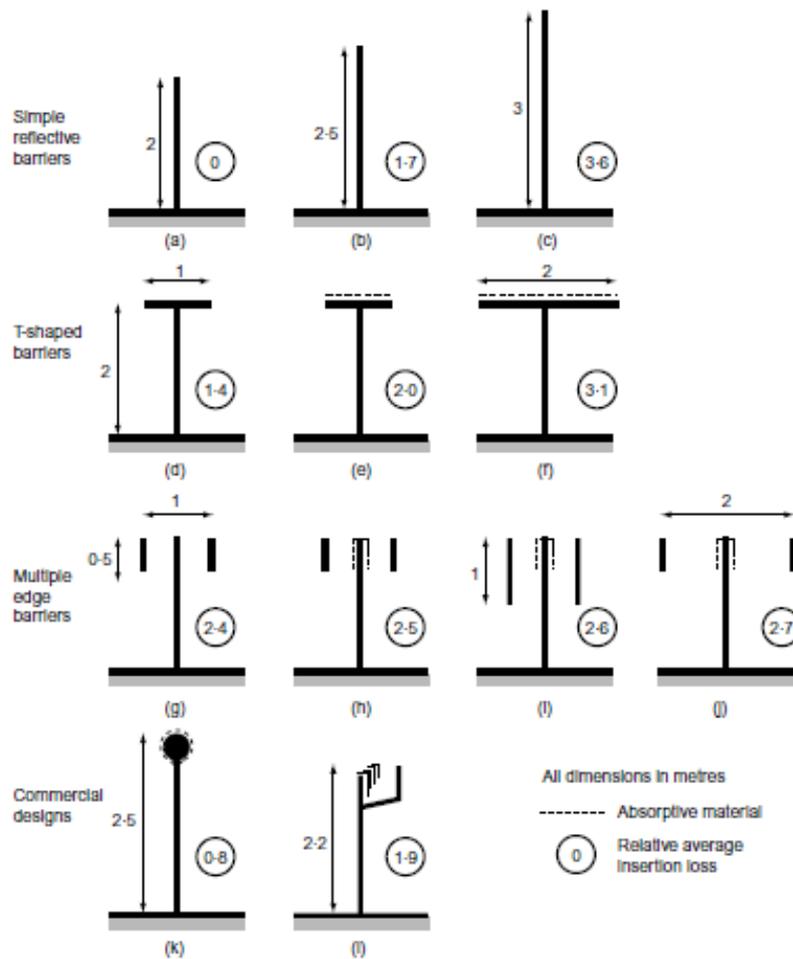
Barreras de múltiples coronamientos

El uso de los coronamientos o cabezales en las barreras acústicas tiene el fin de mejorar el resultado de la protección acústica en la zona de sombra de éstas. Se ha llevado a cabo una cantidad considerable de investigación sobre la modificación del borde superior con el fin de mejorar el rendimiento de la barrera. El objetivo ha sido lograr el rendimiento equivalente a una barrera vertical con potenciales ahorros en costos y menor intrusión visual.

Watts (2002) ha proporcionado una revisión útil de la mejora medida lograda por una variedad de tratamientos del borde superior. Esta mejora se comparó con respecto al rendimiento de una barrera simple vertical de 2 m de altura y los datos se resumen en la Figura 15. Se puede observar que la mejora es típicamente de sólo 1,5 a 3 dB la cual, aunque pequeña, es comparable con la mejora que se obtiene al aumentar la altura de la barrera simple.

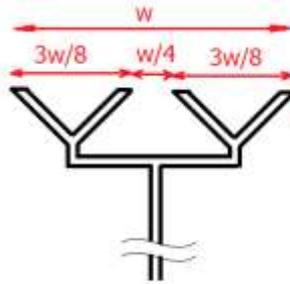
En la experiencia japonesa para reducir el ruido del tráfico por medio de barreras con dispositivos reductores de ruido, desde la década de 1980 hasta la de 2000, se han realizado muchos esfuerzos para desarrollar varios tipos de barreras modificadas en los bordes superiores. Según Yamamoto (2015), se ha visto que la mayoría de los dispositivos con un ancho de alrededor de 500 mm en el borde superior tienen una reducción de ruido adicional de alrededor de 2 dB.

Figura 15 Comparación de rendimiento de distintos tipos de barreras con una barrera simple de 2 m



Análisis exhaustivos realizados por Pardo Quiles et al. (2020) con modelación, mostraron que los coronamientos mejoraron la mitigación del ruido en comparación con las barreras delgadas convencionales de la misma altura, no solo para el ruido de la carretera, sino también para los sonidos de las sirenas de los vehículos. Específicamente, los resultados revelaron que se logró un rendimiento óptimo cuando se utilizaron coronamientos dobles en forma de "Y" (Figura 16), con una reducción adicional del ruido de aproximadamente 14 dB en las configuraciones "Coche como emisor - Persona como receptor" y "Ambulancia - Persona" y un poco más de 6 dB en la configuración "Coche - Balcón", en comparación con el uso de pantallas convencionales.

Figura 16 Coronamiento doble en forma de doble Y



Descriptor del desempeño de barreras

La pérdida de inserción (IL, por su sigla en inglés) es el cambio en el nivel sonoro con y sin barrera.

$$\text{Pérdida de Inserción} = -20 \log \left[\frac{\Phi_{Tot}}{\Phi_{Suelo}} \right]$$

Siendo Φ_{Tot} es la presión acústica total debida a la dispersión geométrica en presencia del suelo y la barrera y Φ_{Suelo} es la presión acústica en el mismo receptor debido a la misma fuente en presencia del suelo.

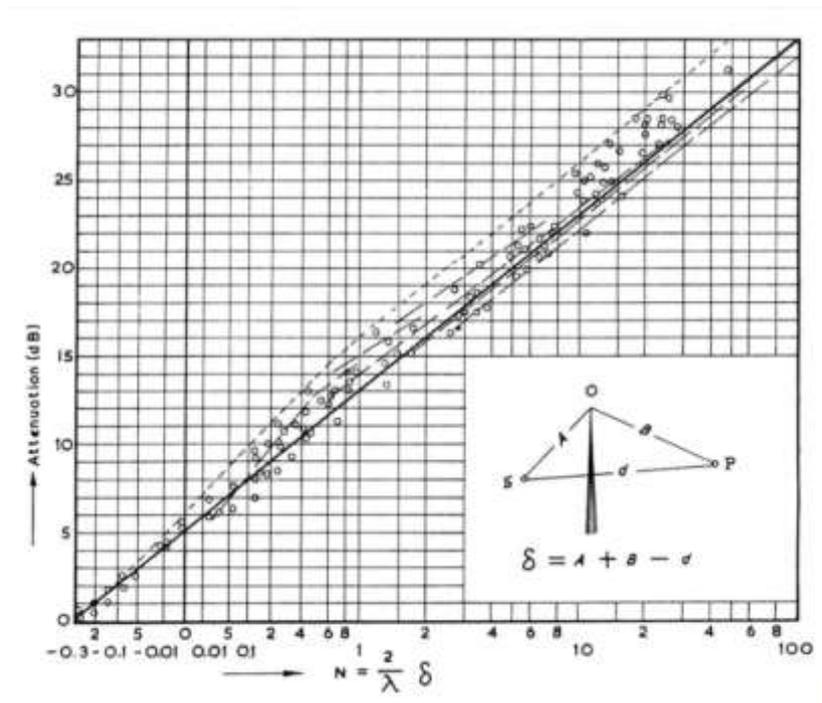
En 1968, Maekawa (1968) propuso un método de cálculo de la atenuación sonora debido a una pantalla acústica a través de una teoría de la difracción óptica bajo condiciones simples. El estudio realizado se basó en datos experimentales de difracción sonora con una pantalla plana semi-infinita en campo libre.

En la zona protegida por el efecto de la pantalla, midió los niveles de presión sonora en varios puntos y sus resultados se presentaron en una sola curva de atenuación sonora versus el parámetro adimensional N, Número de Fresnel; esta curva se denomina ábaco de Maekawa (ver Figura 17).

$$N = \frac{2\delta}{\lambda}$$

En el Número de Fresnel N, λ es la longitud de onda de la frecuencia central de la banda estudiada y δ es la diferencia de caminos entre la fuente y receptor con y sin la interposición de la pantalla acústica.

Figura 17 Ábaco de Maekawa



Kurze & Anderson (1971) presentaron la siguiente ecuación para la pérdida de inserción (IL) de una barrera:

$$IL = 5dB + 20\log \left[\frac{\sqrt{2\pi N}}{\tanh\sqrt{2\pi N}} \right] \quad \text{para } -0.2 < N < 12.5$$

$$IL = 24 \text{ dB} \quad \text{para } N > 12.5$$

Yamamoto & Takagi (1992) recomiendan dos expresiones, las que se presentan a continuación, para la obtención de la atenuación del ruido, cuando el diseño de la barrera se basa en el ábaco de Maekawa.

$$[ATT] = \begin{cases} 10 \log N + 13 & \text{para } N > 1 \\ 5 + 8N|N|^{-0.55-0.143|N|} & \text{para } -0.3 < N < 1 \\ 0 & \text{para } N < -0.3 \end{cases}$$

$$[ATT] = \begin{cases} 10 \log N + 13 & \text{para } N > 1 \\ 5 \pm [8/\sin^{-1}(1)] \sin^{-1}(|N|^{0.485}) & \text{para } -0.3 < N < 1 \\ 0 & \text{para } N < -0.3 \end{cases}$$

Materiales de diseño

Hay muchos materiales diferentes que se pueden utilizar para construir barreras acústicas y que permiten lograr diseños que afecten lo menos posible al paisaje donde se instalarán. Al considerar la eficacia de mitigación del ruido de un material para construir una barrera acústica,

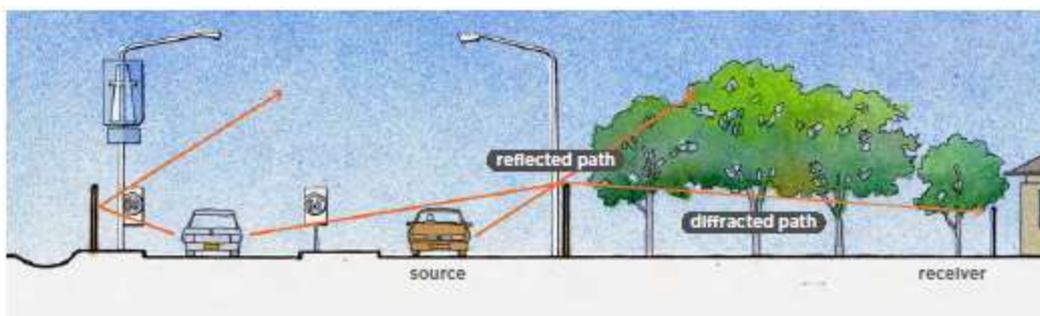
las dos propiedades del material que son críticas son la pérdida de transmisión (TL) y la absorción acústica del material.

El Department of Planning, Transport and Infrastructure (2016b) establece que se debe tener cuidado al evaluar la pérdida de transmisión del material a través de frecuencias más bajas del sonido, que son predominantes en el ruido del tráfico rodado.

De acuerdo con el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b), cualquier material debe seleccionarse de manera que el ruido transmitido a través de él no aumente el nivel general de ruido del tráfico por carretera en el receptor, por lo que el nivel de ruido del tráfico rodado en el receptor, transmitido a través de la barrera, debería ser al menos 10 dB (A) más bajo que el difractado sobre ella.

Es importante tener en cuenta las propiedades de absorción del sonido, ya que una barrera acústica altamente reflectante instalada en un lado de la carretera, puede hacer que el ruido reflejado impacte en los receptores del otro lado de la carretera (ver Figura 18) (The Centre for Urban Design, Transport for NSW, 2021).

Figura 18 Trayectoria de propagación del ruido difractado y reflejado



En la Tabla 16 se presentan materiales con los que se pueden diseñar las barreras acústicas y las ventajas y desventajas de cada uno.

Tabla 16 Ventajas y desventajas del uso de diferentes materiales en barreras

Material	Ventajas	Desventajas
Chapa de acero	<ul style="list-style-type: none"> • Relativamente económica • Fácil de instalar 	<ul style="list-style-type: none"> • Normalmente no es efectivo por encima de 2.4 m de altura • Bajo atractivo visual
Hormigón prefabricado	<ul style="list-style-type: none"> • Efectivo en la mayoría de las alturas • Durable • Capaz de ser texturizado o pintado 	<ul style="list-style-type: none"> • Difícil de instalar • Pesado y difícil de reemplazar si está dañado • costoso

Material	Ventajas	Desventajas
Paneles livianos de hormigón	<ul style="list-style-type: none"> • Efectivo en la mayoría de las alturas • Más económico que el hormigón prefabricado entero • Puede ser visualmente efectivo con un diseño apropiado. • Paneles fáciles de reemplazar 	<ul style="list-style-type: none"> • Susceptible a daños • Los ejemplos instalados han tenido poco atractivo visual • El color solo se puede aplicar como acabado
Albañilería	<ul style="list-style-type: none"> • Efectivo en la mayoría de las alturas • Visualmente efectivo y puede ser texturizado y coloreado 	<ul style="list-style-type: none"> • costoso
Piedra	<ul style="list-style-type: none"> • Efectivo en la mayoría de las alturas • Visualmente efectivo en áreas patrimoniales 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo
Paredes modulares	<ul style="list-style-type: none"> • Puede parecer similar a las paredes de mampostería • Económicas en comparación con la mampostería y el hormigón • Paneles fáciles de reemplazar 	<ul style="list-style-type: none"> • No es efectivo por encima de ciertas alturas dependiendo de la selección del material
Barreras compuestas	<ul style="list-style-type: none"> • Económicas en comparación con la mampostería y el hormigón • Paneles fáciles de reemplazar 	<ul style="list-style-type: none"> • No es efectivo por encima de ciertas alturas, dependiendo de la selección del material
Madera	<ul style="list-style-type: none"> • Más económica en comparación con la mampostería y el hormigón • Puede reducir el impacto visual de las barreras 	<ul style="list-style-type: none"> • Necesita madera tratada duradera • Se debe tomar recaudos en el diseño de barreras • No apto en zonas de incendios forestales

Material	Ventajas	Desventajas
Transparente (vidrio y acrílico)	<ul style="list-style-type: none"> • Puede mantener vistas a lo largo y ancho de la carretera. • Reduce los impactos visuales 	<ul style="list-style-type: none"> • Costoso • Se deben considerar las pérdidas de transmisión, el encandilamiento • Son vandalizables
Terraplenes	<ul style="list-style-type: none"> • Brinda oportunidades para el paisajismo y la reutilización del suelo excavado 	<ul style="list-style-type: none"> • Es difícil ubicar el punto más alto del terraplén cerca de la carretera
Paneles solares	<ul style="list-style-type: none"> • Ayuda a lograr los objetivos de sostenibilidad • Mejor aceptación de la comunidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo • El costo inicial versus el beneficio a largo plazo requiere investigación
Barreras absorbentes (núcleo aislante y caras metálicas)	<ul style="list-style-type: none"> • Reduce el ruido reflejado • Puede construirse a una altura menor que las paredes reflectantes en algunas situaciones 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto costo • No es económica en la mayoría de las situaciones

Fuente: Department of Planning Transport and Infrastructure, 2016b

Percepción social, impacto visual

Se deben aprovechar todas las oportunidades para diseñar barreras acústicas de manera que se reduzcan sus impactos visuales adversos y se mejoren las oportunidades paisajísticas (Centre for Urban Design, 2020).

Un impacto que se debe considerar al momento del diseño es el impacto que puede generar en la comunidad por el efecto barrera. En caso de que esto pueda constituir un impacto importante de la barrera a construir, existen métodos de diseño para establecer canales de pasaje en las barreras, sin que esta pierda su capacidad de mitigación de ruido.

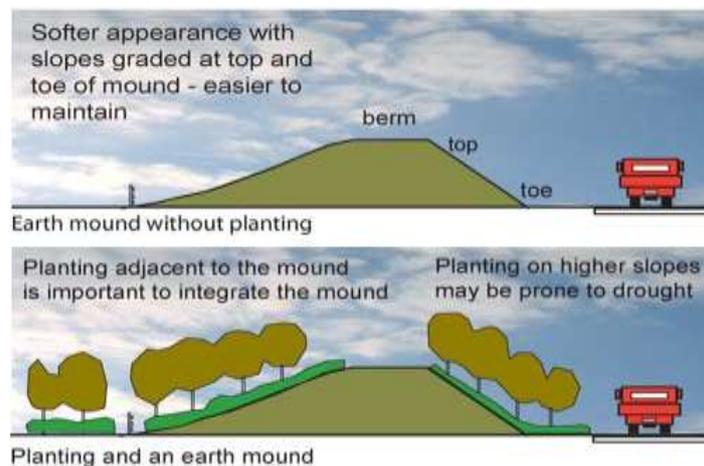
Es muy importante realizar entrevistas en la comunidad donde se proyecte la barrera para tener pautas que serán un insumo en su diseño que permitan lograr la aceptación de la comunidad.

Al decidir la altura de la barrera acústica, según el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b), se deben tener en cuenta:

- Opiniones y deseos de la comunidad. Por lo general, estos se recopilan en varias etapas, incluida la selección de la planimetría, el diseño, después de la evaluación del ruido y la apertura posterior en el informe operativo de ruido.
- Impactos visuales para la comunidad circundante al proyecto vial y para los usuarios de la misma.

Los terraplenes con pendientes pronunciadas también tienden a parecer antinaturales en el paisaje. Según Kotzen & English (2009), se debe tener en cuenta que, desde el punto de vista de los usuarios de carreteras, la falta de naturalidad puede no ser un factor decisivo, ya que los propios corredores de rutas no son elementos naturales del paisaje. Sin embargo, el talud posterior del terraplén y la interfaz con el paisaje natural es diferente y se debe hacer todo lo posible para integrarlo de la manera más natural posible con su entorno (ver Figura 19). En las zonas rurales, suele ser más apropiado minimizar las pendientes en las praderas a 1:6 o menos para permitir el pastoreo. En áreas cultivables, se recomienda emplear pendientes laterales de 1:10.

Figura 19 Características visuales del uso de terraplenes



Una solución paisajística muy empleada para zonas urbanas es el empleo de barreras acústicas transparentes. Las barreras acústicas transparentes se construyen con vidrio laminado, templado o reforzado o con láminas acrílicas o de policarbonato, aunque es muy difícil diferenciar estos materiales a distancia. De acuerdo con Kotzen & English (2009), los espesores de las láminas suelen ser de 8 a 19 mm para vidrio y de 15 a 20 mm para acrílico y policarbonato.

Igualmente se debe tener en consideración la posibilidad de muerte de aves por colisión con las barreras en caso de seleccionar barreras acústicas transparentes, principalmente si son muy altas (Kotzen & English, 2009). Este problema es especialmente crucial en áreas donde pueden erigirse barreras más altas dentro de las rutas de vuelo y a lo largo de las rutas de migración.

La plantación de vegetación puede generar un efecto natural sobre una barrera diseñada. La vegetación puede ser empleada para ocultar la barrera y puede fijarse a la barrera trepando o plantándola lejos de la barrera. La plantación es una parte esencial del diseño paisajístico y debe tenerse en cuenta en la mayoría de los casos al planificar y diseñar barreras.

Barreras vegetales

A menos que haya un ancho considerable de vegetación, de acuerdo con The Centre for Urban Design, Transport for NSW (2021), el beneficio como barrera acústica es generalmente psicológico; si no se puede ver el tránsito se reduce la percepción del ruido, pero no reduce los niveles de ruido medidos. Si bien este efecto por sí solo podría considerarse una herramienta de mitigación, no se puede confiar en él para reducir los niveles de ruido medidos. Donde existen densas filas de árboles, se puede obtener un beneficio medible, incluida la reducción de niveles de presión sonora de hasta 3 dB (A) para un espesor de 20 m, aumentando hasta 7 dB (A) en 120 m de espesor de árboles.

Por otro lado, una investigación realizada por (Watts et al., 1999) examinó la sensibilidad al ruido de los efectos de la vegetación en la percepción del sonido utilizando fuentes de tráfico reales y ruido de tráfico grabado reproducido. Se demostró que, los oyentes promedio eran más sensibles al ruido cuando la fuente no era percibida visualmente. La pantalla visual proporcionada realmente aumentó la sensibilidad al ruido, lo que resultó en evaluaciones subjetivas de ruido más altas de lo esperado. Los resultados sugieren que los cinturones estrechos de árboles y arbustos no deben usarse con fines de mitigación de ruido en la creencia de que, aunque proporcionan poca reducción del ruido físico, mejoran la percepción del ruido a través del efecto visual.

Si la vegetación es lo suficientemente alta, lo suficientemente ancha y lo suficientemente densa como para que no se pueda ver a través de ella, según la Federal Highway Administration (2011) puede disminuir la propagación del ruido de tránsito en rutas. Un ancho de 61 m de vegetación densa puede reducir el ruido en 10 dB (A). Sin embargo, aclara que generalmente es imposible plantar suficiente vegetación a lo largo de una carretera para lograr tales reducciones.

Si bien las barreras vegetales densas tendrán beneficios visuales y de privacidad en las edificaciones a proteger, de acuerdo con Campbell et al. (2001) solo proporciona una atenuación acústica menor, aproximadamente 1 dB (A) para un espesor de 10 m. Para una atenuación de ruido significativa, se requiere una barrera sólida.

Barreras con vegetación

Nilsson et al. (2015) analizaron por medio de modelación una barrera rígida convencional de 4 m de altura con capa de sustrato vegetal para una ruta de cuatro carriles, con un tráfico compuesto de 85 % de vehículos livianos circulando a 120 km/h y 15 % de vehículos pesados circulando a 90 km/h, en terreno plano. El efecto adicional de atenuación del ruido obtenido al cubrir dos barreras con el sustrato está en el rango de 5 - 6 dB (A) para receptores a 1,5 m de altura y unos 20 m de distancia desde la barrera y de 7 - 8 dB (A) para receptores de 4 m de altura y 20 de distancia desde la barrera. Para un receptor peatonal (1 m desde la barrera), el efecto fue de 4 dB (A).

Según el mismo estudio, una hilera de árboles detrás de una barrera convencional es una opción para mantener la atenuación acústica proporcionada por las barreras acústicas en condiciones de viento a favor. Esto es especialmente beneficioso en una carretera en campo abierto donde los vientos pueden ser fuertes. Según Van Renterghem & Botteldooren (2002), para velocidades de viento bajas, el uso de árboles como cortavientos detrás de una barrera puede ayudar a prevenir los efectos del viento que aumentan el ruido. Con el aumento de la velocidad del viento, este efecto aumenta. Para velocidades de viento entre 6 m/s y 7 m/s, se obtiene un aumento de más de 2 dB (A) en la reducción de ruido de la barrera. Para velocidades de viento entre 11 m/s y 12 m/s, el uso de árboles detrás de una barrera resulta en una mejora de casi 4 dB (A).

Cristales Sónicos

Los Cristales Sónicos son nuevos materiales heterogéneos formados por una matriz cristalina de dispersores que están incrustados en un material huésped con diferentes propiedades físicas, siendo uno de ellos un fluido (en el caso de las barreras, el aire). La gran variedad de propiedades físicas de estos materiales en el control de la transmisión de ondas acústicas ha dado lugar al desarrollo de numerosos dispositivos. Una de las principales propiedades de los cristales sónicos es la existencia de "Band gaps", definidos como rangos de frecuencias cuya propagación a través del cristal sónico está prohibida. Este nuevo mecanismo de control de ondas acústicas se basa en la interferencia debido a un proceso de dispersión múltiple que tiene que ver con la estructura cristalina. Sobre la base de esta propiedad, se ha

desarrollado una nueva generación de dispositivos reductores de ruido tecnológicamente avanzados. Una de ellas son las pantallas acústicas de cristal sónico (SCAS), una familia de pantallas acústicas avanzadas con muchas ventajas sobre las pantallas clásicas normalmente utilizadas en acústica ambiental. Diversos grupos de investigación han propuesto varios modelos de SCAS con excelentes capacidades de control de ruido, capaces de competir acústicamente con las clásicas pantallas formadas habitualmente por paredes sólidas (Castiñeira-Ibáñez et al., 2018).

Se realizó un estudio del uso de cristales sónicos (Singh & Rafat, 2021) para su uso en carreteras por medio de un análisis de elementos finitos. Se encontraron cuatro band gaps dentro de 6000 Hz que muestran buenos valores de pérdida de transmisión de sonido. Se encontró un máximo de 27 dB (A) de atenuación dentro del primer intervalo (o band gap). El estudio concluye que los cristales sónicos muestran una buena atenuación del sonido en bandas de frecuencia específicas, que se pueden utilizar para beneficio de la mitigación de ruido en carreteras.

Algunas mediciones realizadas en barreras

Nilsson & Andéhn (2008) realizaron un estudio experimental empleando como indicador un criterio de reducción de molestias. Se crearon una gran cantidad de sonidos experimentales de 8 s a partir de grabaciones realizadas a lo largo de una autopista sueca de cuatro carriles con una velocidad promedio de circulación de 90 km/h, se grabaron aproximadamente 65.000 vehículos en 24 horas, a varias distancias de una carretera en una ubicación donde se encontraba una barrera de 4,6 m de altura en el borde de la carretera y en una ubicación a lo largo de la misma carretera sin barrera. Dieciocho oyentes clasificaron la molestia de los sonidos experimentales con un método de estimación de magnitud. Se encontró que los sonidos con barrera eran más molestos que los sonidos sin barrera. La diferencia de molestia correspondió a aproximadamente un aumento de 3 dB (A) en L_{Aeq} y se relacionó principalmente con el mayor nivel relativo de sonidos de baja frecuencia en la composición de los sonidos percibidos al otro lado de la barrera. Esto sugiere que un nivel de presión sonora corregido de baja frecuencia L_{Ceq} podría ser mejor que el L_{Aeq} como indicador de la eficiencia de reducción de molestias de la barrera.

Koussa et al. (2013) evalúan el rendimiento acústico de barreras construidas con gaviones convencionales y de baja altura. Las dos campañas de medición realizadas demostraron que las protecciones de gaviones son acústicamente efectivas en la reflexión y la transmisión. Las clasificaciones como número único de los índices de reflexión (medido a 1,5 m del gavión) y aislamiento (R_w) son de alrededor de 5 dB y 20 dB, respectivamente.

Beneficios acústicos de emplear pasto y suelo en el trayecto de propagación

Los cálculos de propagación del ruido tienen en cuenta la superficie del paisaje entre la carretera y los vecinos. La superficie se describe como acústicamente dura, blanda o mezclada. Cuando el ruido de la carretera incide sobre una superficie dura, como hormigón, asfalto o una superficie de agua, la mayor parte de la energía se refleja y se devuelve al medio. Esto no ocurre en la misma medida con superficies blandas, como césped, campo, jardines y áreas naturales (The Danish Road Directorate, 2010). En la Tabla 17 se puede observar las diferencias en la reducción del ruido dependiendo si la superficie es dura o blanda.

Tabla 17 Reducción de ruido lograda en diferentes superficies en función de la distancia

Distancia desde el eje de la ruta (m)	Reducción del ruido (dB)	
	Superficies blandas	Superficies duras
20	6	4
50	13	8
100	16	12
200	19	17
500	24	23

En un estudio realizado por Van Renterghem et al. (2012), descubrieron que la presencia de un suelo con árboles, en un cinturón de vegetación infinitamente largo y de 15 m de ancho a lo largo de una carretera, en comparación con la propagación del sonido sobre pastizales, reduce el nivel de inmisión sonora ocasionado por el pasaje de un vehículo ligero que circula a 70 km/h en cerca de 3 dB (A).

7.4 Tratamiento a edificaciones

Muchos países tienen normativas específicas que requieren que las viviendas y otros edificios sensibles al ruido cumplan con ciertos estándares acústicos que especifican niveles máximos aceptables en interiores según el destino del local. En Uruguay la guía "*Valores guía para prevenir la contaminación acústica*", del GESTA ruido 2015, presenta valores límite admisibles en interiores, según el destino del recinto.

Los tratamientos en edificaciones individuales para la mitigación del ruido consisten en realizar acciones arquitectónicas en la propiedad para reducir la entrada de ruido del tránsito rodado en zonas sensibles de áreas internas.

Según Campbell et al. (2001), los tratamientos a edificaciones son más efectivos cuando se aplican a edificaciones de mampostería que a edificaciones de madera. Se debe tener la precaución antes de proyectar tratamientos acústicos para edificios en mal estado, ya que en estos casos serán menos efectivos.

Las medidas de mitigación del ruido en la propiedad pueden reemplazar la mitigación en la emisión o la propagación solo en las siguientes circunstancias (Department of Planning, Transport and Infrastructure, 2016a):

- Residencias individuales aisladas o grupos aislados de residencias poco espaciadas.
- Donde la comunidad afectada expresa una preferencia por el tratamiento en la propiedad y el costo es menor que una combinación de una barrera y un tratamiento en la propiedad.
- Donde las barreras de ruido no pueden alcanzar el nivel de mitigación de ruido (pérdida de inserción) requerido.
- Donde se haya demostrado que otras medidas de mitigación del ruido no son razonables o factibles.

Acciones en fachadas

Las medidas de mitigación del ruido en la propiedad pueden reemplazar la mitigación en la emisión o la propagación solo en las siguientes circunstancias (Department of Planning, Transport and Infrastructure, 2016a):

- Solo se tratarán las fachadas de las habitaciones habitables que se estén utilizando en el momento del proyecto. Las renovaciones futuras, que se realicen en las viviendas, no se considerarán durante el proceso de tratamiento.
- No se tratarán las fachadas de las habitaciones que se encuentren en un estado considerable de deterioro.
- Las fachadas que contienen asbesto pueden tratarse bajo la disposición de que el propietario pague el costo de la remoción y disposición final del asbesto.
- El cableado eléctrico que no se considere seguro para suministrar un sistema de ventilación mecánica puede repararse a cargo del propietario.

Acciones en ventanas

Los tratamientos arquitectónicos para ventanas pueden incluir uno o más de los siguientes: sellar ventanas existentes, reemplazar el vidrio existente por un vidrio más grueso, reemplazar la ventana existente por una nueva ventana con doble vidrio o proporcionar una ventana secundaria con un espacio de aire desde la ventana existente.

Para viviendas cercanas a la ruta, sometidas a alta exposición a ruido, puede ser necesario actuar sobre las ventanas, así como proporcionar a la vivienda un equipo de aire acondicionado o ventilación mecánica en el recinto afectado. Según la NZ Transport Agency (2015b), un error común es recomendar doble vidrio en las ventanas como medio principal de control del ruido, si se requiere una reducción significativa del ruido a través de una ventana, lograr sellos efectivos suele ser más importante que la configuración del vidrio. El doble vidrio fino tiene un rendimiento acústico relativamente pobre, debido a una posible resonancia. Se puede lograr una mayor reducción del pasaje de ruido a través de las ventanas mediante el uso de vidrios más gruesos, vidrios dobles o vidrio laminado.

En la Tabla 18 se presenta el rendimiento típico de aislamiento acústico del vidrio según la NZ Transport Agency (2015b).

Tabla 18 Rendimiento de aislamiento acústico del vidrio

Tipo	Primer plano	Cavidad	Segundo plano	R _w
Vidrio	4 mm			29 dB
Vidrio	6 mm			31 dB
Vidrio	10 mm			34 dB
Vidrio Laminado	6 mm			33 dB
Vidrio Laminado	10 mm			36 dB
Doble	4 mm	12 mm	4 mm	31 dB
Doble	4 mm	12 mm	6 mm	34 dB
Doble	6 mm	12 mm	6 mm	33 dB

Se investigó la reducción de ruido que se puede lograr empleando ventanas dobles insonorizadas en China, en una edificación cercana a una ruta con mucho tránsito (Zhisheng et al., 2007). Se compararon dos tipos de ventanas de vidrio diseñadas para aislamiento acústico, ubicadas en dos habitaciones, a 20 m de la calzada. Se observó que se pudo lograr una mejora en la reducción del ruido de 5 dB a 17 dB en comparación con las ventanas de vidrio comunes.

Acciones en puertas

Dependiendo del paquete de tratamiento requerido para una propiedad, los tratamientos para las puertas externas según el Department of Planning Transport and Infrastructure (2016b) pueden incluir uno o más de los siguientes: incorporar sellos acústicos a la puerta, reemplazar las puertas de núcleo hueco por puertas de núcleo sólido, mejorar las puertas vidriadas para incorporar vidrio más grueso o doble vidrio.

En la Tabla 19 se presenta una gama de posibles paquetes de acondicionamiento que pueden ser aplicados a viviendas y la diferencia entre niveles de ruido externos e internos, según la World Road Association (2019).

Tabla 19 Diferencias entre niveles de ruido exterior e interior según el acondicionamiento de la construcción

Diferencia entre niveles de ruido externo e interno	Características del diseño
10 – 15 dB	Sellado acústico de puertas y ventanas, cierre de aleros
15 – 20 dB	Como lo anterior, incorporando <ul style="list-style-type: none">• Núcleos sólidos en puertas exteriores• Ventanas de vidrio laminado de 6,38 mm o similar• Ventilación mecánica para permitir que las ventanas se mantengan cerradas
20 – 25 dB	Como lo anterior, con ventanas de vidrio laminado de 10,38 mm
25 – 30 dB	Como lo anterior, incorporando ventanas de doble vidrio con: una hoja de vidrio laminado de 6,38 mm, otra hoja de vidrio flotado de 8 mm y espacio de aire de 50 mm
30 – 35 dB	Como lo anterior, más aislamiento de techo de alta densidad de 100 mm de espesor para piso superior

8 Programa de monitoreo post-construcción

8.1 Introducción

Los estudios de impacto ambiental de proyectos carreteros deben contener un plan de seguimiento y vigilancia post-construcción de la carretera. Dentro de este plan, se presentará un Programa de monitoreo, el cual, entre otros aspectos a monitorear, contendrá mediciones de ruido generado por la carretera.

El objetivo de realizar el monitoreo operacional de los niveles de ruido es garantizar el cumplimiento de los estándares ambientales que fueran establecidos por la autorización ambiental que le fuera otorgada al proyecto. Asimismo, proporciona información sobre la efectividad del funcionamiento de las medidas de mitigación y la necesidad de modificarlas si fuera el caso. El monitoreo de ruido se debe realizar en receptores representativos seleccionados y los procedimientos de monitoreo usados deben permitir mediciones consistentes.

Según el Department of Housing, Planning and Local Government of Ireland (2018), es importante evitar una dependencia excesiva en emplear el monitoreo operacional para evaluar la afectación al nivel de presión sonora que genera el proyecto, porque podría conducir a cambios operativos que quedarían fuera del alcance del proceso de autorización ambiental, para el cual se contó con un proceso de participación ciudadana. El monitoreo posterior al otorgamiento de la autorización ambiental del proyecto, tampoco debería ser usado para permitir el aplazamiento de la recopilación de información que es necesaria para la evaluación previa.

8.2 Objetivo del monitoreo

Los objetivos principales de realizar el monitoreo post construcción son:

- garantizar el cumplimiento de los estándares ambientales impuestos al proyecto en la autorización ambiental
- evaluar la eficacia de las predicciones del estudio de afectación al nivel de presión sonora
- evaluar la efectividad de las medidas de mitigación
- evaluar la necesidad de implementar nuevas medidas de mitigación

Dependiendo cuál sea el objetivo del monitoreo a realizar, será la duración y localización de las mediciones a realizar y los registros

adicionales a la medición de ruido que se deben tomar. Por ejemplo, para determinar la efectividad de la predicción de ruido, adicionalmente a las mediciones de ruido, se debe registrar el tránsito que circule al momento de realizar mediciones y las velocidades de circulación, para este caso no sería necesario realizar mediciones de largo plazo, como si lo serían si mi objetivo es evaluar si se están cumpliendo los objetivos de calidad acústica.

8.3 Comienzo, selección de días y duración de los monitoreos

Según la National Road Authority of Ireland (2014), el control del ruido se deberá realizar una vez que se hayan estabilizado los flujos de tráfico en la carretera; generalmente esto se produce a los 12 meses de inaugurada la obra. Según Campbell et al. (2001), el periodo de estabilización podrá variar entre 2 y 12 meses.

El gobierno de South Wales, Australia, indica que el monitoreo del ruido debe realizarse una vez que se hayan estabilizado los flujos de tráfico, y preferiblemente dentro de los 6 meses posteriores a la inauguración del proyecto (Department of Planning, Transport and Infrastructure, 2016a).

Campbell et al. (2001) indican que, si los resultados de los monitoreos son consistentes con los niveles de ruido previstos en el EsIA para el año de inauguración del proyecto, en general es esperable que también lo sean los niveles de ruido previstos para los 10 años posteriores, y no se considera necesario un seguimiento adicional. Según la NZ Transport Agency (2013), el monitoreo se debería realizar por 2 o 3 años después de la inauguración de la ruta, como mínimo, en las mismas posiciones medidas en el relevamiento realizado previo a la construcción.

Las mediciones, siempre que sea posible, deben realizarse durante las peores condiciones de ruido del tránsito. Según el Illinois Department of Transport (2017), la hora y los días en que se alcanza esta condición dependen del tipo de tránsito principal que tiene la carretera. Los periodos de monitoreo de ruido que recomienda son de martes a jueves, de 8 a.m. a 12 p.m. y de 1 a 6 p.m. Sin embargo, ciertas circunstancias específicas justifican que el monitoreo se realice fuera de este rango, especialmente por la noche. No se recomienda realizar el monitoreo de ruido los días lunes, viernes, fines de semana o feriados a menos que, por el tipo de tránsito principal de la carretera lo amerite y evaluar estos periodos de tiempo sean el objetivo principal.

Igualmente, el Gobierno de Victoria, Australia, recomienda que las mediciones de ruido se realicen en días laborables que no sean días

festivos, vacaciones escolares, ni el último día de cualquier período escolar, de manera de medir los patrones de tráfico típicos de un día laboral. Para las mediciones de largo plazo, se requieren al menos tres días de mediciones válidas. Igualmente, se recomienda que la medición del ruido se lleve a cabo durante al menos cinco días, ya que esto aumentaría la probabilidad de obtener datos válidos de tres días después de descartar cualquier medición afectada por condiciones climáticas adversas u otras razones (VicRoads, 2011).

Con respecto a la duración de los monitoreos, la Road and Traffic Authority of New South Wales Australia indica que el monitoreo se debe realizar para proporcionar un mínimo de siete días consecutivos de datos (Campbell et al., 2001).

La Autoridad Nacional de Carreteras de Irlanda considera que el medio óptimo de cumplir estos objetivos es realizar mediciones tanto de 24 horas como de corta duración pero en mayor cantidad en los receptores seleccionados (National Road Authority of Ireland, 2014).

Según Curcuruto et al. (2013), las mediciones de ruido se pueden realizar con un método de muestreo, como mediciones a corto plazo y/o mediciones a largo plazo en puntos significativos, posiblemente correlacionados entre sí, y se pueden realizar con instrumentación de monitoreo móvil y/o en puntos fijos.

8.4 Elección de puntos de monitoreo

Según Curcuruto et al. (2013), se seleccionará realizar monitoreos de áreas amplias o localizadas, según el objetivo que se requiera cumplir por el monitoreo operacional.

El objetivo buscado al monitorear áreas amplias sería: la verificación de los valores objetivo, posiblemente proporcionados por los requisitos del EsIA, la evaluación de la predicción que se realizará en el EsIA.

El objetivo de monitorear de forma localizada será: analizar la influencia de otras fuentes de ruido, para identificar mejor la contribución emisora de la fuente de interés; gestión de quejas y reclamos; verificar la efectividad de la mitigación diseñada, incluidas las intervenciones directas en los receptores; y verificación del cumplimiento de las predicciones del EsIA.

Por lo general, las ubicaciones seleccionadas para verificar el cumplimiento de los valores objetivo serán coincidentes con las que se hayan realizado mediciones de los niveles de ruido para la obtención

de la línea de base. De esa manera, se pueden hacer comparaciones directas del entorno acústico en la situación del antes y el después del inicio de la operativa del proyecto (VicRoads, 2011).

Algo similar propone la NZ Transport Agency (2013), indicando adicionalmente que el monitoreo se llevará a cabo en sitios que cumplan con los siguientes requisitos:

- No más del 40 % de los sitios tenían niveles de ruido superiores a 50 dB como $L_{Aeq,24h}$ antes de la construcción.
- Al menos el 40 % de los sitios tenían niveles de ruido iguales o inferiores a 50 dB como $L_{Aeq,24h}$ antes de la construcción, recibirán un aumento significativo en el nivel de ruido debido a la operación de la ruta y dependerán de barreras.

Según el Illinois Department of Transport (2017), las mediciones deben tomarse en receptores representativos, como viviendas, escuelas, iglesias, bibliotecas, etc. ubicados dentro del área de influencia del proyecto. Por lo general, dependiendo del proyecto y sus características, se deberán monitorear del 25 al 50 % de los receptores representativos del proyecto, para obtener suficientes datos que permitan la validación de las predicciones realizadas en el estudio. Si un área de proyecto tiene un desarrollo muy denso que resulta en muchos ambientes acústicos dentro de una misma área geográfica, se podrá monitorear menos del 25 % de los receptores representativos. El monitoreo de ruido no debería realizarse en lugares adyacentes a la calzada que no sean representativos de ningún receptor.

Las mediciones de ruido deben ser realizadas en puntos que no se encuentren cercanos a los contadores de tránsito ubicados en la carretera, para minimizar la influencia del ruido generado por las llantas al circular por sobre el cable del contador (Department of Planning, Transport and Infrastructure, 2016a).

El técnico que realiza el monitoreo puede seleccionar realizarlo en una ubicación secundaria, en una zona tal que tenga niveles de ruido similares a los del receptor representativo que se está monitoreando. Este procedimiento permitirá realizar las actividades de monitoreo fuera de la propiedad privada, con resultados de nivel de ruido similares. Las ubicaciones de monitoreo secundario deben ubicarse a la misma distancia de la fuente de ruido que el receptor representativo y lo más cerca posible al receptor (Illinois Department of Transport, 2017).

8.5 Registro de flujo de tránsito y velocidad

Principalmente debo realizar este registro cuando realice mediciones de corta duración, por ejemplo cuando las realizó con el objetivo de evaluar la precisión de las predicciones realizadas.

Según Nordtest (2002), se debe registrar el L_{Aeq} durante un tiempo tal que un número suficiente de vehículos pasen por la posición del micrófono con el fin de promediar la variación de cada vehículo. Se registrará el límite de velocidad y se estimará la velocidad media del vehículo.

El monitoreo de tráfico, según Campbell et al. (2001), debe realizarse clasificando por tipo (liviano y pesado) simultáneamente con el monitoreo de ruido, para identificar flujos y porcentajes que componen el tráfico. Según el Illinois Department of Transport (2017), los conteos incluirán el número de automóviles, camiones medianos y camiones pesados. La velocidad media del tráfico debe medirse mediante radar o realizando medidas con cronómetro.

La ISO 1996-2:2007 establece que, al medir L_{Aeq} , se contará el número de pasajes de vehículos durante el intervalo de tiempo de medición. Se discriminará el conteo entre al menos dos categorías de vehículos, "pesados" y "ligeros". Para determinar si las condiciones del tránsito son representativas, se medirá la velocidad media del tránsito y se anotará el tipo de superficie de la carretera. También indica que el L_{Amax} debe determinarse en función del nivel de presión acústica medido durante al menos 30 pasajes de vehículos de la categoría considerada.

Curcuruto et al. (2013) presentan varias soluciones posibles para el registro y la clasificación del tránsito: el más sencillo es el contador manual de vehículos (seguimiento de muestras asistido por operador); sistemas con gestión centralizada para censo vehicular con sensores electromagnéticos (bobinas), eventualmente asociados a sensores piezoeléctricos para pesaje dinámico; los más avanzados sistemas portátiles de video o detectores de radar adecuados para detecciones tanto temporales como permanentes, instalados en estructuras situadas sobre la carretera.

8.6 Parámetros a registrar

En los puntos donde se realicen mediciones de larga duración, se deberán reportar los niveles horarios L_{A10} , L_{Aeq} , L_{Amax} , L_{A90} . Los parámetros a medir podrán variar en función de lo solicitado por la autorización ambiental y los análisis de molestia que se desee realizar, si fuera el caso.

También se determinarán los valores de:

El $L_{A10, \text{día}}$ (16 horas día promedio aritmético) de 6:00 a 22:00 en dB.

El $L_{A10, \text{noche}}$ (8 horas día promedio aritmético) de 6:00 hasta las 22:00 en dB.

El $L_{Aeq, \text{día}}$ (16 horas promedio logarítmico) de 22:00 a 6:00 en dB

El $L_{Aeq, \text{noche}}$ (8 horas promedio logarítmico), de 22:00 a 6:00 en dB

8.7 Mediciones en interiores

Según Nordtest (2002), los micrófonos se colocarán al menos a 0,5 m de las paredes, techo o piso, y al menos a 1 m de elementos de transmisión de sonido significativos, como ventanas o aberturas de entrada de aire. Si se realiza más de una medida, los micrófonos se distribuirán uniformemente dentro del espacio permitido en toda la sala. La distancia entre posiciones de micrófono vecinas debe ser de al menos 0,7 m.

Si las mediciones se llevan a cabo durante diferentes intervalos de tiempo de medición con diferentes condiciones de tránsito, la ISO 1996-2:2007 indica que los niveles de ruido L_{Aeq} deben convertirse a las mismas condiciones de tránsito de referencia. Asimismo, establece que, si la sala de medición está normalmente amueblada o tiene tratamiento acústico en el techo, no se debe realizar correcciones de los valores medidos. Si la habitación está vacía y sin tratamiento acústico, se debe restar 3 dB de los valores medidos.

En caso de realizar medidas en el exterior para estimar el nivel interior de una edificación, la medición se deberá realizar a una altura por encima del marco inferior de la ventana correspondiente, preferentemente a dos tercios de la altura de las ventanas (Nordtest, 2002).

8.8 Acciones a tomar en caso de que los monitoreos post-construcción presenten resultados adversos

Se debe realizar una comparación entre el nivel de ruido previsto en el receptor considerado, con las medidas de mitigación ejecutadas, con las mediciones realizadas con la ruta inaugurada, para evaluar la eficacia de la predicción. En caso que fueran necesario, se deberán incorporar medidas de mitigación adicionales, si los niveles de ruido no pueden cumplir con los niveles de referencia establecidos en a la autorización ambiental otorgada al proyecto.

Según Campbell et al. (2001), si el monitoreo posterior a la construcción indica que los niveles de ruido exceden el nivel de ruido de diseño para el año 1 del proyecto, se requiere de realizar la siguiente acción:

- Si los niveles de ruido L_{Aeq} medidos exceden el nivel predicho en hasta 2 dB (A), los datos de ruido deben ser examinados, la metodología de predicción y las razones del excedente marginal deben identificarse y notificarse.
- Si los niveles de ruido L_{Aeq} medidos exceden el nivel de presión sonora predicho en más de 2 dB (A), se debe revisar la idoneidad de la(s) medida(s) de mitigación del ruido implementadas y, si se identifican problemas, se deben tomar medidas para rectificar la situación. Es posible que se requieran medidas de mitigación adicionales para lograr el nivel de ruido de diseño, cuando sea factible y razonable.

8.9 Consideración de incertidumbres en el valor obtenido

De acuerdo con Peters (2020), las dos fuentes más claras de generación de variabilidad en las mediciones son la variabilidad en la cantidad que se mide y la variabilidad en los procedimientos de medición, pero otras fuentes son las asociadas con la propagación del sonido entre la fuente y el receptor y las asociadas con el receptor y el ambiente, incluido el efecto de los cambios en las condiciones climáticas.

Con respecto a la emisión, el documento indica que los factores más influyentes en la variabilidad están relacionados con el flujo de vehículos, la velocidad promedio y la condición de la ruta. Todas estas características afectan los niveles de ruido y variarán a lo largo de la ruta. Las incertidumbres que surgen durante las mediciones involucran a los sonómetros. A menudo, si el sonómetro es de Clase 1, se calibra correctamente y se utiliza de acuerdo con las instrucciones del fabricante, la incertidumbre que surja del sonómetro será pequeña en comparación con otras fuentes de incertidumbre, particularmente aquellas asociadas con la fuente de sonido. Sin embargo, habrá casos en los que las incertidumbres asociadas con el sonómetro hagan una contribución significativa al nivel general de incertidumbre y deberán incluirse. Además de la incertidumbre que surge del instrumento en sí, existen incertidumbres que surgen de la forma en que se utiliza. Estos podrían incluir la influencia de superficies que reflejan el sonido, como el cuerpo del observador cerca del micrófono; cambios en la posición, altura y orientación del micrófono; el efecto del viento sobre el micrófono; selección de la posición de medición y la estrategia de

muestreo de la medición, lo que implicaría dónde, cuándo, durante cuánto tiempo y con qué frecuencia se miden los niveles de sonido (Peters, 2020).

Los principales factores que afectan la propagación del sonido entre la fuente y el receptor son la distancia; condiciones del suelo -si refleja o absorbe el sonido-; refracción del sonido debido al viento y los gradientes de temperatura; obstaculización del sonido debido a barreras artificiales o naturales; absorción y dispersión de aire; y la presencia de superficies que reflejan y dispersan el sonido, particularmente aquellas cercanas a la fuente o al receptor. La variabilidad en cualquiera de estos factores conduce a diferencias en los niveles de sonido medidos en el receptor y, por lo tanto, a mayor incertidumbre en el resultado medido (Peters, 2020).

La mejor estimación de una cantidad medida generalmente se toma como el promedio o la media aritmética de los resultados de las mediciones repetidas, y cuantas más veces se repita la medición, mejor será la estimación.

La estimación de incertidumbres debido a las condiciones de operación de la carretera se podrá resumir en la siguiente expresión:

$$L_{Aeq,verdadero} = L_{Aeq,medido} + u(L_{Aeq,medido})$$

Siendo $u(L_{Aeq,medido})$, la combinación de todas las incertidumbres asociadas con el L_{Aeq} medido.

La incertidumbre de la medición es la combinación de incertidumbres asociada con una probabilidad de cobertura elegida. Generalmente se elige un intervalo de confianza del 95 %, el cual se obtiene por medio del valor medido más/menos dos veces la desviación estándar (Cvetković et al., 2011). Esto significa que el nivel $L_{Aeq,verdadero}$ durante las condiciones específicas de medición se podría establecer como:

$$L_{Aeq,verdadero} = L_{Aeq,medido} \pm 2u$$

Donde

$$u^2 = u_{medición}^2 + u_{fuen}^2 + u_{met}^2 + u_{loc}^2 + u_{residual}^2$$

Siendo $u_{medición}$, incertidumbres generadas en la cadena de medición, u_{fuente} incertidumbres por las condiciones de la ruta y el tráfico, u_{met} incertidumbres por las condiciones meteorológicas y del suelo, u_{loc} es la incertidumbre por la localización del receptor y $u_{residual}$ es la incertidumbre por el ruido residual.

Según ISO 1996-2:2007 las incertidumbres de las medidas para L_{Aeq} son las que se presentan en la Tabla 20.

Tabla 20 Resumen de las incertidumbres de las mediciones para L_{Aeq}

Incertidumbre estándar				Combinación de la incertidumbre estándar	Incertidumbre de medición ampliada
Debido al instrumento 1 dB	Debido a las condiciones de operación X dB	Debido al clima y las condiciones del suelo Y dB	Debido a sonido residual Z dB	$\sqrt{1^2 + X^2 + Y^2 + Z^2}$ dB	± 2 dB

Se puede observar que las expresiones son similares.

Por cadena de medición

El $u_{medición}^2$ se estima en 1 dB ISO 1996-2:2007 (Tabla 20).

Por condición de la ruta y el tráfico

El u_{fuente} para el caso de mediciones del tránsito carretero se podrá estimar con la siguiente expresión (Cvetković et al., 2011):

$$u_{fuente} \cong \frac{C}{\sqrt{n}}$$

Siendo n el número de pasajes de vehículo considerado; se tomará $C=10$ para tráfico mezclado, $C=5$ para vehículos pesados únicamente y $C=2,5$ para vehículos de pasajeros.

La corrección para ruido de tránsito según ISO 1996-2:2007 es:

$$X = \frac{10}{\sqrt{n}}$$

Siendo n la cantidad de pasaje de vehículos total.

Clima y condiciones del suelo

Para la obtención de la desviación estándar asociada a la medición esperada como consecuencia de la variación climática en la propagación, tanto sobre terrenos porosos como pastizales, la ISO 1996-2:2007 hace una distinción entre las situaciones llamadas "altas" y "bajas", dependiendo de la altura de la fuente. Las situaciones son "altas" cuando tanto la fuente como el micrófono están 1,5 m o más por encima del suelo, y cuando la fuente esté a menos de 1,5 m del suelo, y el micrófono está a una altura de 4 m o más. Cuando la fuente

está a menos de 1,5 m del suelo y la altura del micrófono sea de 1,5 m o menos, la situación es "baja". En situaciones "bajas", los requisitos sobre las condiciones meteorológicas durante la medición son más estrictos que en situaciones "altas".

En situaciones "altas" la desviación estándar tendrá un valor de 1,5 dB (A) si la distancia ente la fuente y el micrófono es menor a 50 m. Si la distancia se encuentra entre 50 m y 400 m la desviación estándar será de 2 dB (A).

En situaciones "bajas" la desviación estándar tendrá un valor de 1,5 dB (A) si la distancia ente la fuente y el micrófono es menor a 25 m. Si la distancia se encuentra entre 25 m y 400 m la desviación estándar será de 2 dB (A).

Cuando toda la superficie del terreno entre la fuente y el punto de medición es dura, la desviación estándar puede despreciarse siempre que no se forme una sombra acústica, es decir, $u_{met} = 0,5$ dB hasta 25 m en situaciones "bajas" y hasta 50 m en situaciones "altas".

Según Cvetković et al. (2011), si durante las mediciones las condiciones fueron favorables (tal como se encuentra definido por la norma ISO 1996-2:2007 Anexo A), $u_{met} = 2$.

Por posición del receptor

Para los casos más comunes, para ruido de tránsito, los valores por defecto para las desviaciones estándar que se emplean para diferentes posiciones del receptor son, según Cvetković et al. (2011), los que se presentan en la Tabla 21 a continuación.

Tabla 21 Valores por defecto para las incertidumbres para diferentes posiciones del receptor

Ubicación del punto de medición	U_{loc}
<i>Desde todos los ángulos</i>	
Micrófono en campo libre	0,5
Micrófono directo en la superficie	0,4
Micrófono cerca de la superficie reflectante	0,4
<i>Zona predominantemente con pasto rasante</i>	
Micrófono directamente en la superficie	2,0
Micrófono cerca de la superficie reflectante	1,0

Ruido residual

La incertidumbre debida al sonido residual depende de los siguientes factores primarios:

- el parámetro medido
- la diferencia entre los valores totales medidos y el sonido residual
- la incertidumbre de las evaluaciones de los valores totales y el sonido residual.

Según Cvetković et al. (2011), la incertidumbre debida al sonido residual varía según la diferencia entre los valores totales medidos y el sonido residual (incluido el ruido autogenerado en la instrumentación). Si el nivel de ruido residual influye en menos de 10 dB (A) en la medición del nivel de sonido específico, tradicionalmente se ha aceptado que la influencia es insignificante.

9 Líneas de trabajo futuro

En principio, los estudios de impacto por ruido de proyectos carreteros en nuestro país en general, siempre estudian la afectación de todos los receptores sensibles cercanos a la carretera; si los receptores son muchos, se tienden a agrupar. Para el relevamiento de la línea de base, en general se mide en todos los receptores identificados como afectados y cuando son muchos, se agrupan o se realiza un relevamiento por tramos para caracterizar los diferentes ambientes acústicos. En general, se toman medidas únicas por localización de 30 minutos en el día y la noche, lo que parecería escaso para tener una caracterización confiable del ambiente acústico relevado. Para la obtención del valor de inmisión sonora en los receptores, se emplean modelos predictivos, en su mayoría casi en exclusividad se emplea el modelo NMBP (francés) en su versión de 1996, pese a que existe una versión más actual del 2008. En el país no hay una guía o manual que contribuya con pautas de cómo deberían realizarse los estudios de impacto acústico en carreteras, por lo que a priori queda a elección del técnico ambiental del proyecto la selección de cuestiones tales como: la forma de relevar la línea de base; qué modelo predictivo emplear, y los criterios a emplear para realizar el estudio de afectación.

Tener dicha guía o manual facilitaría al técnico ambiental que realizará el estudio de ruido al estandarizar el procedimiento, asegurando que el estudio que realice será de recibo por DINACEA, sin la necesidad de continuar el proceso con solicitudes de información complementaria. También facilitaría la actuación del técnico evaluador al eliminar la incertidumbre de que el procedimiento realizado es adecuado para analizar la afectación, proceso que puede insumir un tiempo considerable, el cual, sumado a lo anterior, dilatan la autorización ambiental requerida por el proyecto.

Sin lugar a dudas, el principal desafío para la redacción de dicho manual será el establecimiento de medidas de mitigación factibles y razonables de ejecutar, que mantengan un correcto equilibrio entre la solución aportada y la afectación sufrida, ya que la mitigación del ruido por el tránsito rodado es un desafío de mucha complejidad, donde en la mayoría de las ocasiones, lo más razonable es la ejecución de una combinación de medidas de mitigación.

Tener una línea de base confiable es un insumo esencial en el estudio de afectación por ruido en un proyecto carretero, debido a que los criterios de evaluación a emplear, si la línea de base se encuentra cercana o por encima del valor máximo que le correspondería a un receptor, van a ser modificados. En ese caso, el criterio de evaluación que se vaya a emplear, probablemente, aumente el valor máximo de nivel de presión sonora que le correspondería a dicho receptor en la

evaluación. Por lo que, tener una línea de base sobrestimada, provocaría que una vez inaugurada la ruta se tenga una afectación al nivel de presión sonora que no sea la evaluada en el estudio realizado, lo que pudiera generar molestias en la comunidad, provocando incluso que se tengan que tomar acciones que no fueron proyectadas, con las complicaciones y afectaciones adicionales que esto pudiera generar. Por otro lado, subestimar el nivel de la línea de base podría atribuirle al proyecto una afectación de una magnitud mayor la que tendría, provocando que el técnico evaluador, en base a resultados erróneos, proyecte medidas de mitigación innecesarias, con los costos y otras afectaciones que esto pudiera provocar.

Por lo tanto, para que la línea de base sea confiable, para ciertos proyectos, con receptores cercanos, donde amerita tener un estudio de ruido con resultados basados en datos con el menor nivel de incertidumbre posible, se debería realizar mediciones de la línea de base de largo plazo, tal lo recomiendan todos los documentos presentados en este trabajo.

Otro insumo fundamental para la toma de decisiones en el estudio de afectación por ruido, es tener predicciones confiables de la inmisión sonora que provocaría el proyecto en los receptores. Por lo cual, sería conveniente realizar alguna validación del modelo predictivo a emplear para poder calibrarlo, o al menos tener una cuantificar del error que pudiera tener, para que el técnico que realice el estudio lo tenga en consideración en el análisis.

Por último, hoy existen, por ejemplo, estudios de modelos predictivos de tránsito urbano para la ciudad de Montevideo, los cuales no son aplicables a las carreteras, principalmente por la diferencia en la emisión de ruido del tránsito rodado circulando a alta velocidad. Por lo que, a futuro sería conveniente lograr por medio de estudios, un modelo predictivo nacional, o calibrar modelos existentes más complejos para el uso en nuestro país, de manera de asegurar que se adecue a las condiciones de nuestro país, por ejemplo: los tipos de pavimentos, los tipos de vehículos, las velocidades de circulación, las composiciones del tránsito, entre otros.

Bibliografía

- Abbott, P. G., & Nelson, P. M. (2002). *Converting the UK traffic noise index LA10,18h to EU noise indices for noise mapping*. 39.
- Álvarez, J. P., & Suárez, E. (2011). Estudio comparativo para modelos predictivos del ruido de tráfico rodado, a través de mediciones in situ en un sector de la ciudad de Osorno. *Síntesis Tecnológica*, 4(2), 17-24.
- American National Standard. (1994). ANSI S12.18-1994 *Procedure for Outdoor Measurement of Sound Pressure Level*.
- Barti, R. (2015). *Uso del contraste acústico para evaluar la molestia percibida por el ruido*.
- Bies, D. A., Hansen, C. H., & Howard, C. Q. (2018). *Engineering noise control* (Fifth edition). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Blanco, J. C., & Flindell, I. (2011). Property prices in urban areas affected by road traffic noise. *Applied Acoustics*, 72(4), 133-141.
- Boletín Oficial del Estado España. (2007). *Real Decreto 1367/2007, de 19 de octubre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a zonificación acústica, objetivos de calidad y emisiones acústicas*. 33.
- Bronzaft, A. (2000). *Combating a ubiquitous and hazardous pollutant*.
- Buret, M., & McIntosh, J. (2016). *Measuring the environmental performance of Melbourne's road network*. 10.
- Burgess, M. A. (1977). *Noise prediction for urban traffic conditions-related to measurements in the Sydney metropolitan area*. 7.
- Campbell, J. A., Isles, S., Roads and Traffic Authority of NSW, & Environment and Community Policy Branch. (2001). *Environmental noise management manual*. Roads and Traffic Authority of New South Wales, Environment and Community Policy Branch.
- Centre for Urban Design, NSW Government. (2020). *Beyond the Pavement 2020*. 228.

- Curcuruto, S., Curcio, S., Bassanino, M., Maggi, P., Mussin, M., & Fogola, J. (2013). *Guideline for monitoring noise from road infrastructures*. 9.
- Cvetković, D., Praščević, M., & Mihajlov, D. (2011). *Estimation of uncertainty in environmental noise measurement*. 6, 6.
- Danish Road Institute. (2004). *Traffic management and noise reducing pavements*.
- de Lisle, S. (2016). Comparison of Road Traffic Noise Prediction Models: CoRTN, TNM, NMPB, ASJ RTN. *Acoustics Australia*, 44(3), 409-413.
- DELTA. (2006a). *Nord2000. Validation of the Propagation Model*.
- DELTA. (2006b). *User's Guide Nord2000 Road*.
- Department for Environment UK. (2014). *Environmental Noise: Valuing impacts on: Sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet*. 61.
- Department for Transport UK. (2013a). *HS2 London West Midlands Environmental Statement (Vol. 5)*.
- Department of Environment and Science Queensland Government. (2020). *Noise Measurement Manual*. 33.
- Department of Housing, Planning and Local Government of Ireland. (2018). *Guidelines for Planning Authorities and An Board Peanála on Carrying out Environmental Impact Assessment*.
- Department of Planning, Transport and Infrastructure, Government of South Australia. (2016a). *Road Traffic Noise Guidelines*.
- Department of Planning Transport and Infrastructure, Government of South Australia. (2016b). *Noise mitigation manual*.
- Department of Transport, UK. (1988). *Calculation of Road Traffic Noise*.
- Department of Transportation State of Florida. (2002). *Project Traffic Forecasting Handbook*. 158.
- División de Evaluación de Impacto Ambiental de DINAMA. (2009). *Guía para la solicitud de Autorización Ambiental Previa*.

- Dixon, M. (2004). *The effects of errors in annual average daily traffic forecasting*: 66.
- Don, C. G., & Rees, I. G. (1985). Road traffic sound level distributions. *Journal of Sound and Vibration*, 100(1), 41-53.
- Dutilleux, G., Defrance, J., Ecotière, D., Gauvreau, B., Bérengier, M., Besnard, F., & Duc, E. L. (2010). NMPB-Routes-2008: The Revision of the French Method for Road Traffic Noise Prediction. *Acta Acustica United with Acustica*, 96(3), 452-462.
- Ecotiere, D., Foy, C., & Dutilleux, G. (2012). *Comparison of engineering models of outdoor sound propagation: NMPB2008 and Harmonoise-Imagine*. 7.
- Environmental Protection Agency of Ireland. (2017). *Guidelines on the Information to be Contained in Environmental Impact Assessment Reports*.
- Federal Highway Administration, USA. (2011). *Highway traffic noise analysis and abatement guidance*.
- Federal Highway Administration, USA. (2007). *The little book of quieter pavements*.
- Federal Highway Administration. (2018). *Traffic data Computation method Pocket Guide*.
- Federal Transit Administration, USA. (2018). *Transit Noise and Vibration Impact Assessment Manual*. 258.
- Fidell, S., Barber, D. S., & Schultz, T. J. (1991). Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. *J. Acoust. Soc. Am.*, 89(1), 13.
- Fitzell, R. (2019). *Expected ambient noise levels in different land-use areas*.
- Garg, N., & Maji, S. (2014). A critical review of principal traffic noise models: Strategies and implications. *Environmental Impact Assessment Review*, 46, 68-81.
- George, A. R. (1990). *Automobile Aerodynamic Noise*.
- Gilani, T. A., & Mir, M. S. (2021). A study on the assessment of traffic noise induced annoyance and awareness levels about the

potential health effects among residents living around a noise-sensitive area. *Environmental Science and Pollution Research*.

Goines, L., & Hagler, L. (2007). Noise Pollution: A Modern Plague: *Southern Medical Journal*, 100(3), 287-294.

González, A. E. (2000). *Contaminación sonora en ambiente urbano: Optimización del tiempo de muestreo en Montevideo y desarrollo de un modelo predictivo en un entorno atípico*.

González, A. E. (2005). *Evaluación de impacto acústico*: 12.

González, A. E. (2013). *Protocolo de medición de niveles de presión sonora en inmisión*.

González, A. E. (2017a). *Acústica Ambiental Cuaderno 2, Instrumentos de medición*.

González, A. E. (2017b). *Acústica Ambiental Cuaderno 3, Normativa Departamental vigente en Uruguay*.

González, A. E. (2017c). *Acústica Ambiental Cuaderno 4, Efectos del Ruido sobre la Salud Humana*.

González, A. E. (2017d). *Acústica Ambiental Cuaderno 7, Acústica Ambiental*. 82.

Griffiths, I. D. (1968). *Subjective response to road traffic noise!* 17.

Guski, R., Schreckenberg, D., & Schuemer, R. (2017). *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance*.

Hahad, O., Kröller-Schön, S., Daiber, A., & Münzel, T. (2019). The Cardiovascular Effects of Noise. *Deutsches Aerzteblatt Online*.

Hammer, E., & Bühlmann, E. (2017). *A guideline for sustainable low noise pavements*. 9.

Hankard, M., Cerjan, J., & Leasure, J. (2005). *Evaluation of the FHWA Traffic Noise Model (TNM) for highway traffic noise prediction in the State of Colorado*. 129.

Highways England, Transport Scotland, Welsh Government Ilywodraeth Cymru, & Department for Infrastructure. (2020). *Design Manual for Road and Bridges (noise and vibration)*.

- Hooghwerff, J., Bobbink, B., & Wijnant, Y. (2014). *Diffraactor, geluidafbuiger, geluidgoot: Wat is het en ... is het wat?* 9.
- Institute of Environmental Management and Assessment, T. I. of E. M. & A. (2014). *Guidelines for environmental noise impact assessment*.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. 2003. 1996-1 Description, measurement and assessment of environmental noise–part 1: Basic quantities and assessment procedures.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. 2007. 1996-2 Description, measurement and assessment of environmental noise–part 2: Determination of environmental noise levels.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. 1996. 9613-2 Attenuation of sound during propagation outdoors–part 2: general method of calculation. 1996.
- Illinois Department of Transport, USA. (2017). *Highway Traffic Noise Assessment Manual*.
- Instituto Argentino de Normalización y Certificación. (2016). IRAM 4062 *Norma Argentina de Ruidos Molestos al vecindario*.
- Jaramillo, A., González, A. E., Betancur, C., & Correa, M. (2008). *Estudio comparativo entre las mediciones de ruido ambiental urbano a 1,5 m y 4 m de altura sobre el nivel del piso en la ciudad de Medellín, Antioquia - Colombia*. 10.
- JICA, A. de C. I. del J. (2010). *The Kantipur, Meghna, gummi 2nd bridges construction and existing bridges rehabilitation project*.
- Jónsson, G. B., & Jacobsen, F. (2008). A Comparison of Two Engineering Models for Outdoor Sound Propagation: Harmonoise and Nord2000. *Acta Acustica United with Acustica*, 94(2), 282-289.
- Kathmenn, T., & Cannon, R. (1999). *Speed limits as noise reducing measure in Germany*.
- Kotzen, B., & English, C. A. (2009a). *Environmental noise barriers: A guide to their acoustic and visual design* (2nd ed).

- Koussa, F., Defrance, J., Jean, P., & Blanc-Benon, P. (2013). Acoustic performance of gabions noise barriers: Numerical and experimental approaches. *Applied Acoustics*, 74(1), 189-197.
- Kuehnel, N., & Moeckel, R. (2020). Impact of simulation-based traffic noise on rent prices. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 78, 102191.
- Kurze, U. J., & Anderson, G. S. (1971). Sound attenuation by barriers. *Applied Acoustics*, 4(1), 35-53.
- Lamure, C. (1986). *Road Traffic Noise: Generation Propagation and Control*.
- Licitra, G. (2013). *Noise Mapping in the EU*. 422.
- López, G. A. P., & Souza, L. C. L. de. (2020). Comparison of mathematical methods and measurements of traffic noise indices in pedestrian routes. *Ambiente Construído*, 20(1), 351-364.
- Maekawa, Z. (1968). Noise reduction by screens. *Applied Acoustics*, 1(3), 157-173.
- Maris, E., Stallen, P. J., Vermunt, R., & Steensma, H. (2007). Noise within the social context: Annoyance reduction through fair procedures. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 121(4), 2000-2010.
- Martín, M. A., Tarrero, A., González, J., & Machimbarrena, M. (2006). Exposure-effect relationships between road traffic noise annoyance and noise cost valuations in Valladolid, Spain. *Applied Acoustics*, 67(10), 945-958.
- Miedema, H. M. E., Passchier-Vermeer, W., & Vos, H. (2002). *Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance*. 64.
- Miedema, H. M. E., & Vos, H. (1998). Exposure-response relationships for transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 104(6), 3432-3445.
- Mikhailenko, P., Piao, Z., Kakar, M. R., Bueno, M., Athari, S., Pieren, R., Heutschi, K., & Poulikakos, L. (2020). Low-Noise pavement technologies and evaluation techniques: A literature review. *International Journal of Pavement Engineering*, 1-24.

- Ministerio del Ambiente de Japón. (2012). *Current Framework of vehicle regulation in Japan*.
- Miyara, F. (2000). *Paradigmas para la investigación de las molestias por ruido*.
- Münzel, T., Kröller-Schön, S., Oelze, M., Gori, T., Schmidt, F. P., Steven, S., Hahad, O., Rösli, M., Wunderli, J.-M., Daiber, A., & Sørensen, M. (2020). Adverse Cardiovascular Effects of Traffic Noise with a Focus on Nighttime Noise and the New WHO Noise Guidelines. *Annual Review of Public Health*, 41(1), 309-328.
- Murphy, E. (2014). *Chapter 5—Transportation Noise*. 49.
- National Environment Agency Singapore. (2016). *Technical guideline for land traffic noise impact assessment*.
- National Road Authority of Ireland. (2014). *Good Practice Guidance for the Treatment of Noise during the Planning of National Road Schemes*.
- New South Wales & Environment Protection Authority. (1999). *Environmental criteria for road traffic noise*. Environment Protection Authority.
- Nilsson, M. E., & Andéhn, M. (2008). Evaluating roadside noise barriers using an annoyance-reduction criterion). *J. Acoust. Soc. Am.*, 124(6), 7.
- Nilsson, M. E., Bengtsson, J., & Klæboe, R. (2015). *Environmental Methods for Transport Noise Reduction*.
- Nordtest. (2002). *Road traffic: measurement of noise immission – survey method*. 9.
- NZ Transport Agency. (2013). *Noise Monitoring Plan*.
- NZ Transport Agency. (2014). *Guide to State Highway road surface*.
- NZ Transport Agency. (2015a). *Guide to the management of effects on noise sensitive land use near to the state highway network*.
- NZ Transport Agency. (2015b). *State highway guide to acoustic treatment of buildings*.

- NZ Transport Agency. (2016). *Guide to assessing road-traffic noise using NZS 6806 for state highway asset improvement projects.*
- Observatorio de Salud y Medio Ambiente de Andalucía. (s. f.). *Ruido y Salud.*
- Organization for Economic Cooperation Development. (1990). *Environmental policies for cities in the 1990s.*
- Ozdenerol, E., Huang, Y., Javadnejad, F., & Antipova, A. (2015). The Impact of Traffic Noise on Housing Values. *Journal of Real Estate Practice and Education*, 18(1), 35-54.
- Pardo Quiles, D., Rodríguez, J. V., García Pardo, J. M. M., & Llácer, L. J. (2020). *Traffic Noise Mitigation Using Single and Double Barrier Caps of Different Shapes for an Extended Frequency Range.*
- Peters, B. (Ed.). (2020). *Uncertainty in acoustics: Measurement, prediction and assessment* (First edition). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Petrovici, A., Tomozei, C., Nedeff, F., Irimia, O., & Panainte-Lehadus, M. (2016). *Review on the road traffic noise assessment.* 22(1), 9.
- Pignier, N. (2015). *The impact of traffic noise on economy and environmental: A short literature study.*
- Pirinchieva, R. K. (1991). The influence of barrier size on its sound diffraction. *Journal of Sound and Vibration*, 148(2), 183-192.
- Quartieri, J., Mastorakis, N. E., Iannone, G., Guarnaccia, C., D'Ambrosio, S., Troisi, A., & Lenza, T. (2009). *A Review of Traffic Noise Predictive Models.* 10.
- Redwood, D., & Muller, O. (2020). *Operational and Construction Noise and Vibration Assessment, Denmark Link Road Project.* 126.
- Roads and Maritime Services, NSW Australia. (2011). *Noise Mitigation Guidelines.* 34.
- Roads and Maritime Services, NSW Australia. (2015). *Noise Criteria Guidelines.* 34.

- Robinson, D. W. (1971). *Towards a unified system of noise assessment*. 20.
- Rochat, J., & Read, D. R. (2009). Noise benefits of asphalt pavements—Trends at ages up to 52 months. *Noise Control Engineering Journal*, 57(2), 104.
- Rochat, J., & Reiter, D. (2016). *Highway Traffic Noise*.
- Rudas, A. C. (2017). *Evaluation of uncertainty in deterministic models*. 24(3), 8.
- Saber, S., Lweis, F., Ahmad, F. A. H., Romol, N., Tawan, H. A., Monir, A., & Umran, M. (2014). On the comparison of traffic noise in different countries. *International Journal of Advanced and Applied Sciences*, 10.
- Sakamoto, S. (2020). Road traffic noise prediction model "ASJ RTN-Model 2018": Report of the Research Committee on Road Traffic Noise. *Acoustical Science and Technology*, 41(3), 529-589.
- Salas, M. Z., & Donoso, M. G. (2006). *Evaluación de Impacto Ambiental Acústico en Carreteras: Un Estudio para Crear una Metodología Específica*. 4.
- Sandberg, U. (2001). *Tyre/road noise – Myths and realities*. 24.
- Santos, A. (2012). *Metodología de proyección de demanda de transporte*.
- Schultz, T. J. (1978). *Synthesis of social surveys on noise annoyance*. 29.
- Singh, M., & Rafat, Y. (Eds.). (2021). *Recent Developments in Acoustics: Select Proceedings of the 46th National Symposium on Acoustics*. Springer Singapore.
- Šliupas, T. (2006). Annual average daily traffic forecasting using different techniques. *Transport*, 21(1), 38-43.
- Solana, D. R., Castiñeira-Ibáñez, S., & Sánchez-Pérez, J. V. (2019). *Utilización del método de los elementos finitos para el diseño teórico de una pantalla acústica basada en cristales de sonido*. 47.

- Sonaviya, D., & Tandel, B. (2016). *A Quick Review On Noise propagation models and software*.
- Steele, C. (2000). A critical review of some traffic noise prediction models. *Applied Acoustics*, 17.
- Tachibana, H. (2000). *Road traffic noise prediction model «ASJ model 1998» proposed by the Acoustical Society of Japan - part 1: its structure and the flow of calculation*. 6.
- The Centre for Urban Design, Transport for NSW, Australia. (2021). *Noise wall design guideline*. 52.
- The Danish Road Directorate. (2010). *Introduction Noise From Road Traffic*.
- The Highways Agency, Transport Scotland, Welsh Government Ilywodraeth Cymru, & The Department for Regional Development Northern Ireland. (2011). *Design Manual for Roads and Bridges, Volumen 11, Sector 3 (Vol. 11)*.
- Tiesler, C. M. T., Birk, M., Thiering, E., Kohlböck, G., Koletzko, S., Bauer, C.-P., Berdel, D., von Berg, A., Babisch, W., & Heinrich, J. (2013). Exposure to road traffic noise and children's behavioural problems and sleep disturbance: Results from the GINIplus and LISIplus studies. *Environmental Research*, 123, 1-8
- Toriya, A. J., Ruiz, D. P., Herrera, O., & Serrano, S. (2006). *Estudio de la relación entre el laeq y los niveles percentiles para la descripción del ruido ambiental*. 6.
- Toriya, A. J., Ruiz, D. P., & Ramos, Á. (2006). *Modelo lineal multivariante de predicción de descriptores de ruido en la ciudad de granada. uso del I50 para la descripción del ruido de tráfico rodado*. 7.
- Transport Canberra and City Service, Australia. (2018). *Roads ACT Noise Management Guidelines*.
- Transport Research Board, USA. (2010). *Highway Capacity Manual*.
- Van Renterghem, T., & Botteldooren, D. (2002). Effect of a Row of Trees Behind Noise Barriers in Wind. *Acta acustica united with acustica*, 88, 11.

- Van Renterghem, T., Botteldooren, D., & Verheyen, K. (2012). Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth. *Journal of Sound and Vibration*, 331(10), 2404-2425.
- VicRoads, V.S.G., Australia. (2011). *Traffic Noise Measurement Requirements for Acoustic Consultants*.
- Virginia Department of Transportation, Australia. (2018). *Highway Traffic Noise Impact Analysis Guidance Manual*. 83.
- Wang, T.-C., Chang, T.-Y., Tyler, R. S., Hwang, B.-F., Chen, Y.-H., Wu, C.-M., Liu, C.-S., Chen, K.-C., Lin, C.-D., & Tsai, M.-H. (2021). Association between exposure to road traffic noise and hearing impairment: A case-control study. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*.
- Watts, G. (2002). *Barrier designs to reduce road traffic noise*. 2, 8.
- Watts, G., Chinn, L., & Godfrey, N. (1999). The effects of vegetation on the perception of traffic noise. *Applied Acoustics*, 18.
- Watts, G., Crombie, D. H., & Hothersall, D. C. (1994). Acoustic Performance of New Designs of Traffic Noise Barriers: Full Scale Tests. *Journal of Sound and Vibration*, 177(3), 289-305.
- WHO Regional Office for Europe. (2018). *Environmental noise guidelines for the European Region*. <http://www.euro.who.int/en/publications/abstracts/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region-2018>
- 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.
- World Health Organization. (s. f.). *Guideline Values*.
- World Road Association. (2019). *Traffic noise – Best practice guide*.
- WU, J. (2006). *Mitigation Measures against road traffic noise*.
- Yamamoto, K. (2015). *Japanese experience to reduce road traffic noise by barriers with noise reducing devices*. 6.
- Yamamoto, K., & Takagi, K. (1992). Expressions of Maekawa's chart for computation. *Applied Acoustics*, 37(1), 75-82.

- Yamauchi, K., Tajika, T., Fukushima, A., & Anai, K. (2019). *Road Traffic Noise Prediction Model "ASJ RTN-Model 2018" Proposed by The Acoustical Society of Japan – Part 5: Study on prediction accuracy.* 7.
- Zhang, A., Zou, T., Guo, D., Wang, Q., Shen, Y., Hu, H., Ye, B., & Xiang, M. (2021). The Immune System Can Hear Noise. *Frontiers in Immunology*, 11.
- Zhisheng, L., Dongmei, L., Sheng, M., Guoqiang, Z., & Jianlong, L. (2007). Noise Impact and Improvement on Indoors Acoustic Comfort for the Building Adjacent to Heavy Traffic Road. *Chinese Journal of Population Resources and Environment*, 5(1), 17-25.