

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**"EVALUACIÓN DEL IMPACTO ACÚSTICO GENERADO POR EL
TRÁFICO VEHICULAR EN LAS VÍAS CIRCUNDANTES AL
CUARTEL GENERAL DEL EJÉRCITO DEL PERÚ"**

Presentado por:

IVÁN HUMBERTO VARGAS ORTIZ

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE

INGENIERO AMBIENTAL

Lima – Perú

2014

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mis padres Fernando y Silvia, quienes siempre me han apoyado incondicionalmente y me han demostrado todo su cariño durante todas las etapas de mi vida. A mi hermana Paola, quien desde el cielo me protege y guía en todos los pasos que sigo dando. A mi novia Rosemary, por ser paciente conmigo y por apoyarme en todas mis decisiones y acciones.

Iván Humberto Vargas Ortiz

AGRADECIMIENTOS

Al Mg. Sc. Luis Yoza Yoza, por el tiempo dedicado en la realización del presente trabajo de investigación.

A la empresa Knight Piésold Consultores S.A., en especial a Roberto Oliveros y Alejandro Delgado, por brindar los recursos necesarios así como el soporte para llevar a cabo el presente estudio.

A la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas de la Municipalidad de San Borja, por su apoyo durante las actividades desarrolladas para la consecución del trabajo de campo de esta investigación.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1 Problema de Investigación	4
1.2 Justificación de la Investigación.....	7
1.3 Objetivos de la Investigación	8
1.3.1 Objetivo General	8
1.3.2 Objetivos Específicos	8
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	9
2.1 Conceptos Básicos sobre el Sonido	9
2.1.1 Percepción del Sonido	9
2.1.2 Curvas de Ponderación Frecuencial	11
2.2 Conceptos Básicos sobre el Ruido.....	12
2.2.1 Tipos de Ruido.....	12
2.3 Parámetros de Ruido Ambiental.....	13
2.3.1 Nivel de Presión Sonora Continuo Equivalente	14
2.3.2 Nivel de Presión Sonora Máximo	14
2.3.3 Nivel de Presión Sonora Mínimo	15
2.3.4 Nivel de Presión Sonora Pico	15
2.3.5 Nivel Percentil	15
2.4 Propagación del Ruido Ambiental.....	15
2.4.1 Tipos de Fuente.....	16
2.4.2 Distancia desde la Fuente	16
2.4.3 Obstáculos	17
2.4.4 Atenuación Atmosférica.....	19
2.4.5 Viento y Temperatura.....	20

2.4.6 Efectos del Terreno	22
2.4.7 Reflexiones	23
2.5 Ruido Ambiental debido al Tráfico Vehicular	23
2.5.1 Fuentes de Ruido en los Vehículos	24
2.5.2 Factores que influyen en el Ruido Ambiental debido al Tráfico Vehicular	25
2.6 Modelos de Ruido debido al Tráfico	26
2.6.1 Revisión de los Modelos de Ruido debido al Tráfico más utilizados	27
2.6.2 Comparación entre los Modelos de Ruido debido al Tráfico	33
2.6.3 Adaptación de los Modelos de Ruido debido al Tráfico	35
2.6.4 Nuevos Modelos de Ruido debido al Tráfico	35
2.7 Efectos del Ruido Ambiental en la Salud y el Bienestar	36
2.7.1 Efectos Fisiológicos	36
2.7.2 Efectos Psicológicos.....	37
2.7.3 Efectos en el Bienestar	38
2.8 Legislación Nacional	38
2.8.1 Decreto Supremo N° 085-2003-PCM	39
2.8.2 Ordenanza Municipal N° 306-2004-MSB	39
2.9 Antecedentes	40
2.9.1 Antecedentes Internacionales	41
2.9.2 Antecedentes Nacionales.....	43
III. MATERIALES Y MÉTODOS	47
3.1 Tipo de Investigación.....	47
3.2 Formulación de Hipótesis	47
3.3 Identificación de Variables	48
3.4 Definiciones Operacionales	48
3.5 Área de Estudio	50
3.6 Materiales	52

3.7 Equipos	52
3.8 Metodología	52
3.8.1 Determinación del Flujo Vehicular	52
3.8.2 Medición de la Velocidad Vehicular	59
3.8.3 Caracterización de las Vías.....	61
3.8.4 Determinación de la Altura de las Edificaciones	62
3.8.5 Caracterización Meteorológica	63
3.8.6 Modelización del Ruido Ambiental debido al Tráfico.....	66
3.8.7 Validación del Modelo	69
3.8.8 Determinación de la Percepción acerca del Ruido generado por el Tráfico	75
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	81
4.1 Variación Temporal del Flujo Vehicular y del Ruido Ambiental	81
4.2 Determinación del Flujo Vehicular	84
4.3 Medición de la Velocidad Vehicular	87
4.4 Caracterización de las Vías	88
4.5 Determinación de la Altura de las Edificaciones	92
4.6 Caracterización Meteorológica.....	92
4.7 Modelización del Ruido Ambiental debido al Tráfico	93
4.7.1 Ruido Ambiental en Receptores de Punto Único	94
4.7.2 Mapas de Ruido Ambiental	102
4.8 Validación del Modelo.....	107
4.9 Determinación de la Percepción acerca del Ruido generado por el Tráfico	109
V. CONCLUSIONES	114
VI. RECOMENDACIONES	117
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	118
VIII. ANEXOS	125

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Factores que afectan el ruido debido al tráfico vehicular	25
Tabla 2: Estándares nacionales de calidad ambiental para ruido	39
Tabla 3: Niveles acústicos de evaluación de inmisión sonora	40
Tabla 4: Definiciones operacionales correspondientes a la estimación del ruido	49
Tabla 5: Definiciones operacionales correspondientes a la determinación de la percepción de los receptores acerca del ruido ambiental	50
Tabla 6: Ubicación de las estaciones de conteo vehicular	54
Tabla 7: Ubicación de la estación meteorológica automática	63
Tabla 8: Ubicación de las estaciones de monitoreo de ruido ambiental	69
Tabla 9: Tamaño de muestra por vía en los alrededores del CGEP	77
Tabla 10: Flujo vehicular horario en la estación EST-01	81
Tabla 11: Niveles de ruido (L_{eq}) horarios en la estación RA-01	82
Tabla 12: Flujo vehicular horario en el área de estudio	85
Tabla 13: Velocidad vehicular en el área de estudio	87
Tabla 14: Características de las vías en el área de estudio	88
Tabla 15: Longitudes de los segmentos de ruta con tráfico acelerado y desacelerado en el área de estudio	91
Tabla 16: Condiciones meteorológicas en el área de estudio	92
Tabla 17: Tabla de frecuencias con datos agrupados del L_{eq}	94
Tabla 18: Cumplimiento de los ECA-Ruido y NAE en receptores	100
Tabla 19: Tabla de frecuencias de la diferencia entre L_{eq} y ECA-Ruido/NAE	100
Tabla 20: Distribución del L_{eq} en la superficie del área de estudio	102
Tabla 21: Comparación de los L_{eq} estimados y L_{eq} medidos en campo	108
Tabla 22: RMSE, MAE y MAPE del modelo NMPB-Routes-96	108
Tabla 23: Características socio-demográficas de los entrevistados	109
Tabla 24: Percepción del ruido de los entrevistados según distintas variables	110

Tabla 25: Asociación entre la molestia a causa del ruido y otras variables	113
--	-----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Escalas de la presión sonora y NPS	10
Figura 2: Curvas de Fletcher y Munson	11
Figura 3: Curvas de ponderación A y C	12
Figura 4: Efecto de la distancia en la atenuación del nivel de ruido	17
Figura 5: Efecto de los obstáculos en la atenuación del nivel de ruido	18
Figura 6: Factores que influyen en la atenuación debido a los obstáculos	18
Figura 7: Atenuación debido a los obstáculos en función de la altura de barrera	19
Figura 8: Atenuación atmosférica en función a la distancia a la fuente	20
Figura 9: Atenuación del ruido debido al viento	21
Figura 10: Atenuación del ruido debido a la temperatura	22
Figura 11: Efectos del terreno sobre la atenuación del ruido	22
Figura 12: Fuentes de ruido en un vehículo	24
Figura 13: Pasos en la modelación del ruido ambiental	26
Figura 14: L_{eq} modelados vs. L_{eq} medidos	33
Figura 15: Porcentaje de puntos con diferencia mayor a 1 dBA, 3 dBA y 5 dBA entre el L_{eq} modelado y L_{eq} medido	34
Figura 16: Comparación entre los diferentes TNM con parámetros fijos	34
Figura 17: Red neural de la familia GRNN	36
Figura 18: Área de estudio	51
Figura 19: Rutas en el área de estudio	53
Figura 20: Ubicación de las estaciones de conteo vehicular	56
Figura 21: Conteo vehicular en la estación EST-01 (Av. San Borja Norte)	57
Figura 22: Conteo vehicular en la estación EST-04 (Av. Buenavista)	57
Figura 23: Conteo vehicular en la estación EST-07 (Av. Velasco Astete)	58
Figura 24: Conteo vehicular en la estación EST-13 (Av. Boulevard de Surco)	58
Figura 25: Pistola radar de velocidad Kustom Falcon HR	59

Figura 26: Medición de velocidad en la estación EST-01 (Av. San Borja Norte)	60
Figura 27: Medición de velocidad en la estación EST-07 (Av. Velasco Astete)	60
Figura 28: Ubicación de la estación meteorológica.....	64
Figura 29: Estación meteorológica automática Davis Instruments Vantage Pro2 Plus.....	65
Figura 30: Caracterización meteorológica en la estación EMA-01	66
Figura 31: Ubicación de estaciones de ruido ambiental	71
Figura 32: Sonómetro EXTECH Instruments 407780 y calibrador acústico EXTECH Instruments 407744.....	70
Figura 33: Configuración del sonómetro EXTECH Instruments 407780.....	72
Figura 34: Medición de ruido ambiental en la estación RA-02 (Cl. 20).....	73
Figura 35: Medición de ruido ambiental en la estación RA-06 (Av. Esmeralda)	73
Figura 36: Medición de ruido ambiental en la estación RA-04 (Av. Bielovucic Cavalier) ..	73
Figura 37: Medición de ruido ambiental en la estación RA-08 (Jr. Paseo Del Bosque)	74
Figura 38: Toma de encuesta en la Av. Velasco Astete.....	77
Figura 39: Toma de encuesta en la Av. Bielovucic Cavalier	78
Figura 40: Variación horaria de los niveles de ruido (L_{eq}) y del flujo vehicular	83
Figura 41: Ruta D (Cl. 20 hacia Av. Buenavista).....	89
Figura 42: Ruta G (Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete).....	90
Figura 43: Rosa de viento en el área de estudio	93
Figura 44: Histograma del L_{eq} diurno en receptores de punto único	95
Figura 45: Histograma del L_{eq} nocturno en receptores de punto único	95
Figura 46: L_{eq} diurno máximos y mínimos en receptores de punto único por vías	96
Figura 47: L_{eq} nocturno máximos y mínimos en receptores de punto único por vías	97
Figura 48: Diagrama de cajas y bigotes del L_{eq} diurno y nocturno en receptores por vías...98	
Figura 49: Histograma de la diferencia entre L_{eq} diurno y ECA-Ruido/NAE	101
Figura 50: Histograma de la diferencia entre L_{eq} nocturno y ECA-Ruido/NAE.....	101
Figura 51: Mapa de ruido en las vías circundantes el CGEP – Horario Diurno	103

Figura 52: Mapa de ruido en las vías circundantes el CGEP – Horario Nocturno.....	104
Figura 53: Histograma del L_{eq} con respecto a la superficie en el horario diurno	105
Figura 54: Histograma del L_{eq} con respecto a la superficie en el horario nocturno	105

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Formato de conteo vehicular	126
Anexo 2: Formato de medición de velocidad vehicular promedio	128
Anexo 3: Plano básico del distrito de San Borja	130
Anexo 4: Información de alturas de los edificios a alrededores del Cuartel General del Ejército (Informe N° 027-2014-MSB-GM-GDU-UCA)	132
Anexo 5: Modelo francés NMPB-Routes-96	141
Anexo 6: Plano de zonificación de los usos del suelo del distrito de San Borja	145
Anexo 7: Formato de encuesta sobre la percepción del ruido ambiental.....	147
Anexo 8: Resultados del flujo vehicular	149
Anexo 9: Resultados de la medición de velocidad vehicular promedio	152
Anexo 10: Resultados de la longitud del segmento de ruta	155
Anexo 11: Resultados de la altura de las edificaciones	158
Anexo 12: Resultados de la caracterización meteorológica	163
Anexo 13: Ubicación de los receptores de punto único	168
Anexo 14: Resultados de los L_{eq} en los receptores de punto único	173
Anexo 15: Resultados de las mediciones en campo de los L_{eq}	177
Anexo 16: Resultados de las medidas de asociación de las variables cualitativas de la encuesta	180

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el impacto acústico generado por el tráfico vehicular en las vías circundantes al Cuartel General del Ejército del Perú, se llevó a cabo una investigación descriptiva transversal entre febrero y abril de 2014, la cual comprendió una modelización del ruido ambiental en base al modelo NMPB-Routes-96 y una encuesta para determinar la percepción de los receptores en el área de estudio. Para el modelo fue necesario determinar en campo y gabinete los datos de entrada, así como calcular la exactitud con la cual se estimaron los L_{eq} . En el caso de la encuesta, se diseñó un cuestionario, se consideró un muestreo aleatorio estratificado y se calculó una muestra de 143 viviendas. Los L_{eq} predominantes en los receptores durante el horario diurno (65 dBA a 75 dBA) fueron superiores a los L_{eq} en el horario nocturno (60 dBA a 70 dBA). Asimismo, los receptores próximos a la Av. Boulevard de Surco y Av. San Borja Norte presentaron los L_{eq} más altos (hasta 74,2 dBA), mientras que en la Cl. 20, Av. Esmeralda y Av. La Floresta los valores más bajos (hasta 52,5 dBA). Sólo el 11,9% de los receptores estuvo por debajo de los estándares nacionales de calidad ambiental para ruido durante el día (60 dBA), y ninguno cumplió los estándares durante la noche (50 dBA). Los L_{eq} más altos del área de estudio se observaron en las vías por donde circularon los vehículos (60 dBA a 75 dBA), sobre todo en las intersecciones (mayores a 75 dBA). La exactitud del modelo fue de $\pm 3,1$ dBA (RMSE), $\pm 2,8$ dBA (MAE) y $\pm 4,4\%$ (MAPE). Los residentes de las viviendas mostraron un alto grado de molestia (44,8%) y consideraron que la principal fuente de ruido fueron los vehículos (63,0%). Se concluyó que el tráfico vehicular genera un impacto acústico negativo en los receptores.

Palabras Clave:

Ruido ambiental, tráfico vehicular, modelización, mapa de ruido, percepción, impacto acústico.

ABSTRACT

With the purpose of evaluating the acoustic impact due to traffic in the surrounding roads of the Peruvian General Army Headquarters, a transversal descriptive study was performed between February and April 2014, which was comprised by an environmental noise model based in the NMPB-Routes-96 and a survey for determining the receptors perception in the study area. For the model, it was necessary to obtain the input data, by field and office work, and calculate the accuracy with which L_{eq} were predicted. In the case of the survey, a questionnaire was designed, a stratified random sampling was considered and a sample of 143 housings was calculated. The main L_{eq} in the receptors during the day (65 dBA to 70 dBA) were higher than L_{eq} during the night (60 dBA to 70 dBA). Also, the closest receptors to Boulevard de Surco Ave. and San Borja Norte Ave. showed the highest L_{eq} (until 74,2 dBA), while 20 St., Esmeralda Ave. and La Floresta Ave. showed the lowest values (until 52,5 dBA). Only 11,9% of the receptors were below the national environmental quality standards for noise during the day (60 dBA), and none of them meet the standards during the night (50 dBA). The highest L_{eq} in the study area were observed on roads where vehicles passed through (60 dBA to 75 dBA), especially in road junctions (over 75 dBA). The model provided an accuracy of $\pm 3,1$ dBA (RMSE), $\pm 2,8$ dBA (MAE) and $\pm 4,4\%$ (MAPE). The people who live in the study area showed a high annoyance (44,8%) and they considered that the main noise source were vehicles (63,0%). It was concluded that traffic generates a negative impact in the receptors.

Key Words:

Environmental noise, traffic, modeling, noise map, perception, acoustic impact.

I. INTRODUCCIÓN

El ruido ambiental es un problema que afecta a un número cada vez mayor de la población en el mundo (Berglund et al. 1999), incluso en la zona Lima Suroeste/Sureste, donde se encuentra el distrito de San Borja, el nivel de ruido es considerado en segundo lugar como el aspecto que debería recibir más atención por parte de las autoridades (Lima Cómo Vamos 2013). Asimismo, las infraestructuras de transporte son consideradas como las principales fuentes de ruido en el medio urbano (Quartieri et al. 2010), causando molestias y efectos en la salud mental y física de las personas (Guarnaccia 2012).

Por este motivo se han llevado a cabo diversos estudios de evaluación de impacto acústico en diferentes ciudades del mundo. Por ejemplo, en el caso de España, Morales et al. (1992) e Ibarluzea et al. (2004) determinaron los niveles acústicos de Valencia y Pasaia, respectivamente, así como la percepción de las personas acerca del ruido ambiental. En Panamá, Villarreal et al. (2003) elaboraron un mapa de ruido a partir de mediciones en campo con sonómetros y aplicaron encuestas para cuantificar la molestia por parte de las personas. Del mismo modo, Suárez et al. (2011) estimaron los niveles de ruido a partir de un modelo de predicción para así elaborar un mapa de ruido de la comuna de Santiago de Chile, y de forma complementaria, llevaron a cabo encuestas de percepción del ruido ambiental.

A nivel nacional también se han realizado evaluaciones de impacto acústico en las diferentes ciudades del país. Por ejemplo, en la ciudad de Lima se ha evaluado el impacto generado por el ruido debido al tráfico vehicular por medio de encuestas en la Av. Javier Prado (Santos 2007), así como mediante mapas de ruido en el campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) (Arellano 2008), en el distrito de Miraflores (Municipalidad de Miraflores 2009) y en el campus de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP) (Baca y Seminario 2012). Asimismo, Klepel (2010), por encargo del Ministerio del Ambiente (MINAM), evaluó los niveles de ruido en las ciudades de Lima, Trujillo e Iquitos mediante mediciones en campo con sonómetros y mediante mapas de ruido basados en modelos de predicción.

En base a estos estudios, tanto a nivel internacional como nacional, se corrobora que la principal fuente de ruido identificada por las personas en las ciudades es el tráfico vehicular, y los estándares ambientales aplicables a zonas residenciales son excedidos en la gran mayoría de los casos.

En este sentido, el presente estudio buscó evaluar el impacto acústico generado por el tráfico vehicular en las vías circundantes al Cuartel General del Ejército del Perú (CGEP), ubicado en el distrito de San Borja, mediante la modelización del ruido ambiental en base al modelo de predicción NMPB-Routes-96 y la aplicación de una encuesta.

Asimismo, con la ejecución del presente trabajo se buscó ampliar el conocimiento del impacto acústico ocasionado por el tráfico vehicular en el distrito de San Borja, limitándose a las vías circundantes del CGEP, así como encontrar resultados que contribuyan a la toma de decisiones de la Municipalidad de San Borja en cuanto a la gestión de la contaminación acústica del distrito. Además, se buscó sentar las bases en la ciudad de Lima, con respecto a la metodología, para la evaluación del impacto acústico considerando la Directiva 2002/49/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental.

1.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El ruido ambiental es un problema mundial, el cual es abordado de diferentes formas dependiendo del país y su cultura, economía y política (Brüel & Kjær 2000). A diferencia de otros problemas ambientales, la contaminación por ruido ambiental sigue en aumento y produce un número cada vez mayor de reclamos por parte de la población (Berglund et al. 1999).

El medio urbano corresponde al ámbito de convivencia en el cual se desenvuelve la vida de la mayor parte de la población de los diferentes países (Martínez y Moreno 2005), y es donde el ruido ambiental se encuentra presente como uno de los principales contaminantes, sobre todo en las grandes ciudades del mundo (Suárez et al. 2011). Las principales fuentes de ruido ambiental identificadas en el medio urbano son las infraestructuras de transporte así como los establecimientos industriales y comerciales. De las fuentes de ruido mencionadas anteriormente, las infraestructuras de transporte son las más relevantes, desde que el automóvil es el medio de transporte más utilizado en las urbes (Quartieri et al. 2010).

En el ámbito nacional, en los últimos años, el mercado automotor en el Perú ha mostrado un crecimiento significativo, el cual se explica, principalmente, por el dinamismo de la inversión que ha impulsado la adquisición de vehículos de carga, y la expansión del empleo y el incremento de los ingresos de las familias que se han reflejado en una mayor demanda por autos familiares. Asimismo, la mayor presencia de marcas provenientes de Corea, China e India, con opciones a precios más bajos, han mejorado las condiciones de accesibilidad para compra de autos (BBVA 2012). Bajo este contexto, el volumen del tráfico también ha aumentado, generando un impacto en el ambiente debido al incremento de los niveles de ruido ambiental en el contexto nacional.

En el caso de la ciudad de Lima, lo expuesto anteriormente se confirma con la encuesta «Lima cómo vamos 2012» llevada a cabo por el Instituto de Opinión Pública de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP) y publicado por la Organización No Gubernamental (ONG) Lima Cómo Vamos (2013), donde se indica que el 60,2% de los ciudadanos limeños consideran que la congestión vehicular es el aspecto que las autoridades deben darle más prioridad y que la preocupación por el nivel de ruido ha aumentado, donde 2 de cada 10 limeños consideran que es un tema al que las autoridades debería prestar más atención. Para el caso de la zona Lima Suroeste/Sureste, dentro del cual se considera al distrito de San Borja, el 76,4% de los encuestados indican que la congestión vehicular es el aspecto que debería recibir más atención por parte de las autoridades, y en segundo lugar se encuentra el nivel de ruido con un 28,6%.

La molestia producida por la exposición al ruido proveniente del tráfico vehicular ha sido investigada extensivamente en la literatura científica, identificando los efectos en la salud mental y física de las personas, como son la perturbación del sueño, interferencia en la comunicación oral, pérdida de la audición, problemas cardiovasculares, ansiedad, estrés, entre otros (Guarnaccia 2012). Estas afecciones se manifiestan en las personas de diferente manera según las características del individuo y culturales, existiendo en cualquier caso una relación causal entre un elevado nivel de ruido y el grado de molestia en los sujetos receptores (Martínez y Moreno 2005).

Como respuesta a este problema, se han desarrollado técnicas de análisis de ruido ambiental para evaluar los impactos y así poder implementar las técnicas de mitigación en el caso se requieran. La evaluación de los impactos debido al ruido ambiental puede realizarse ya sea por campañas de medición o mediante *software* de predicción. Este último

requiere un modelo matemático de alta exactitud que considere las condiciones ambientales, las fuentes de ruido y las leyes de propagación del sonido (Quartieri et al. 2009).

Con respecto a los modelos de predicción de ruido ambiental, hace más de 50 años se han desarrollado modelos específicos para predecir el ruido generado por el tráfico vehicular (Quartieri et al. 2009). Estos Modelos de Ruido debido al Tráfico (TNM, por sus siglas en inglés) son de gran ayuda especialmente en el diseño de nuevas infraestructuras de vías, con la finalidad de evaluar los impactos y evitar acciones de mitigación después de la construcción, que usualmente representan grandes costos. Por otro lado, los TNM también pueden utilizarse cuando se requiere evaluar el impacto producido por el ruido ambiental en una red vial existente, de manera que se pueden minimizar las campañas de medición, y la información experimental sólo se utilizaría para validar los parámetros del modelo (Quartieri et al. 2010).

Así como existen métodos cuantitativos para evaluar el impacto generado por el ruido ambiental, también se emplean métodos cualitativos como son las encuestas. De acuerdo al Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos de Telecomunicaciones (COITT) de España (2008), para evaluar los efectos del ruido en la salud, no sólo debe considerarse la exposición sonora y otras propiedades físicas del ruido, tales como su intensidad, duración y frecuencia, sino que deben tomarse en cuenta otros aspectos tales como la edad, el control sobre la fuente sonora, la predicción del estímulo acústico, las actitudes y creencias respecto al ruido, entre otros.

En este sentido, el presente trabajo de investigación buscó responder la pregunta ¿cuál es el impacto acústico generado por el tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP, el cual se encuentra ubicado en el distrito de San Borja? Asimismo, de la pregunta general planteada, se derivaron las siguientes preguntas específicas de investigación:

- ¿Cuáles son los niveles de ruido ambiental estimados por el modelo NMPB-Routes-96 en los receptores más cercanos al CGEP?
- ¿Cuáles son los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP cuyos niveles de ruido ambiental estimados superan los «Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido» (ECA-Ruido) establecidos en el D.S. N° 085-2003-PCM y los Niveles Acústicos de Evaluación (NAE) establecidos

en la «Ordenanza sobre Prevención y Control de Ruidos Molestos en el Distrito de San Borja» aprobado mediante Ordenanza N° 306-2004-MSB?

- ¿Cuál es la distribución espacial de los niveles de ruido ambiental debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP?
- ¿Cuál es la exactitud con la que el modelo NMPB-Routes-96 estima los niveles de ruido ambiental debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP?
- ¿Cuál es la percepción de los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP acerca del ruido ambiental?

1.2 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

El presente trabajo de investigación se basó en las recomendaciones de la Directiva 2002/49/EC sobre evaluación y gestión del ruido ambiental del Parlamento Europeo y del Consejo. La Unión Europea (EU, por sus siglas en inglés) recomienda la realización y actualización de mapas de ruido al menos cada cinco años como base para determinar la exposición de la población al ruido ambiental, así como la evaluación de la relación entre las molestias y las alteraciones del sueño con los niveles de ruido. Además, esta directiva recomienda el método NMPB-Routes-96 para la predicción de los niveles de ruido generados por el tráfico vehicular.

Asimismo, con el presente estudio se buscó ampliar el conocimiento en el distrito de San Borja acerca del impacto acústico ocasionado por el tráfico vehicular, limitándose a las vías circundantes al CGEP. Adicionalmente, se buscó encontrar resultados que contribuyan a la toma de decisiones en cuanto a la gestión de la contaminación acústica en el distrito, la cual beneficiará a los residentes de San Borja, específicamente a aquellos que viven en los alrededores del CGEP. Desde el punto de vista metodológico, esta investigación buscó establecer un precedente en la ciudad de Lima acerca de la evaluación del impacto acústico de acuerdo a la normativa europea, ya que la legislación nacional actual en materia ambiental no considera de manera expresa los métodos y procedimientos necesarios para la evaluación de impactos debido al ruido ambiental mediante mapas de ruido.

1.3 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto acústico generado por el tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP, ubicado en el distrito de San Borja, provincia y departamento de Lima.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar con el modelo NMPB-Routes-96 los niveles de ruido ambiental debido al tráfico vehicular en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP.
- Comparar los niveles de ruido ambiental estimados en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP con los ECA-Ruido establecidos en el D.S. N° 085-2003-PCM y con los NAE establecidos en la «Ordenanza sobre Prevención y Control de Ruidos Molestos en el Distrito de San Borja» aprobado mediante Ordenanza N° 306-2004-MSB.
- Determinar la distribución espacial de los niveles de ruido ambiental debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP mediante la elaboración de mapas de ruido.
- Determinar la exactitud del modelo NMPB-Routes-96 mediante la comparación entre las estimaciones del modelo y las mediciones en campo.
- Determinar la percepción de los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP acerca del ruido ambiental basado en la aplicación de encuestas.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 CONCEPTOS BÁSICOS SOBRE EL SONIDO

El sonido puede ser definido como cualquier variación de presión que el oído humano puede detectar y que puede ser descrito por diversos parámetros, principalmente por la intensidad y la frecuencia.

Las vibraciones mecánicas de la materia, tanto en estado sólido como líquido o gaseoso, originan el sonido, el cual se propaga en forma de ondas longitudinales de presión sonoras en todas las direcciones. Dicho en otras palabras, es un movimiento ondulatorio producido por una aportación de energía mecánica que produce vibración en un medio físico, y que se transmite en todas las direcciones a través del aire y de otros medios elásticos (García 2010).

Dependiendo del medio, el sonido se propaga a diferentes velocidades. En el aire, el sonido se propaga a una velocidad de 340 m/s aproximadamente. En líquidos y sólidos la velocidad de propagación es mayor, por ejemplo, en el agua es 1 500 m/s y en el acero es 5 000 m/s (Brüel & Kjær 2000).

2.1.1 PERCEPCIÓN DEL SONIDO

Las variaciones de presión sonora audible son muy pequeñas a comparación de la presión estática del aire (10^5 Pa). Estas variaciones comprenden un rango que puede ir desde los 20×10^{-6} Pa (umbral auditivo medio de una persona) hasta 200 Pa (umbral del dolor). Este último valor es tan alto que causa dolor, y por lo tanto es llamado umbral del dolor.

El oído responde a los estímulos de forma logarítmica, más que lineal, motivo por el cual resulta más práctico expresar los parámetros acústicos como una relación logarítmica entre el valor medido respecto a un valor de referencia (Brüel & Kjær 2000). Esta relación es llamada Nivel de Presión Sonora (NPS), la cual se muestra a continuación:

$$NPS = 10 \log_{10} \left(\frac{P}{P_{ref}} \right)^2$$

Donde:

P: Presión efectiva medida de la onda de sonido (Pa).

P_{ref}: Presión efectiva de referencia de 20×10^{-6} Pa.

Tal como se observa en la Figura 1, los NPS se expresan en decibeles (dB), cuya ventaja es que la escala lineal con sus grandes cifras se convierte en una escala manejable, desde 0 dB en el umbral auditivo, hasta 140 dB, en el umbral del dolor.

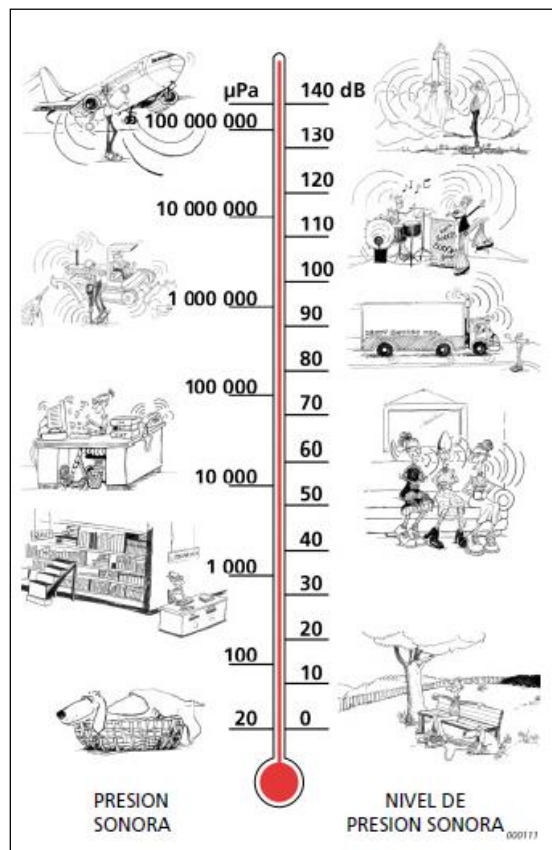


Figura 1: Escalas de la presión sonora y NPS

FUENTE: Brüel & Kjør (2000)

Asimismo, el sonido está constituido por una mezcla de frecuencias diferentes. La frecuencia se refiere al número de variaciones de presión por segundo y se mide en hercios (Hz). Las ondas sonoras son las que pueden estimular al oído y al cerebro humano, y estas se encuentran aproximadamente entre los 20 Hz y 20 000 Hz, denominados límites

audibles. Las ondas de sonido inferiores a los 20 Hz se llaman infrasónicas, y las que superan los 20 000 Hz se llaman ultrasónicas (García 2010).

2.1.2 CURVAS DE PONDERACIÓN FRECUENCIAL

La frecuencia tiene una gran importancia en la percepción de los sonidos por el oído humano. No se puede juzgar igual a un sonido grave que a uno agudo. Dos sonidos pueden presentar un NPS igual pero con un espectro de frecuencias completamente diferente (Aliaga 2013).

Esta dependencia entre la frecuencia y la sensación de sonoridad fue descubierta y medida por Fletcher y Munson en 1933 (García 2010), estableciendo unas curvas denominadas con su mismo nombre (ver Figura 2).

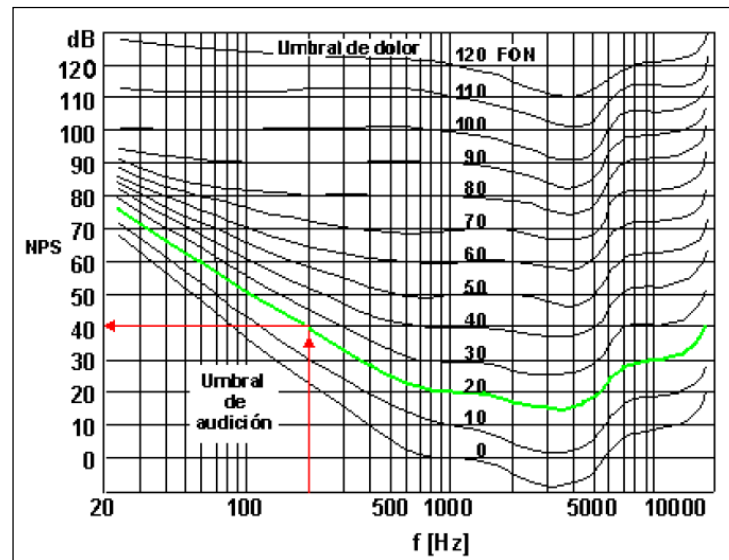


Figura 2: Curvas de Fletcher y Munson

FUENTE: García (2010)

Tal como se muestra en la Figura 2, el oído humano es menos sensible a frecuencias muy bajas y muy altas. Por este motivo, para considerar este comportamiento del oído humano al momento de realizar mediciones del sonido, se pueden aplicar unos filtros de ponderación. La ponderación de frecuencias más común en la actualidad es la ponderación A, que se ajusta aproximadamente a la respuesta del oído humano. La curva de ponderación C también se utiliza, en especial cuando se evalúan sonidos muy intensos o de frecuencia muy baja (Brüel & Kjør 2000).

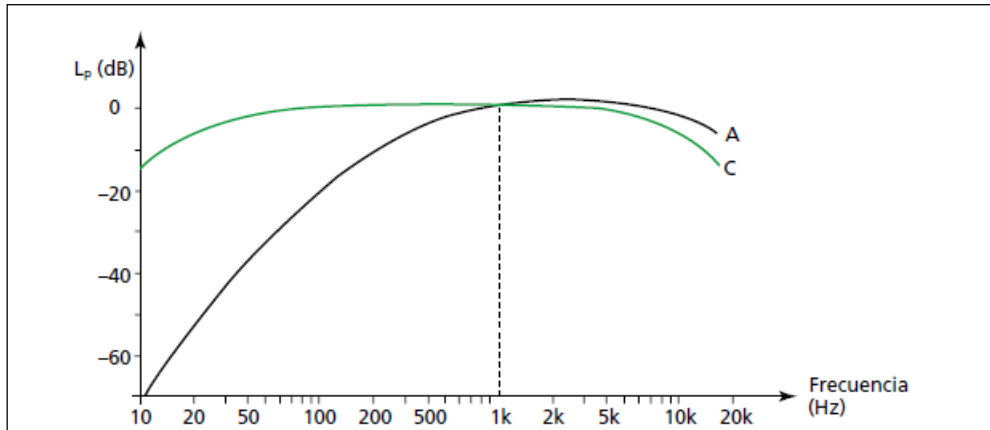


Figura 3: Curvas de ponderación A y C

FUENTE: Brüel & Kjær (2000)

2.2 CONCEPTOS BÁSICOS SOBRE EL RUIDO

Físicamente, no existe ninguna distinción entre sonido y ruido. El sonido es una percepción sensorial y el complejo patrón de ondas sonoras se denomina ruido, música, habla, entre otros. Generalmente, el ruido se define como un sonido no deseado (Berglund et al. 1999).

No necesariamente un sonido tiene que ser muy fuerte para ser considerado ruido. A veces, un sonido muy suave, como el de un caño que gotea de noche, puede producir desconcentración. Pero los ruidos más fuertes son más perjudiciales. Asimismo, los ruidos agudos son más dañinos que los graves. Los ruidos muy cortos y muy fuertes, como los martillazos, impactos y explosiones, también son peligrosos (García 2010).

2.2.1 TIPOS DE RUIDO

Cuando se mide el ruido, se necesita saber qué tipo de ruido es con el fin de seleccionar los parámetros a medir, el equipo a utilizar y la duración de las mediciones.

A continuación, se presentan los diferentes tipos de ruido.

a. Ruido continuo

Es aquel ruido cuya intensidad permanece constante o presenta pequeñas fluctuaciones a lo largo del tiempo durante más de 10 minutos. Este tipo de ruido se produce, por ejemplo, por maquinaria que opera del mismo modo ininterrumpidamente (ventiladores, bombas, equipos de procesos, entre otros). Para el presente estudio, se considera que el tráfico

vehicular produce un ruido continuo que corresponde a la suma de muchos ruidos de sucesos aislados repetitivos (Brüel & Kjær 2000, García 2010).

b. Ruido intermitente

Es el ruido que aumenta y disminuye rápidamente. Este se presenta cuando la maquinaria opera en ciclos, cuando circulan vehículos aislados o cuando pasan aviones (Brüel & Kjær 2000).

c. Ruido impulsivo

Es un ruido breve y abrupto, y su efecto causa mayor molestia que la esperada a partir de una simple medida del NPS. Este ruido es el producido por impactos o explosiones, por ejemplo, martinete, troqueladora, pistola, entre otros (Brüel & Kjær 2000).

d. Ruido tonal

Es aquel ruido que manifiesta la presencia de componentes tonales, es decir, que mediante un análisis espectral, si al menos uno de los tonos es mayor que los adyacentes, o es claramente audible, la fuente emisora tiene características tonales. Frecuentemente las máquinas con partes rotativas, tales como motores, cajas de cambios, ventiladores y bombas, crean tonos. Los desequilibrios o impactos repetidos causan vibraciones que, transmitidas a través de las superficies al aire, pueden ser oídas como tonos. También pueden generar tonos los flujos pulsantes de líquidos o gases que se producen por causa de procesos de combustión o restricciones de flujo (Brüel & Kjær 2000, Cirrus 2013).

e. Ruido de baja frecuencia

Es un ruido que presenta una energía acústica significativa en el margen de frecuencias de 8 Hz a 100 Hz, el cual es difícil de amortiguar, se extiende fácilmente en todas direcciones y puede ser oído a muchos kilómetros. Este tipo de ruido proviene de grandes motores diesel de trenes, barcos y plantas de energía. (Brüel & Kjær 2000).

2.3 PARÁMETROS DE RUIDO AMBIENTAL

Para la evaluación del ruido ambiental se utilizan distintos parámetros. Esto responde a la respuesta que presentan los distintos individuos con respecto al ruido ambiental, y a las

características existentes de los diferentes tipos de fuentes (nivel, espectro de frecuencias, intermitencia, entre otros) (Aliaga 2013).

Estos parámetros son registrados mediante un instrumento llamado sonómetro, el cual puede clasificarse según su precisión como sonómetro patrón (tipo 0), de precisión (tipo 1), de uso general (tipo 2) y de inspección (tipo 3). Asimismo, el sonómetro puede configurarse con diferentes tiempos de respuesta para determinar el promedio durante el intervalo de la muestra; estos tiempos de respuesta son *slow* (1 segundo), *fast* (125 milisegundos), *impulse* (31 milisegundos) y *peak* (50 microsegundos) (García 2010).

A continuación se presentan los parámetros más utilizados para la caracterización del ruido ambiental.

2.3.1 NIVEL DE PRESIÓN SONORA CONTINUO EQUIVALENTE

Expresa la medida de energía sonora percibida por un individuo en un intervalo de tiempo, en otras palabras, presenta el NPS que produciría un ruido constante con la misma energía que el ruido realmente percibido durante el mismo intervalo de tiempo. Se expresa como L_{eq} o L_{eqT} , y en el caso se utilice la curva de ponderación A, se expresa como L_{AeqT} (ISO 2003, García 2010). A continuación se presenta la ecuación del L_{AeqT} :

$$L_{AeqT} = 10 \log \left[\frac{1}{T} \int_T P_A^2(t) / P_0^2 dt \right]$$

Donde:

P_A : Presión sonora instantánea ponderada A (Pa).

P_0 : Presión sonora de referencia de 20×10^{-6} Pa.

T: Tiempo especificado en intervalos (s).

En el presente estudio, el parámetro en mención será empleado para caracterizar los niveles de ruido ya que el L_{AeqT} es el parámetro establecido en los ECA-Ruido aprobado mediante el D.S. N° 085-2003-PCM y en los NAE establecidos en la Ordenanza N° 306-2004-MSB.

2.3.2 NIVEL DE PRESIÓN SONORA MÁXIMO

Expresado como $L_{m\acute{a}x}$, es el NPS máximo registrado durante un periodo de medición (ISO 2003).

2.3.3 NIVEL DE PRESIÓN SONORA MÍNIMO

Expresado como L_{\min} , es el NPS mínimo registrado durante un periodo de medición (ISO 2003).

2.3.4 NIVEL DE PRESIÓN SONORA PICO

Expresado como L_{pico} , es el NPS instantáneo más alto registrado durante un intervalo de medición (impulso). A diferencia del $L_{\text{máx}}$, el L_{pico} se detecta independientemente de los ajustes de respuesta e índices de ponderación (ISO 2003).

2.3.5 NIVEL PERCENTIL

Expresado como LN, es el NPS ponderado en el tiempo y en la frecuencia que excede en N% el intervalo de tiempo considerado (ISO 2003). Por ejemplo, el nivel L_{90} representa el NPS excedido en el 90% del tiempo de medición.

2.4 PROPAGACIÓN DEL RUIDO AMBIENTAL

Los niveles de ruido que percibimos dependen de muchos factores y los resultados de las medidas pueden variar para la misma fuente de ruido (Brüel & Kjær 2000). El estudio de la propagación del ruido ambiental, y en especial cuando este tiene lugar en áreas urbanas, es un proceso bastante complejo. Por esta razón, para conocer en cualquier punto el NPS producido por una fuente de ruido situada a una cierta distancia, es necesario tener en cuenta los siguientes factores más importantes (García 2010):

- Tipo de fuente
- Distancia desde la fuente
- Obstáculos, tales como barreras y edificios
- Absorción atmosférica
- Viento
- Temperatura y gradiente de temperatura
- Absorción del terreno
- Reflexiones

- Humedad
- Precipitación

Estos factores deben considerarse para obtener un resultado representativo ya sea en la medida como en el cálculo.

2.4.1 TIPOS DE FUENTE

a. Fuente puntual

Una fuente puntual es aquella fuente cuyas dimensiones son pequeñas en comparación con la distancia de esta al oyente. La energía sonora se propaga en forma esférica, por lo que el NPS es el mismo en todos los puntos que se encuentran a la misma distancia de la fuente y disminuye en 6 dB al duplicar la distancia. Este comportamiento se mantiene hasta que el efecto del suelo y la atenuación del aire influyen de forma notoria en el nivel de ruido. Los ventiladores y las chimeneas son algunos ejemplos de fuentes puntuales (Brüel & Kjær 2000, García 2010).

b. Fuente lineal

Una fuente lineal es estrecha en una dirección y larga en la otra comparada con la distancia al oyente. La energía sonora se propaga cilíndricamente, por lo que el NPS es el mismo en todos los puntos a la misma distancia de la línea y disminuye en 3 dB al duplicar la distancia. Este efecto se mantendrá hasta que el efecto del terreno y la atenuación del aire influyen de forma notoria en el nivel de ruido.

La fuente lineal puede ser individual, como por ejemplo una cañería llevando un fluido turbulento, o también puede estar compuesta por muchas fuentes puntuales operando simultáneamente, como es el caso de la circulación de vehículos por una vía concurrida (Brüel & Kjær 2000, García 2010).

2.4.2 DISTANCIA DESDE LA FUENTE

El factor más importante que influye sobre la propagación del ruido ambiental es la distancia entre la fuente y el receptor. A medida que la distancia entre la fuente y el receptor se incrementa, el nivel de ruido percibido por el receptor disminuye.

El efecto de la distancia sobre los niveles de ruido se ilustra en la Figura 4, donde se observa que el incremento del doble de distancia a partir de una instalación considerada como fuente puntual resulta en una disminución de 6 dBA en condiciones de campo libre. Es decir que, si el nivel de presión sonora medido a 500 m de una fuente es de 50 dBA, el nivel resultante medido a 1 000 m de la misma fuente será de 44 dBA, teniendo en cuenta solo la atenuación de la distancia. Si se incrementara la distancia otros 500 m (1 500 m a partir de la fuente), el nivel de ruido disminuiría de 44 dBA a 40,5 dBA.

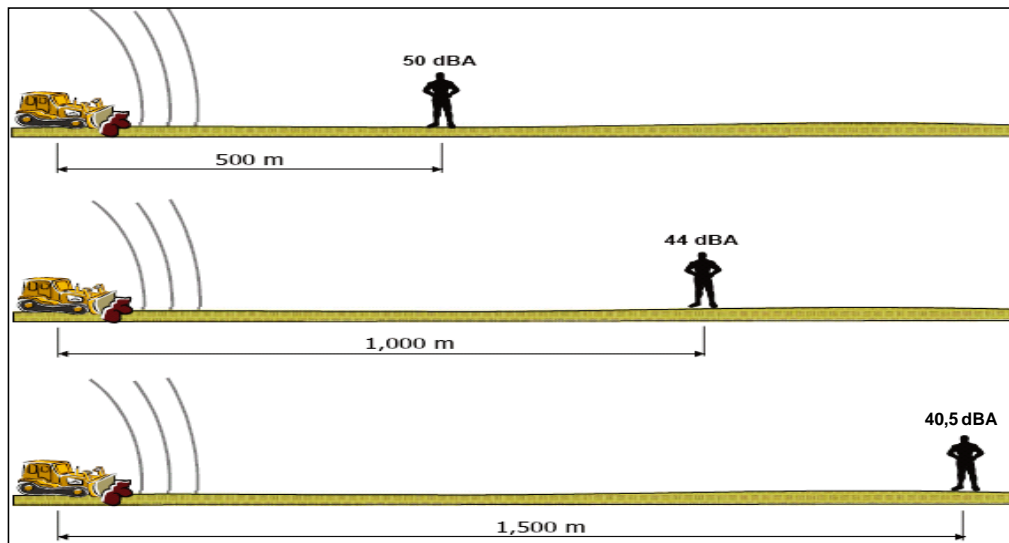


Figura 4: Efecto de la distancia en la atenuación del nivel de ruido

El ruido generado por un camino, acceso o carretera, actúa de manera diferente a una fuente puntual. El ruido de un camino es emitido a lo largo de la longitud del camino, y actúa como una fuente lineal. A medida que la distancia de un receptor se incrementa respecto de una fuente lineal se atenúa el nivel de ruido.

2.4.3 OBSTÁCULOS

Los obstáculos también pueden atenuar el ruido en el ambiente. Debido a que las ondas de sonido son desviadas por los obstáculos, estas pierden una gran cantidad de energía al chocar con una barrera u obstáculo. La atenuación que ofrece un obstáculo está en función del cambio en la dirección de la propagación del sonido, fenómeno conocido como difracción. A manera de ejemplo, en la Figura 5 se ilustra cómo las colinas pueden atenuar los niveles de ruido.

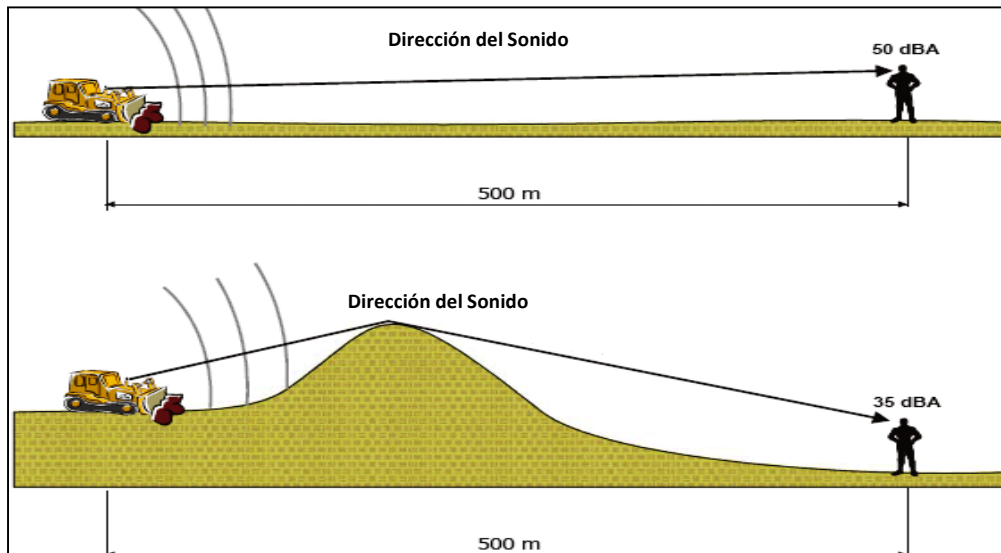


Figura 5: Efecto de los obstáculos en la atenuación del nivel de ruido

Tal como se observa en la Figura 6, la reducción del ruido causado por un obstáculo depende de dos factores, la diferencia de la trayectoria de la onda sonora al viajar por encima de la barrera comparada con la transmisión directa del receptor (en la Figura 6 se representa como $a+b-c$) y el contenido frecuencial del ruido (García 2010). A medida que aumenta la frecuencia de la onda sonora y la altura del obstáculo, también se incrementa la atenuación.

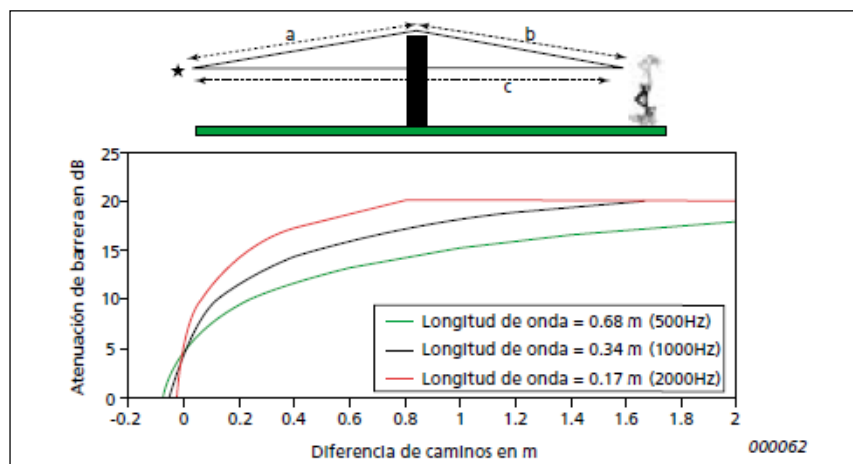


Figura 6: Factores que influyen en la atenuación debido a los obstáculos

FUENTE: Brüel & Kjør (2000)

Asimismo, un mismo obstáculo proporcionará distintas atenuaciones dependiendo de cómo y dónde se instale. Por lo tanto, la atenuación es mayor si se tienen obstáculos cerca de la fuente o del receptor, y es menos eficaz en el medio de estos. En la Figura 7 se muestra la

atenuación por el efecto de barrera para una pantalla típica en función de la altura de la barrera.

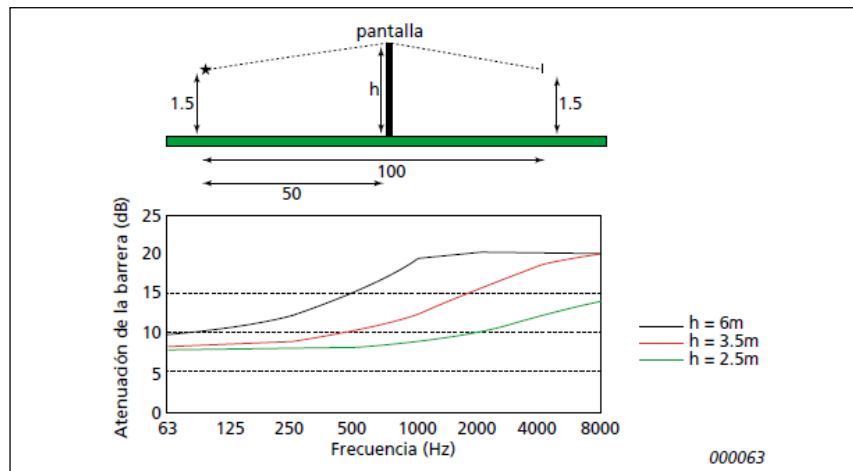


Figura 7: Atenuación debido a los obstáculos en función de la altura de barrera

FUENTE: Brüel & Kjær (2000)

2.4.4 ATENUACIÓN ATMOSFÉRICA

Debido a que el ruido pasa a través de la atmósfera y choca con las moléculas del aire, parte de la energía sonora se convierte en calor liberado a la atmósfera. Esta transferencia de energía se traduce en una disminución de la energía sonora.

La cantidad de energía que absorbe la atmósfera depende de las condiciones climáticas y la frecuencia del ruido. Con respecto al contenido frecuencial, el ruido de baja frecuencia (el que no es detectado fácilmente por el oído humano) es relativamente poco afectado por la atmósfera. En cambio, el ruido con frecuencia de rango medio, el cual es detectado más fácilmente por el oído humano, disipa una cantidad significativa de energía hacia la atmósfera.

Con respecto a las condiciones climáticas, la atenuación atmosférica sólo tiene cierta importancia a baja temperatura y humedad relativa. En general, para una determinada frecuencia y temperatura, la absorción disminuye con el grado de humedad (García 2010).

La reducción del ruido al pasar a través del aire depende de muchos factores incluyendo (Brüel & Kjær 2000):

- Distancia desde la fuente

- Contenido frecuencial del ruido
- Temperatura ambiental
- Humedad relativa
- Presión ambiental

Los dos primeros factores mencionados líneas arriba, son muy influyentes y se muestran en la Figura 8.

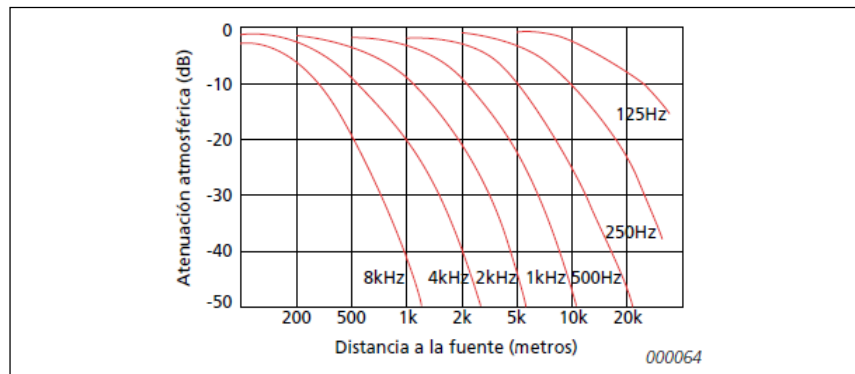


Figura 8: Atenuación atmosférica en función a la distancia a la fuente

FUENTE: Brüel & Kjær (2000)

2.4.5 VIENTO Y TEMPERATURA

El gradiente de temperatura y el viento son dos factores que afectan a la propagación del ruido, y pueden ocasionar atenuaciones o reforzamientos del NPS según el gradiente sea positivo o negativo, o según la dirección del viento (García 2010).

a. Viento

En distancias cortas, hasta 50 m, el viento tiene una influencia pequeña en el NPS medido. Para mayores distancias, el efecto del viento incrementa apreciablemente (Brüel & Kjær 2000).

La influencia del viento puede provocar variaciones en las siguientes situaciones:

- En presencia del viento, el ruido se propaga en líneas curvas en lugar de líneas rectas.

- A favor del viento, el NPS puede aumentar en pocos decibeles, dependiendo de la velocidad del viento. Asimismo, los rayos se curvan hacia el suelo.
- En contra del viento o lateralmente, el NPS puede caer en más de 20 dB, dependiendo de la velocidad del viento y de la distancia.

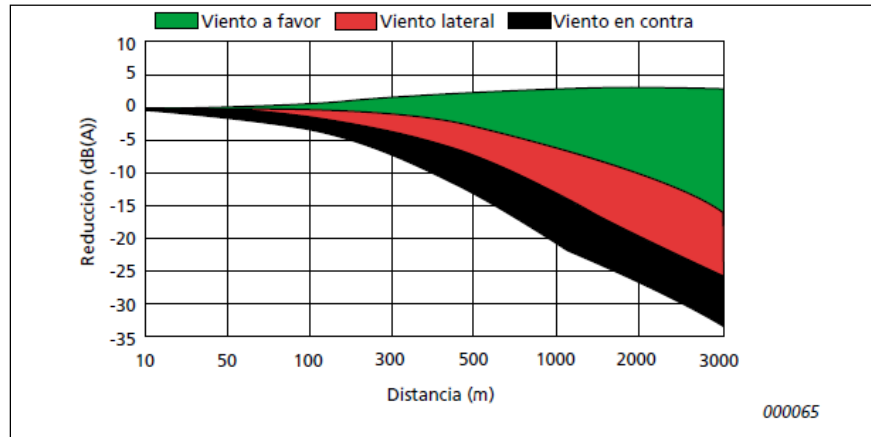


Figura 9: Atenuación del ruido debido al viento

FUENTE: Brüel & Kjør (2000)

b. Temperatura

Los gradientes de temperatura crean efectos similares a los gradientes de viento, sólo que los primeros son uniformes en todas direcciones desde la fuente. En un día soleado y sin viento, la temperatura disminuye con la altitud, creando un efecto sombra del ruido. Mientras que en una noche clara, la temperatura puede aumentar con la altitud, haciendo converger el ruido en el suelo (García 2010). Asimismo, es preciso mencionar que la velocidad de las ondas sonoras depende linealmente de la temperatura, ya que el aumento de temperatura incrementa la agitación térmica de las moléculas de los gases que integran el aire, favoreciendo la propagación (Resnick et al. 1997).

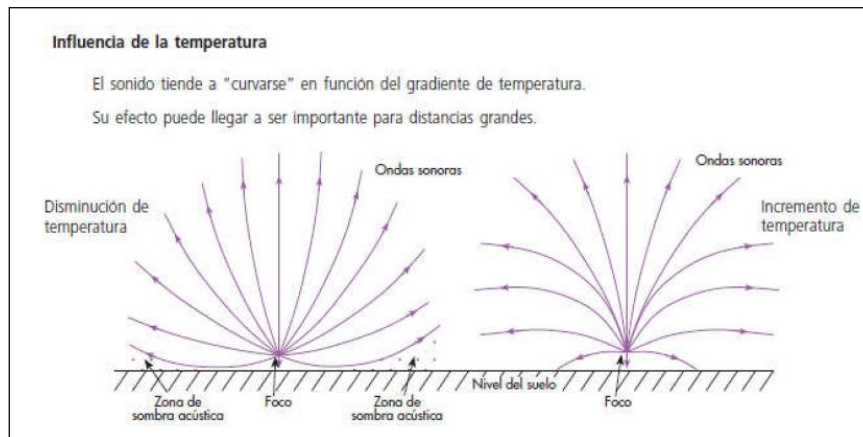


Figura 10: Atenuación del ruido debido a la temperatura

FUENTE: García (2010)

2.4.6 EFECTOS DEL TERRENO

La intensidad acústica de la reflexión depende de las características de la superficie. El suelo duro (por ejemplo, asfalto, cerámica, cemento, agua, entre otros) produce un incremento de la reflexión. El suelo blando (por ejemplo, césped, árboles, vegetación, entre otros) produce una disminución de la reflexión debido al repartimiento espacial de la energía acústica. Es preciso mencionar que el suelo mixto es una mezcla de los dos tipos de suelo anteriormente mencionados.

La atenuación del suelo se calcula en bandas de frecuencia para tener en cuenta el contenido frecuencial de la fuente de ruido y el tipo de terreno entre la fuente y el receptor (Brüel & Kjær 2000).

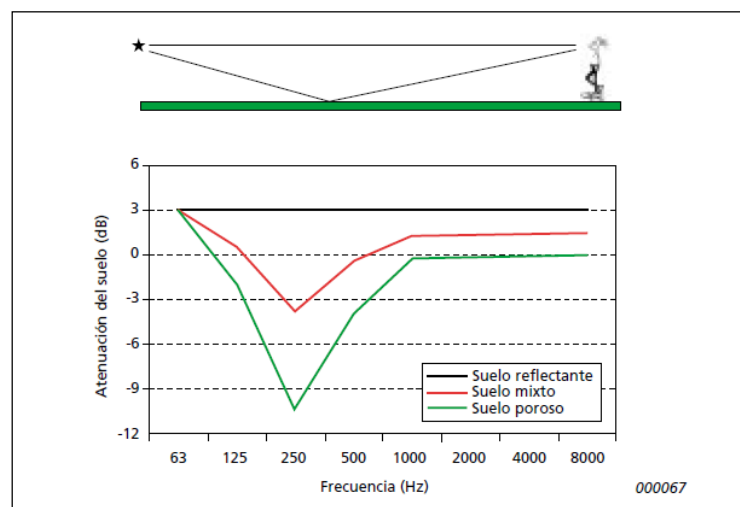


Figura 11: Efectos del terreno sobre la atenuación del ruido

FUENTE: Brüel & Kjær (2000)

2.4.7 REFLEXIONES

Cuando las ondas sonoras impactan sobre una superficie, parte de su energía acústica se refleja, parte se transmite a través de ella y parte es absorbida. Si la absorción y la transmisión son bajas, como sucede generalmente en el caso de los edificios, la mayoría de la energía sonora se refleja y se dice que la superficie es muy reflectante. Por este motivo, el NPS cerca de la superficie se debe a la emisión directa de la fuente y al sonido que llega procedente de una o más reflexiones.

Típicamente, el nivel a 0,5 m de una pared lisa es de 3 dBA mayor que si no hubiera pared. Las normas de diferentes países requieren a menudo que se excluya el efecto de reflexión de los resultados del informe, en otras palabras, que los resultados se presenten en condiciones de campo libre (Brüel & Kjær 2000).

2.5 RUIDO AMBIENTAL DEBIDO AL TRÁFICO VEHICULAR

Varias investigaciones señalan que los vehículos a motor son la fuente principal de ruido en los centros urbanos. De hecho existe un consenso para apuntar que aproximadamente el 80% de la contaminación acústica que se genera en las ciudades procede de esta fuente (García 2010). A pesar de que los vehículos actuales son más silenciosos que los fabricados décadas atrás, el volumen de tráfico ha aumentado tanto que el efecto de este esfuerzo ha sido inútil y el nivel de molestia ha aumentado (Brüel & Kjær 2000). El ruido ambiental debido al tráfico vehicular continuará aumentando en magnitud y severidad debido al crecimiento de la población, urbanización y el crecimiento asociado al uso de vehículos.

El ruido proveniente de las vías por donde circulan los vehículos motorizados, es la suma del ruido total producido por cada uno de los vehículos, que depende del tipo de vehículo y del modo de operación. El ruido total también depende de las características del flujo vehicular y del porcentaje de los tipos de vehículos. El conocimiento de estos factores es necesario para definir las características del ruido debido al tráfico vehicular y subsecuentemente para predecir los niveles de ruido en el área circundante. La cantidad de información requerida depende del grado de exactitud deseado en las predicciones, el cual es una función del método seleccionado para caracterizar la variación temporal del ruido. Es así que la complejidad del modelo dependerá de los parámetros de ruido seleccionados (Subramani et al. 2012).

2.5.1 FUENTES DE RUIDO EN LOS VEHÍCULOS

El ruido proveniente de los vehículos es influenciado por los numerosos componentes de las fuentes de ruido de estos vehículos. Estas fuentes pueden ser agrupadas en las siguientes categorías (García 2010, Subramani et al. 2012):

- Fuente de energía: motor, tubo de escape, filtro de aire y sistema de refrigeración.
- Sistema de rodamiento: interacción entre los neumáticos y pavimento, frenos, diferencial y transmisión.
- Carrocería: interacción entre el viento y la carrocería del vehículo, piezas semisueatas, carga en el portaequipajes o tolva, entre otros.

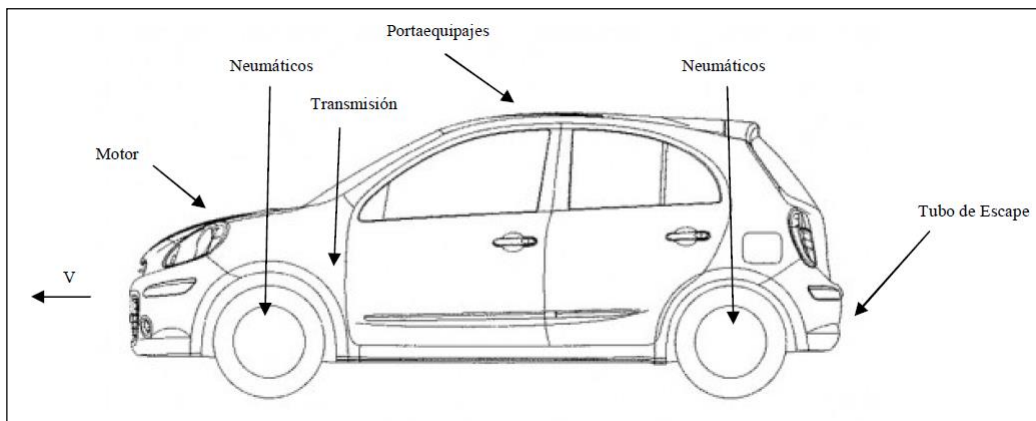


Figura 12: Fuentes de ruido en un vehículo

FUENTE: García (2010)

El ruido proveniente de la fuente de energía (motor) incrementa cuando la velocidad del vehículo también incrementa. Del mismo modo, el ruido proveniente de los neumáticos incrementa a medida que la velocidad aumenta. Sin embargo, a bajas velocidades el ruido proveniente de la fuente de energía es el dominante, mientras que a altas velocidades el ruido proveniente de la interacción entre los neumáticos y el pavimento es la fuente de ruido dominante.

Es complicado determinar la velocidad exacta en la cual el ruido proveniente de los neumáticos empieza a dominar a aquel generado por la fuente de energía del vehículo, ya que esta depende de varias variables como las características de los neumáticos, características del motor y del tubo de escape, características del pavimento, y las condiciones de mantenimiento y diseño del vehículo.

A medida que los neumáticos ruedan sobre el pavimento, se van desplazando volúmenes microscópicos y macroscópicos de aire. Estos desplazamientos de aire generan perturbaciones en la presión del aire circundante, las cuales, en la frecuencia audible y en una amplitud suficiente, son responsables de la generación de ruido en las vías (Subramani et al. 2012).

2.5.2 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL RUIDO AMBIENTAL DEBIDO AL TRÁFICO VEHICULAR

El ruido debido al tráfico vehicular es complicado debido a que las vías por donde circulan los vehículos no son planas, rectas o libres de las variaciones naturales del terreno. Asimismo, los factores como la velocidad de los vehículos, el flujo vehicular, la variabilidad del tráfico, el ancho de la berma central y el número de carriles, no son constantes.

Otra serie de factores pueden influenciar en el ruido debido al tráfico vehicular, cuyas fuentes principales son las emisiones de ruido proveniente de la fuente de energía del vehículo, la interacción entre los neumáticos y el pavimento, las condiciones del flujo vehicular y los hábitos de conducción. En general, estos factores pueden ser agrupados en cuatro categorías, las cuales se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Factores que afectan el ruido debido al tráfico vehicular

Factores del tráfico	Factores de la vía	Factores del vehículo	Factores humanos
<ul style="list-style-type: none"> - Flujo vehicular - Velocidad del tráfico - Composición vehicular - Presencia de vehículos pesados - Embotellamientos - Ruido de fondo 	<ul style="list-style-type: none"> - Tipo de pavimento - Rugosidad de la superficie - Pendiente - Presencia de baches - Presencia de intersecciones - Presencia de carriles de aceleración y desaceleración - Ancho de vía - Presencia de vegetación en el límite de la calzada - Uso del suelo - Presencia de edificios de gran altura - Presencia de barreras acústicas 	<ul style="list-style-type: none"> - Tipo de motor - Antigüedad del vehículo - Tipo de combustible utilizado - Mantenimiento del vehículo - Tipo de bocinas 	<ul style="list-style-type: none"> - Experiencia del conductor - Hábitos de conducción

FUENTE: Subramani et al. (2012)

2.6 MODELOS DE RUIDO DEBIDO AL TRÁFICO

Los niveles de ruido en un punto receptor pueden obtenerse por cálculo o por mediciones. Además, es posible calcular la propagación del ruido de un punto de medición a otro. En los siguientes casos se recomienda utilizar el método de cálculo y puede ser el único método practicable (Brüel & Kjær 2000):

- Cuando los niveles a medir están contaminados por un ruido de fondo alto.
- Cuando se necesite predecir niveles de ruido futuros.
- Cuando se necesite comparar distintos escenarios de desarrollos alternativos y de reducción de ruido.
- Cuando se necesite elaborar mapas de curvas de nivel de ruido (isófonas).
- Cuando haya un acceso limitado a las posiciones de medición.

El cálculo normalmente se lleva cabo mediante un modelo estándar reconocido. Casi siempre los modelos están relacionados con la fuente, limitando su uso a este tipo de fuente en particular. Una excepción a esta regla es la norma ISO 9613, que determina los niveles en puntos receptores basados en los niveles de potencia sonora (L_w) de fuentes identificadas; de esta manera, la norma es independiente del tipo de fuente (aunque hay limitaciones con respecto a fuentes altamente impulsivas o de velocidad alta).

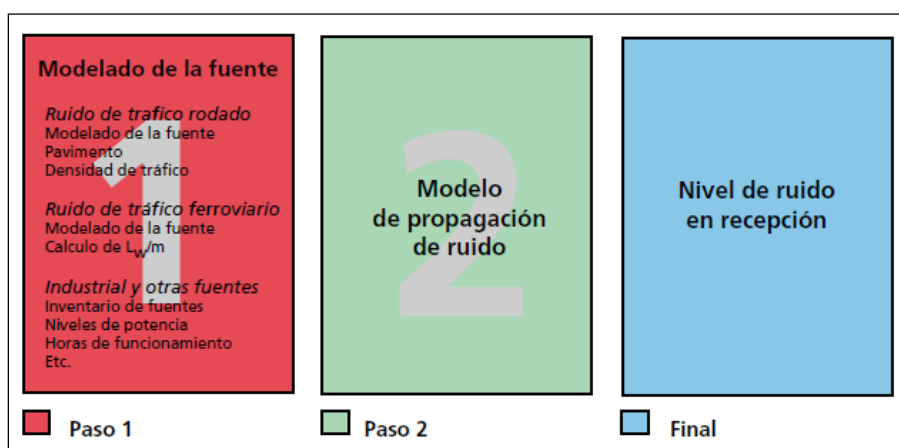


Figura 13: Pasos en la modelización de ruido ambiental

FUENTE: Brüel & Kjær (2000)

En el marco de la investigación del ruido ambiental generado por el tráfico vehicular, se considera importante contar con un modelo de predicción adecuado desde que es necesario evaluar el impacto en el ambiente, en el caso de infraestructuras de transporte existentes, o para diseñar redes viales de manera tal que el ruido ambiental sea minimizado, en el caso que las infraestructuras vayan a ser construidas. En este sentido, en las últimas décadas se han realizado varios esfuerzos en el desarrollo de modelos que sean capaces de estimar los niveles de ruido generados por el tráfico vehicular (Quartieri et al. 2010).

2.6.1 REVISIÓN DE LOS MODELOS DE RUIDO DEBIDO AL TRÁFICO MÁS UTILIZADOS

a. Modelos estadísticos básicos

Entre las décadas de 1950 y 1960, el «Manual de Control de Ruido Acústico» (WADC 1952) y Nickson (1965) presentaron los primeros TNM, los cuales consideraban un flujo continuo y fluido de vehículos, y una velocidad constante sin ninguna distinción entre la tipología de los vehículos. Estos modelos estimaban los valores de L_{50} , el cual es el nivel de ruido que es excedido el 50% del periodo de medición (Quartieri et al. 2009). En los años siguientes, los modelos incluyeron dentro de sus variables la velocidad promedio de los vehículos (Johnson y Saunders 1968) y el porcentaje de vehículos pesados (Galloway 1969).

Posteriormente, los TNM introdujeron el nivel L_{eq} como indicador del ruido ambiental. Uno de los más utilizados fue el modelo Burgess y fue aplicado por primera vez en la ciudad de Sidney, Australia, en 1977. Asimismo, el modelo Griffiths & Langdon fue altamente difundido, el cual introducía los niveles percentiles L_{10} , L_{50} y L_{90} para el cálculo del L_{eq} (Quartieri et al. 2009).

En la década de 1990, Fagotti y Poggi (1995) mejoraron los TNM previos introduciendo el flujo de motocicletas y buses como variables. Por otro lado, en el año 1991, el Centro Científico y Técnico de Edificios (CSTB, por sus siglas en francés) de Francia propuso un modelo predictivo que estima los niveles L_{eq} a partir del nivel percentil L_{50} (Quartieri et al. 2009).

En general, todos los modelos que han sido mencionados, se pueden deducir de la expresión general del nivel L_{eq} que ha sido calculada de acuerdo al siguiente modelo estadístico (Quartieri et al. 2009):

$$L_{eq} = A. \log Q \left[1 + \frac{P}{100} (n - 1) \right] + b. \log(d) + C$$

Donde:

A, b y C: Coeficientes para un área determinada de investigación.

Q: Flujo vehicular (vehículo/h).

P: Porcentaje de vehículos pesados (%).

n: Factor acústico equivalente de vehículos pesados.

d: Distancia desde el punto de observación hacia el centro de la vía (m).

b. Estándar inglés CoRTN

En el Reino Unido, el Laboratorio de Investigación de Transporte y Carreteras junto con el Departamento de Transporte desarrollaron en 1975 el procedimiento «Cálculo del Ruido debido al Tráfico en Carreteras» (CoRTN, por sus siglas en inglés), y el cual fue modificado en 1988. Este modelo estima el nivel L_{10} para los periodos de 1 h y 18 h, y considera las siguientes variables: flujo del tráfico y su composición, velocidad promedio de los vehículos, gradiente de la vía y el tipo de superficie. Asimismo, se consideran las correcciones de las estimaciones debido a la distancia de los receptores que se encuentran a más de 4 m de la fuente de ruido y a los obstáculos que influyen en la propagación del ruido (Quartieri et al. 2010). Las ecuaciones consideradas en este modelo se presentan a continuación:

$$L_{10}(1 h) = 42,2 + 10 \log(q) + \Delta_{PV} + \Delta_G + \Delta_{TD} + \Delta_d + \Delta_o$$

$$L_{10}(18 h) = 29,1 + 10 \log(Q) + \Delta_{PV} + \Delta_G + \Delta_{TD} + \Delta_d + \Delta_o$$

Donde:

q: Flujo vehicular horario (vehículo/h).

Q: Flujo vehicular en 18 horas (vehículo/h).

Δ_{PV} : Corrección debido a los vehículos pesados y velocidad vehicular.

Δ_G : Corrección debido a la gradiente de la vía.

Δ_{TD} : Corrección debido a la superficie de la vía.

Δ_d : Corrección para los puntos receptores localizados a más de 4 m.

Δ_o : Corrección debido a los obstáculos.

c. Estándar estadounidense FHWA

En Estados Unidos, la Administración Federal de Carreteras (FHWA, por sus siglas en inglés) desarrolló en 1978 el «Manual del Modelo de Predicción de Ruido debido al Tráfico en Carreteras» o FHWA-RD-77-108, el cual presentaba nomogramas que sintetizaban las ecuaciones de predicción y el que consideraba sitios de superficie blanda o dura, información de volúmenes de tráfico para automóviles, camiones ligeros, medianos y pesados, velocidad de viaje de los vehículos, así como la distancia de los receptores.

En 1982, la FHWA elaboró un modelo computarizado para estimar los niveles de ruido debido al tráfico, el cual fue llamado STAMINA 2.0. Este modelo se basó en el manual mencionado anteriormente, con la diferencia que este presentaba una mayor flexibilidad debido a la computarización. Asimismo, las variables consideradas fueron la geometría de las vías, volúmenes horarios de tráfico y la velocidad de viaje de los vehículos (Barboza et al. 1995).

Posteriormente, el FHWA lanzó el modelo FHWA TNM Versión 1.0 en 1998, reemplazando el modelo STAMINA 2.0, con el fin de cumplir con las políticas y procedimientos considerados en las regulaciones del FHWA. Es preciso mencionar que este modelo ha venido actualizándose hasta el año 2004, con la Versión 2.5. Este nuevo modelo incluye cinco tipos estándar de vehículos (automóviles, camiones medianos y pesados, buses y motocicletas), un flujo constante o interrumpido de tráfico, efectos de los diferentes tipos de pavimento, efectos de obstáculos artificiales y naturales, análisis de difracción del ruido y análisis de barreras paralelas (FHWA 2011). La ecuación del modelo en mención se presenta a continuación:

$$L_{eq} = EL_i + A_{traff(i)} + A_d + A_s$$

Donde:

EL_i : Nivel de emisión de ruido del vehículo para el tipo de vehículo «i».

$A_{traff(i)}$: Corrección para el flujo y velocidad vehicular para el tipo de vehículo «i».

A_d : Corrección para la distancia entre la vía y el receptor, y la longitud de la vía.

A_s : Corrección por apantallamiento y efectos del suelo entre la vía y el receptor.

d. Estándar alemán RLS-90

En Alemania, el Ministerio Federal de Transporte desarrolló en 1981 la «Guía para la Protección contra el Ruido en Calles» (RLS, por sus siglas en alemán) y la cual fue mejorada en 1990. El RLS-90 es un efectivo modelo de cálculo capaz de estimar los niveles de ruido debido al tráfico vehicular, y en la actualidad, es el modelo más utilizado en Alemania. Las variables consideradas en este modelo son el flujo vehicular promedio horario, separado en motocicletas, vehículos livianos y pesados, la velocidad promedio de cada grupo de vehículos, así como la dimensión, la geometría y el tipo de vía. Este modelo también toma en cuenta los factores principales que influyen en la propagación del ruido, como son los obstáculos naturales y artificiales, la absorción en el aire, las reflexiones y las difracciones (Quartieri et al. 2009). La ecuación del modelo RLS-90 se presenta a continuación:

$$L_{eq} = 37,3 + 10 \log[Q(1 + 0,082P)] + R_{SL} + R_{RS} + R_{RF} + R_E + R_{DA} + R_{GA} + R_{TB}$$

Donde:

Q: Flujo vehicular (vehículos/h).

P: Porcentaje de vehículos pesados (%).

R_{SL} : Corrección para límite de velocidad.

R_{RS} : Corrección para superficie de la vía.

R_{RF} : Corrección para pendiente de la vía.

R_E : Corrección para características de absorción de la superficie de edificios.

R_{DA} : Coeficiente de atenuación debido a la distancia y absorción del aire.

R_{GA} : Coeficiente de atenuación debido a las condiciones del suelo y atmósfera.

R_{TB} : Coeficiente de atenuación debido a la topografía y dimensiones de edificios.

e. Estándar italiano CNR

En Italia, la legislación actual no sugiere ningún TNM de referencia, sin embargo, el más utilizado por los profesionales en ese país es el modelo desarrollado por el Consejo

Nacional de Investigación de Italia (CNR, por sus siglas en italiano) en el año 1983, y el que luego fue modificado por Cocchi et al. (1991). Este modelo representa la modificación del modelo alemán RLS-90, adaptado al marco italiano.

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

Donde:

- α : Coeficiente relacionado a la emisión de ruido de un solo vehículo.
- β : Factor de ponderación relacionado a los vehículos pesados.
- Q_L : Flujo de vehículos livianos en 1 hora (vehículos/h).
- Q_P : Flujo de vehículos pesados en 1 hora (vehículos/h).
- d_0 : Distancia de referencia de 25 m.
- d : Distancia entre el centro de la vía y el punto de observación.
- ΔL_V : Corrección debido a la velocidad vehicular promedio.
- ΔL_F : Corrección debido a las reflexiones de fachadas.
- ΔL_B : Corrección debido a las reflexiones de fachadas en dirección opuesta.
- ΔL_S : Corrección debido a la pavimentación de la vía.
- ΔL_G : Corrección debido a la pendiente de la vía.
- ΔL_{VB} : Corrección debido a los semáforos o tráfico lento.

f. Estándar francés NMPB-Routes

En Francia, el Centro de Estudios de Transportes Urbanos (CETUR, por sus siglas en francés) desarrolló en 1980 la «Guía del Ruido», la que fue posteriormente mejorada en 1995 por diferentes institutos franceses pertenecientes al Ministerio de Equipamiento: CSTB, Servicio de Investigación Técnica de Carreteras y Autopistas (SETRA, por sus siglas en francés), Laboratorio Central de Puentes y Caminos (LCPC, por sus siglas en francés) y Laboratorio Regional de Puentes y Caminos (LRPC, por sus siglas en francés). Este modelo oficial fue nombrado «Nuevo Modelo de Predicción del Ruido» (NMPB, por

sus siglas en francés) o NMPB-Routes-96, y tomó en cuenta el concepto de las rutas de propagación del ruido, la topografía y los obstáculos, el flujo vehicular horario, la tipología de los vehículos (livianos o pesados), las características de la vía, así como las condiciones meteorológicas y las predicciones de larga distancia consideradas en la norma internacional ISO 9613.

En el año 2000, el SETRA propuso revisar el modelo NMPB-Routes-96, ya que este sobreestimaba los niveles de ruido cuando la propagación se daba a condiciones de sotavento; es así que se publicó el modelo NMPB-Routes-2008. Es preciso mencionar que el modelo NMPB-Routes-96 es sugerido por la Directiva 2002/49/CE ya que este ha sido validado en un gran número de campañas experimentales (Quartieri et al. 2010). Las ecuaciones del modelo en mención se presentan a continuación:

$$L_{Ai,LT} = 10 \log[p_i \cdot 10^{(0,1L_{Ai,F})} + (1 - p_i) \cdot 10^{(0,1L_{Ai,H})}]$$

$$L_{Ai,F} = L_{A,w} - A_{div} - A_{atm} - A_{grd,F} - A_{diff,F}$$

$$L_{Ai,H} = L_{A,w} - A_{div} - A_{atm} - A_{grd,H} - A_{diff,H}$$

$$L_{Awi} = [(E_L + 10 \log Q_L) + (E_P + 10 \log Q_P)] + 20 + 10 \log I_i + R_j$$

Donde:

$L_{Ai,LT}$: Niveles de ruido en un periodo largo.

$L_{Ai,F}$: Niveles de ruido globales evaluados para condiciones favorables.

$L_{Ai,H}$: Niveles de ruido globales evaluados para condiciones homogéneas.

p_i : Probabilidad de ocurrencia de condiciones favorables.

$L_{A,w}$: Nivel de potencia sonora

A_{div} : Propagación geométrica

A_{atm} : Absorción atmosférica

A_{grd} : Atenuación debido al efecto del suelo

A_{diff} : Atenuación debido a la difracción

- E_L : Niveles de emisión de ruido para vehículos livianos (dBA).
- E_P : Niveles de emisión de ruido para vehículos pesados (dBA).
- Q_L : Flujo vehicular horario para vehículos livianos (vehículos/h).
- Q_P : Flujo vehicular horario para vehículos pesados (vehículos/h).
- I_i : Longitud de la vía (m).
- R_j : Valor del espectro de ruido normalizado del CEN 1793-3 (1995).

2.6.2 COMPARACIÓN ENTRE LOS MODELOS DE RUIDO DEBIDO AL TRÁFICO

Cabe indicar que los TNM desarrollados por varios científicos y diversas instituciones han sido comparados en una gran cantidad de estudios con el fin de identificar cuál es el que mejor se adecúa a la realidad del estudio en consideración.

Suárez et al. (2011) compararon el modelo inglés CoRTN, el modelo alemán RLS-90, el modelo nórdico SP48 y el modelo suizo STL-86 para determinar cuál se adecuaba más al comportamiento del ruido en la comuna de Santiago de Chile (ver Figura 14). Los resultados demostraron que para el modelo RLS-90, más del 94% de los puntos estimados presentaron una desviación estándar menor o igual a 3 dBA con respecto a las mediciones en campo, y que más del 50% de las diferencias entre las estimaciones del modelo y las mediciones en campo fueron inferiores a 1 dBA (ver Figura 15).

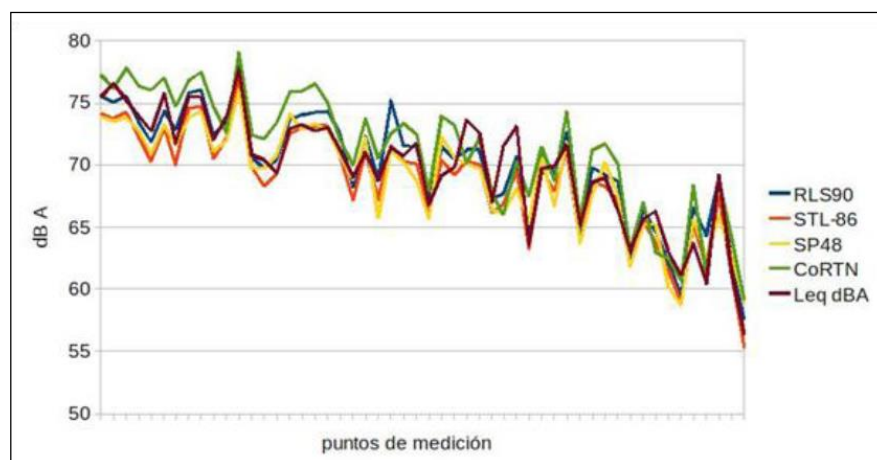


Figura 14: L_{eq} modelados vs. L_{eq} medidos

FUENTE: Suárez et al. (2011)

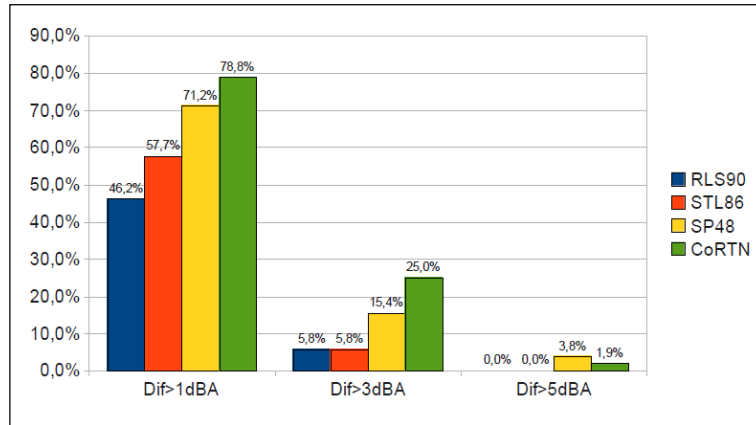


Figura 15: Porcentaje de puntos con diferencia mayor a 1 dBA, 3 dBA y 5 dBA, entre el L_{eq} modelado y L_{eq} medido

FUENTE: Suárez et al. (2011)

Quartieri et al. (2009) llevaron a cabo la comparación de los modelos Burgess, CSTB, Griffiths & Langdon, RLS-90, CNR y NMPB-Routes-96, encontrando que todos los modelos evaluados presentaron la misma pendiente, con muy pocas intersecciones. Además, se observó que el modelo CSTB subestimó los niveles de ruido debido probablemente a que el modelo no considera la diferencia entre los vehículos livianos y pesados. Con respecto a los modelos correspondientes a tres de los países más grandes de Europa, los cuales son el RLS-90 (Alemania), NMPB-Routes-96 (Francia) y CNR (Italia), estos presentaron resultados similares para todo el rango del flujo vehicular y mostraron los resultados más altos, probablemente debido a una estimación del ruido bajo el principio de precaución (ver Figura 16).

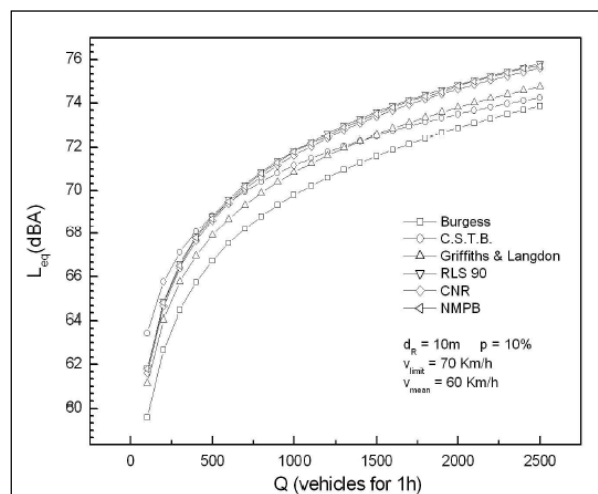


Figura 16: Comparación entre los diferentes TNM con parámetros fijos

FUENTE: Quartieri et al. (2009)

2.6.3 ADAPTACIÓN DE LOS MODELOS DE RUIDO DEBIDO AL TRÁFICO

También han sido realizados diversos estudios para adaptar los TNM vigentes a la realidad de los distintos países, ya que los parámetros específicos del área bajo investigación, como el tipo de vehículos, los límites de velocidad, la cantidad y tipos de intersecciones en las vías, las regulaciones con respecto al mantenimiento de los vehículos, los hábitos de manejo, entre otros, no son considerados en los modelos (Guarnaccia 2012).

Estos estudios han sido llevados a cabo en La Habana, Cuba (Guzmán y Barceló 2006), Hamadan, Irán (Golmohammadi et al. 2007), Perugia, Italia (Rossi et al. 2006), Coimbatore, India (Subramani et al. 2012), entre otros.

2.6.4 NUEVOS MODELOS DE RUIDO DEBIDO AL TRÁFICO

En la actualidad, la mayoría de los TNM utilizados estiman los niveles de ruido bajo el supuesto que el flujo vehicular es estable. Es por este motivo que ha surgido la necesidad de desarrollar modelos que representen flujos vehiculares interrumpidos y complejos (Leclercq y Lelong 2002). Un método para considerar la intrínseca naturaleza aleatoria del flujo vehicular es el uso de métodos estadísticos computacionales avanzados, como las Redes Neurales, la Aproximación de Montecarlo, entre otros. De esta manera, se puede afirmar que el futuro de la predicción de los niveles de ruido ambiental debido al tráfico se encuentra en la integración de la representación dinámica del flujo vehicular con las leyes de propagación del ruido (Guarnaccia 2012).

Cirianni y Leonardi (2012) han llevado a cabo un estudio con el objetivo de desarrollar un modelo de mayor exactitud a comparación de los modelos clásicos de regresión, como son los modelos Burgess y CoRTN. En este estudio, se utilizó una Regresión General de Redes Neurales (GRNN, por sus siglas en inglés) para desarrollar un nuevo modelo empírico, obteniendo mejores resultados de los niveles de ruido estimados, un margen de error dentro de los valores aceptados, y más aún, una mayor exactitud comparada con los modelos clásicos de regresión.

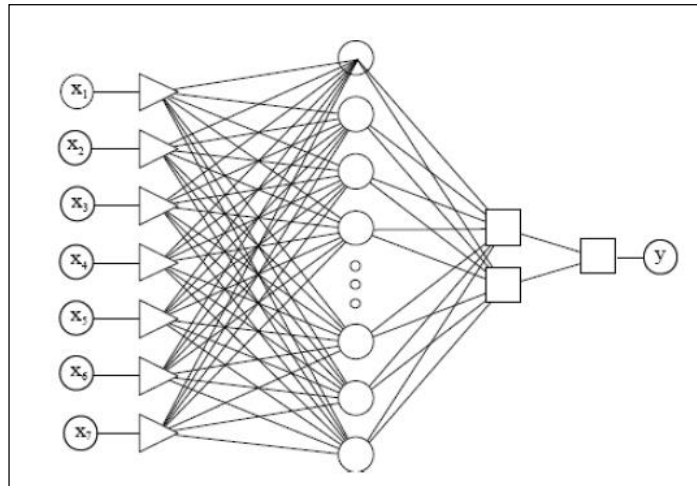


Figura 17: Red neuronal de la familia GRNN

FUENTE: Cirianni y Leonardi (2012)

2.7 EFECTOS DEL RUIDO AMBIENTAL EN LA SALUD Y EL BIENESTAR

Las molestias producidas por la exposición al ruido han sido ampliamente investigadas en la literatura científica, las cuales resultan en afecciones a la salud en términos de perturbaciones en el sueño y en la conversación, pérdida de la audición, problemas cardiovasculares, ansiedad, estrés, entre otros (Guarnaccia 2012).

2.7.1 EFECTOS FISIOLÓGICOS

a. Efectos auditivos

La deficiencia auditiva se define como un incremento en el umbral de audición que puede estar acompañada de zumbido de oídos. La deficiencia auditiva causada por ruido se produce predominantemente en una banda de frecuencia de 3 000 Hz a 6 000 Hz (Berglund et al. 1999).

La exposición a niveles de ruido intenso durante un periodo de tiempo, produce pérdidas de audición que al principio son recuperables cuando el ruido cesa, pero que con el tiempo pueden llegar a hacerse irreversibles. Asimismo, la exposición a niveles de ruido de mediana intensidad, pero con una prolongación mayor en el tiempo, repercute en forma similar, traduciéndose ambas situaciones en desplazamientos temporales o permanentes del umbral de audición (García 2010).

b. Efectos no auditivos

La exposición al ruido tiene un impacto permanente sobre las funciones fisiológicas de las personas. Después de una exposición prolongada, los individuos susceptibles pueden desarrollar efectos permanentes, como hipertensión, cardiopatía, entre otros. La magnitud y duración de los efectos se determinan en parte por las características individuales, estilos de vida y condiciones ambientales.

Con respecto a las alteraciones cardiovasculares, se han observado efectos sobre el ritmo cardiaco y vasoconstricciones del sistema periférico. Asimismo, entre los 95 dBA y 105 dBA se producen afecciones en el riego cerebral, por espasmos o dilataciones de los vasos sanguíneos, así como alteraciones en la coordinación del sistema nervioso central.

Además, se han observado alteraciones hormonales a partir de niveles de ruido de 60 dBA, como es el aumento de adrenalina y noradrenalina. Incluso otras hormonas son producidas o estimuladas por la hipófisis como la ACTH y el cortisol, las cuales responden a situaciones de estrés.

El ruido también produce trastornos del sueño importantes. Puede causar efectos primarios durante el sueño y efectos secundarios que se pueden observar al día siguiente. El sueño ininterrumpido es un prerequisite para el buen funcionamiento fisiológico y mental. Los efectos primarios son dificultad para conciliar el sueño, interrupción del sueño, alteración de la profundidad del sueño, cambios en la presión arterial y en la frecuencia cardiaca, incremento del pulso, vasoconstricción, variación en la respiración, arritmia cardiaca y mayores movimientos corporales. Por otro lado, los efectos secundarios son percepción de menor calidad del sueño, fatiga, depresión y reducción del rendimiento (Berglund et al. 1999, García 2010).

2.7.2 EFECTOS PSICOLÓGICOS

El ruido ambiental no causa directamente enfermedades mentales, sin embargo se presume que puede acelerar e intensificar el desarrollo de trastornos mentales latentes. Tal es el caso del estrés, el cual es originado por ruidos de alta intensidad así como por ruidos débiles pero repetidos.

Asimismo, el ruido ambiental tiene efectos sobre el rendimiento de los procesos cognitivos de las personas, entre los cuales están la lectura, la atención, la solución de problemas y la

memorización. Estos efectos ocurren debido a que el ruido actúa como estímulo de distracción y el ruido súbito produce un efecto desestabilizante como resultado de una respuesta ante una alarma.

Del mismo modo, el ruido produce efectos sobre la conducta. La aparición súbita de un ruido o la presencia de un agente sonoro molesto para una persona puede producir alteraciones en la conducta, haciéndola más abúlica y agresiva. También la persona puede mostrar un mayor grado de desinterés o irritabilidad (Berglund et al. 1999, García 2010).

2.7.3 EFECTOS EN EL BIENESTAR

El malestar es probablemente el efecto adverso más frecuentemente asociado a la exposición al ruido. Uno de los efectos en el bienestar más comunes es la interferencia en la comunicación oral, el cual constituye una fuente importante de molestias tanto en oficinas como en escuelas y hogares. Las personas más sensibles son los ancianos y aquellas personas con problemas de audición (Berglund et al. 1999).

El ruido ambiental también tiene efectos económicos. Tal es el caso de los efectos del ruido sobre el valor de las propiedades y las rentas de los departamentos, como una aproximación a la evaluación del impacto económico de la contaminación por ruido. Colony (1967), citado por García (2010), concluyó que las propiedades residenciales contiguas a las carreteras podrían esperar un decrecimiento entre un 20% y 30% de su valor, en comparación con otras formas de propiedades idénticas con distinta localización. Asimismo, Nelson (1982), citado por García (2010), encontró en diversos trabajos que una vivienda perdía entre 0,08% y 1,05% de su valor por cada decibel de ruido a la cual estuviese expuesta.

2.8 LEGISLACIÓN NACIONAL

En el Perú se han aprobado normas ambientales con la finalidad de proteger a la población de los efectos del ruido ambiental. En el año 2003, la Presidencia del Consejo de Ministro (PCM) publicó el D.S. N° 085-2003-PCM con los estándares de ruido ambiental que deben cumplirse en el ámbito nacional.

Posteriormente, en el año 2004, la Municipalidad de San Borja (MSB) adoptó el D.S. N° 085-2003-PCM y publicó la Ordenanza N° 306-2004-MSB, estableciendo los

niveles acústicos de evaluación de inmisión sonora que deben cumplirse dentro de su jurisdicción.

A continuación, se explica con mayor detalle cada una de estas normas.

2.8.1 DECRETO SUPREMO N° 085-2003-PCM

La norma vigente para ruido ambiental en el Perú es el D.S. N° 085-2003-PCM «Aprueban el Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido», la cual establece los estándares nacionales de calidad ambiental para ruido (ECA-Ruido) y los lineamientos para no excederlos, con el objetivo de proteger la salud, mejorar la calidad de vida de la población y promover el desarrollo sostenible.

Esta norma legal establece los estándares de acuerdo al ámbito o zonificación (residencial, comercial, industrial y zonas de protección especial), así como al horario del día (diurno y nocturno). Asimismo, los ECA-Ruido corresponden a los NPS continua equivalente con ponderación A (L_{AeqT}).

En la Tabla 2 se presentan los ECA-Ruido para cada una de las zonas de aplicación y para cada uno de los horarios establecidos en la norma en mención.

Tabla 2: Estándares nacionales de calidad ambiental para ruido

Zonas de aplicación	Valores expresados en L_{AeqT} (dBA)	
	Horario diurno ^a	Horario nocturno ^b
Zona de protección especial	50	40
Zona residencial	60	50
Zona comercial	70	60
Zona industrial	80	70

FUENTE: PCM (2003)

^a Periodo comprendido desde las 07:01 h hasta las 22:00 h.

^b Periodo comprendido desde las 22:01 h hasta las 07:00 h del día siguiente.

2.8.2 ORDENANZA MUNICIPAL N° 306-2004-MSB

La norma vigente para el distrito de San Borja es la Ordenanza N° 306-2004-MSB «Ordenanza sobre Prevención y Control de Ruidos Molestos en el Distrito de San Borja», la cual tiene por objetivo prevenir y controlar los ruidos, sonidos y vibraciones molestos

producidos en la vía pública, calles, plazas y paseos públicos; en el espacio aéreo, en las salas de espectáculos, eventos de reuniones, casas o locales de diversión y comercio de todo género; iglesias y casas religiosas; y en todos los inmuebles y lugares en que se desarrollen actividades públicas o privadas, así como en las casas – habitaciones, individuales y/o colectivas.

En esta ordenanza municipal se establecen los Niveles Acústicos de Evaluación (NAE) de inmisión sonora, expresados en dBA. Al igual que en los ECA-Ruido, estos NAE se clasifican de acuerdo a la zonificación y al horario del día; la única diferencia es que la ordenanza en mención no considera los NAE para una zona industrial, ya que en el distrito de San Borja no se encuentra este tipo de zonificación.

En la Tabla 3 se presentan los NAE de inmisión sonora para cada una de las zonas de aplicación y para cada uno de los horarios establecidos en la ordenanza.

Tabla 3: Niveles acústicos de evaluación de inmisión sonora

Tipo de ruido	Zonificación	Diurno	Nocturno
		De 07:01 h a 22:00 h	De 22:01 h a 07:00 h
Ruido permanente o eventual	Zona de protección especial	50 dBA	40 dBA
	Zona residencial	60 dBA	50 dBA
	Zona comercial	70 dBA	60 dBA

FUENTE: MSB (2004)

2.9 ANTECEDENTES

Para evaluar el impacto acústico debido al ruido ambiental, se han desarrollado técnicas de análisis que pueden realizarse por campañas de medición con sonómetros o mediante *software* de predicción (Quartieri et al. 2009) como SoundPLAN, CadnaA, LimA, entre otros. Cabe mencionar que estos *software* incluyen una variedad de modelos de predicción que permiten estimar los niveles de ruido, así como una plataforma de Sistemas de Información Geográfica (GIS, por sus siglas en inglés), donde la integración de ambos provee una evaluación rápida y precisa de los impactos acústicos (Hadzi-Nikolova 2011). Además, para la evaluación no sólo se tiene que tomar en cuenta las dimensiones físicas del ruido, sino también otros factores relacionados con la situación y el contexto particular

en que es percibido y con las características socioculturales de quienes perciben el ruido (COITT 2008), motivo por el cual se utilizan encuestas, cuestionarios, entre otras herramientas de estudio observacional.

En este sentido, se han realizado diversos estudios para evaluar el impacto acústico debido al tráfico vehicular en distintas ciudades del mundo, con el fin de determinar las edificaciones que son afectadas por el ruido, así como para planificar y tomar decisiones acerca de la reducción de la contaminación acústica (Hadzi-Nikolova 2011).

2.9.1 ANTECEDENTES INTERNACIONALES

En los países europeos se han venido desarrollando varios estudios para evaluar el impacto acústico en las ciudades, debido al creciente problema del ruido ambiental. En el caso de España, Morales et al. (1992) llevaron a cabo un estudio acerca de la contaminación acústica en el centro histórico de Valencia y de sus efectos sobre los residentes en esta zona de la ciudad en mención. Como parte de su metodología, se elaboró un mapa de ruido a partir de 135 puntos regularmente distribuidos donde se realizaron mediciones con un sonómetro durante el horario diurno, además de 418 encuestas telefónicas entre los residentes del distrito. Asimismo, se demostró que los niveles de ruido en la zona de estudio fueron muy elevados con un nivel de presión sonora equivalente (L_{eq}) de 71,6 dBA, que alrededor del 60% de los encuestados declararon estar molestos o muy molestos por el ruido, y que uno de cada cuatro encuestados tuvo dificultades para dormir debido al ruido. Además, el tráfico rodado fue considerado la principal fuente de molestia para los residentes.

En la bahía de Pasaia, perteneciente a la comunidad autónoma del país Vasco en España, Ibarluzea et al. (2004) realizaron un estudio transversal de percepción al ruido en 351 viviendas seleccionadas al azar, utilizando un cuestionario estructurado que recogía información sobre la autopercepción de la molestia y sensibilidad del ruido. Adicionalmente, se realizaron mediciones de niveles de ruido ($L_{Aeq,7-22h}$, $L_{Aeq,22-7h}$ y $L_{Amáx}$) y se emplearon métodos de cálculo para su modelización de acuerdo a la Directiva Europea 2002/49/CE sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. Estos métodos de cálculo fueron la ISO 9613-2:1996 para las actividades de puerto y ferrocarril, y la NMPB-Routes-96 para las carreteras y calles. De acuerdo a los resultados obtenidos, el valor medio de ruido diurno fue de 65,3 dBA, mientras que para el periodo nocturno los niveles de ruido medio fueron de 58,3 dBA, ambos para los días laborables. Tomando

como referencia los niveles de 55 dBA y 45 dBA como niveles acústicamente deficientes para los periodos diurnos y nocturnos, respectivamente, las valoraciones de los niveles sonoros a los que estaba expuesta la población resultaron excesivas. En términos de molestia percibida, el 37,6% de los encuestados percibió bastante o mucha molestia, siendo un 17,5% que la calificó como altamente molesta. Asimismo, la fuente principal de ruido se atribuyó al tráfico y a las actividades del puerto.

En Suecia se realizó otro estudio en la región de Skåne, donde Farcaş y Sivertun (2010) integraron los algoritmos matemáticos del «Método de Predicción Nórdico para Cálculos de Ruido en Carreteras» con el *software* ArcGIS, para de esta manera calcular los niveles de ruido y elaborar mapas de ruido. La información de entrada del modelo desarrollado fue proporcionada por la Universidad de Lund y por la región de Skåne, y esta fue: (1) dimensiones de las carreteras, (2) pendientes de las carreteras, (3) dimensiones de las edificaciones, (4) flujo vehicular, (5) velocidad vehicular, (6) elevación del terreno y (7) tipo de suelo. Los resultados mostraron que aproximadamente el 5,7% de toda la población de la Municipalidad de Lund estuvo afectada por altos niveles de ruido por encima de los 55 dBA, el cual es el límite que establece la legislación sueca.

Así como en Europa, también se han llevado a cabo estudios de evaluación acústica en las ciudades de América Latina. Este es el caso de Villarreal et al. (2003), quienes estudiaron los niveles de ruido en un sector del área urbana de la ciudad de Panamá, el cual concentra una gran cantidad de centros hospitalarios, educativos, habitacionales y religiosos. Para la evaluación de los niveles de ruido, se seleccionaron 100 puntos donde se realizaron mediciones con sonómetros para luego elaborar un mapa de ruido en base a esta información registrada en campo. Adicionalmente, se aplicaron 300 encuestas para la cuantificación de las molestias por parte de las personas en el área de estudio. Con respecto a los resultados, los niveles de ruido oscilaron entre los 54 dBA y 88 dBA, para el horario comprendido entre las 06:00 h y 07:00 h, y en promedio, el área de estudio estuvo expuesta a 74 dBA entre las 07:00 h y las 21:00 h. Asimismo, el 44% de las personas señalaron que uno de los ruidos más molestos fue el ocasionado por el tráfico rodado y sólo el 4% expresó no sentir ningún tipo de molestia por el ruido existente.

El Instituto de Acústica de la Universidad Austral de Chile, a cargo de Suárez et al. (2011), realizaron un estudio de impacto acústico en la comuna de Santiago de Chile para el Ministerio del Medio Ambiente de Chile, con el fin de analizar las posibles medidas en la

gestión del control de ruido urbano. Como parte de este estudio se realizaron mapas de ruido mediante la utilización del *software* CadnaA, en el cual se configuró el modelo de predicción alemán RLS-90, y se llevó a cabo una encuesta de percepción del ruido en 519 viviendas. La información empleada para el modelo fueron los datos de las edificaciones con atributos de altura, flujos vehiculares, planos e imágenes satelitales del área de estudio. Asimismo, se realizaron mediciones en campo con el fin de obtener datos para la verificación del proceso de modelización. Los resultados obtenidos del mapa de ruido, considerando el criterio de la Unión Europea, mostraron que un 54% de la superficie de estudio se encontró sobre los 65 dBA en el día, y un 60% sobre los 55 dBA en la noche. Además, de los resultados correspondientes a la encuesta, se destacó que la fuente de ruido ambiental más molesta durante el día fue el tránsito vehicular, el 13% de los encuestados indicó que el ruido ambiental siempre perturba el sueño y un 11,5% admitió que siempre le genera dolor de cabeza.

2.9.2 ANTECEDENTES NACIONALES

En el Perú, también se han llevado a cabo evaluaciones de impacto acústico en diferentes ciudades del país, sin embargo, no es común la práctica de complementar los métodos cuantitativos para determinar los niveles de ruido (mediciones en campo o modelos de predicción) con los métodos cualitativos para determinar la percepción y molestia a causa del ruido en las personas (encuestas, cuestionarios, entre otros).

En la ciudad de Lima, Santos (2007) evaluó el impacto ocasionado por el tráfico vehicular en la Av. Javier Prado, en el tramo comprendido entre la Av. Aviación por el este (E) y la Av. Brasil por el oeste (O). La metodología consideró la aplicación de 260 encuestas. Santos indicó que el 61,5% de las personas encuestadas expresaron que estaban muy molestos a causa del ruido y el 46,2% afirmó que el ruido sí afectaba su salud. Además, el 62,7% de los encuestados manifestaron que el tráfico vehicular es la fuente de ruido que resulta más molesta.

En la UNALM también se realizó un estudio de impacto acústico en base a la elaboración de mapas de ruido. Arellano (2008) determinó la distribución espacial del ruido ambiental en el campus de la UNALM por medio de mapas de ruido para los horarios diurno y nocturno. Estos mapas de distribución fueron elaborados con el *software* ArcGIS mediante interpolación de la información registrada en campo por medio de sonómetros. Asimismo, los resultados de los mapas diurno y nocturno fueron comparados con los ECA-Ruido. De

esta forma, se encontró que dentro del campus de la UNALM los niveles de ruido estuvieron entre los 44,7 dBA y 59,8 dBA para el horario diurno, y entre los 39,5 dBA y 51,3 dBA para el horario nocturno, excediendo los ECA-Ruido para una zona de protección especial. Asimismo, en las vías circundantes a la UNALM se observó que en la Av. La Molina, Av. Raúl Ferrero y Alameda El Corregidor, los niveles de ruido durante el horario diurno estuvieron entre los 70,5 dBA y 74,2 dBA, mientras que para el horario nocturno oscilaron entre los 64,1 dBA y 68,9 dBA, excediendo los ECA-Ruido en ambos horarios.

Por otro lado, el distrito de Miraflores (2009), ubicado en la ciudad de Lima, ha elaborado mapas de ruido para utilizarlos como herramientas básicas de planificación urbana y de gestión ambiental en el control y prevención de la contaminación sonora. Estos mapas de ruido se han elaborado en el Óvalo de Miraflores, considerado como una de las zonas de mayor tráfico vehicular en el distrito, a través de mediciones de los niveles de ruido en 11 posiciones representativas de la zona principal y mediante la modelización con el *software* LimA. Los resultados obtenidos mostraron que los niveles de ruido en la Av. Arequipa, Av. José Pardo, Av. Diagonal, Av. Ricardo Palma y Av. Petit Thouars, estuvieron comprendidos entre los 75 dBA y 80 dBA.

Otro estudio acerca del ruido ambiental en el distrito de Miraflores fue llevado a cabo por el Laboratorio de Acústica de la PUCP, bajo la responsabilidad de Llimpe (2011). El objetivo general de este estudio fue evaluar la contaminación sonora a través del desarrollo de un estudio subjetivo sobre ruido y su relación con los niveles de presión sonora. Como parte del estudio se aplicaron 478 encuestas estructuradas para conocer la percepción de las personas en materia del ruido ambiental y se realizaron mediciones de los niveles de ruido en los 14 sectores vecinales del distrito. Según los resultados de las encuestas, el tráfico vehicular constituyó la fuente de ruido principal que genera mucha molestia y se escucha un mayor número de veces durante las 24 horas del día aproximadamente. Con respecto a los niveles de ruido registrados, estos oscilaron entre los 45,9 dBA (Cl. Independencia) y los 74,7 dBA (Cl. Mariano Odicio), para los horarios nocturno y diurno, respectivamente. En general, los niveles de ruido registrados en los 14 sectores vecinales sobrepasaron el ECA-Ruido para una zona de aplicación residencial durante el horario diurno (60 dBA).

Asimismo, Klepel (2010), por encargo del MINAM, realizó un estudio de evaluación de los niveles de ruido en las ciudades de Lima, Trujillo e Iquitos. Este estudio contempló

mediciones en campo con sonómetros así como la modelización de los niveles de ruido para las cuatro zonas de aplicación estipuladas en el D.S. N° 085-2003-PCM y en cada una de las ciudades en mención. Los resultados indicaron que no existen problemas significativos de cumplimiento de la normativa en las zonas de protección especial e industrial de las tres ciudades, caso contrario, en las zonas residencial y comercial sí hubo excedencias de los ECA-Ruido correspondientes. Asimismo, se concluyó que el alto nivel de ruido es producido por fuentes móviles y en ningún caso por fuentes fijas como restaurantes, fuentes de soda, pubs o discotecas.

Llosa et al. (2010) llevaron a cabo un estudio de la contaminación sonora en el perímetro sur (S) de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM) con el fin de evaluar el impacto acústico debido al incremento del flujo vehicular en el intercambio vial de la Av. Universitaria y la Av. Venezuela. Para este estudio, se establecieron 10 puntos para medir los niveles de ruido en el horario diurno considerando las *'peores condiciones'*, es decir, en horas de mayor tráfico vehicular y en horas de clase. Los resultados mostraron que todas las mediciones excedieron el ECA-Ruido para una zona de protección especial (50 dBA), con valores que variaron entre los 71,2 dBA y 81,4 dBA. Asimismo, se atribuyeron estos altos niveles de ruido a la antigüedad del transporte público que circula por la zona, además de la alta tasa de circulación de vehículos pesados.

En la PUCP también se ha realizado una investigación acerca de la evaluación del impacto sonoro en su campus universitario. Baca y Seminario (2012) elaboraron un mapa de ruido a partir de mediciones en campo con sonómetros y aplicaron una encuesta a la comunidad universitaria sobre la percepción del ruido ambiental. Con el fin de cumplir con los objetivos de su investigación, se realizaron cinco mediciones en el horario diurno de los días laborables y en cada uno de los 276 cuadrantes de 50 m x 50 m en los que el campus fue dividido para este estudio. Estos registros fueron interpolados con el *software* Surfer y las curvas de nivel generadas fueron importadas al *software* AutoCAD para integrarse con los planos del campus de la PUCP. Asimismo, se hizo una encuesta sobre la percepción del ruido de la comunidad universitaria con un muestreo aleatorio estratificado en 13 zonas del campus. De acuerdo a los resultados obtenidos, se evidenció que los niveles de ruido en el campus universitario fueron superiores a los ECA-Ruido para una zona de protección especial, siendo la facultad más afectada el Centro Preuniversitario de la PUCP (CEPREPUCP) con valores de hasta 80 dBA. Incluso, se detectó que los niveles de ruido impactaron a los pabellones de Ciencias y Química con valores entre los 60 dBA y

70 dBA. Con respecto a la encuesta, se indicó que la principal fuente de ruido es el tráfico de vehículos que circulan por la Av. Universitaria y la Av. Riva Agüero, y que aproximadamente el 65% de las personas encuestadas reportaron sentir molestia por causa del ruido urbano.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 TIPO DE INVESTIGACIÓN

La presente investigación es considerada de tipo descriptiva transversal, ya que se estimó los niveles de ruido ambiental y determinó su distribución espacial en las vías circundantes al CGEP, comparó los niveles de ruido estimados en los receptores más cercanos con los estándares nacionales de calidad ambiental vigentes y determinó la percepción de los receptores acerca del ruido generado por el tráfico vehicular, todo en un momento dado. El periodo de evaluación estuvo comprendido entre los meses de febrero y abril de 2014.

3.2 FORMULACIÓN DE HIPÓTESIS

H₀₁: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP exceden los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido (ECA-Ruido) correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario diurno (60 dBA).

H_{A1}: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP no exceden los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido (ECA-Ruido) correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario diurno (60 dBA).

H₀₂: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP exceden los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido (ECA-Ruido) correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario nocturno (50 dBA).

H_{A2}: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP no exceden los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido (ECA-Ruido) correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario nocturno (50 dBA).

H₀₃: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP exceden los Niveles Acústicos de Evaluación (NAE) del distrito de San Borja correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario diurno (60 dBA).

H_{A3}: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP no exceden los Niveles Acústicos de Evaluación (NAE) del distrito de San Borja correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario diurno (60 dBA).

H₀₄: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP exceden los niveles acústicos de Evaluación (NAE) de San Borja correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario nocturno (50 dBA).

H_{A4}: Los niveles de ruido debido al tráfico vehicular en las vías circundantes al CGEP no exceden los niveles acústicos de Evaluación (NAE) correspondiente a una zona de aplicación residencial en el horario nocturno (50 dBA).

3.3 IDENTIFICACIÓN DE VARIABLES

Las variables identificadas fueron categorizadas según su naturaleza en variables cuantitativas y cualitativas, y de acuerdo a la posición en la investigación como variables dependientes e independientes. Para el caso de la estimación de los niveles de ruido con el modelo NMPB-Routes-96, se identificaron las siguientes variables cuantitativas:

- Variables independientes: flujo vehicular, velocidad vehicular, altura de edificaciones, dimensiones de las vías, coeficiente de reflexión del sonido según el tipo de vía, elevación del terreno, coeficiente de la absorción del suelo, distancia entre la fuente de ruido y los receptores, temperatura ambiental, humedad relativa, velocidad y dirección de viento.
- Variable dependiente: Nivel de presión sonora equivalente en ponderación A (L_{eq}).

En el caso de la determinación de la percepción de los receptores acerca del ruido generado por el tráfico vehicular, se determinaron las siguientes variables cualitativas:

- Variables independientes: Edad (rangos), género, nivel educativo y estado de salud.
- Variable dependiente: Molestia a causa del ruido.

3.4 DEFINICIONES OPERACIONALES

A continuación, se presentan las definiciones operacionales correspondientes a las variables consideradas en el modelo NMPB-Routes-96:

Tabla 4: Definiciones operacionales correspondientes a la estimación del ruido

Variable	Definición operacional
Flujo vehicular	Conteo de vehículos mediante un contómetro de mano en las vías circundantes al CGEP, expresado en vehículos/hora (veh/h).
Velocidad vehicular	Medición de la velocidad vehicular mediante una pistola radar, expresado en kilómetros/hora (km/h). El rango de medición es de 9 km/h a 334 km/h.
Dimensiones de las vías	Medición del ancho de las vías y número de carriles a partir de los expedientes técnicos de la Municipalidad de San Borja. Se expresa en metros (m) y número de carriles, respectivamente.
Coefficiente de reflexión del sonido según el tipo de vía	Revisión de las tablas de reflexión del sonido según el tipo de vía (WG-AEN 2006). El coeficiente se expresa en decibeles (dB), y toma valores desde -3,5 dB a 4,8 dB.
Altura de edificaciones	Revisión del plano de alturas de edificación del distrito de San Borja, expresado en número de pisos. El rango de alturas es de 1 a 10 pisos.
Elevación del terreno	Análisis de la imagen satelital DigitalGlobe. Se expresa en metros sobre el nivel del mar (msnm). El rango de elevación es de 100 msnm a 200 msnm.
Coefficiente de la absorción del suelo	Revisión de las tablas de absorción del suelo (WG-AEN 2006). El coeficiente es adimensional y toma valores de 0 a 1.
Distancia entre la fuente de ruido y los receptores	Análisis de la imagen satelital DigitalGlobe. Se expresa en metros (m).
Temperatura ambiental	Medición de la temperatura ambiental mediante una estación meteorológica automática portátil, expresada en grados Celsius (°C). El rango de medición es de 0 °C a 60 °C.
Humedad relativa	Medición de la humedad relativa mediante una estación meteorológica automática portátil, expresada en porcentaje (%). El rango de medición es de 0% a 100%.
Velocidad y dirección de viento	Medición de la velocidad y dirección de viento mediante una estación meteorológica automática portátil. Se expresa en metros/segundo (m/s) y grados, respectivamente. El rango de medición es de 0,5 m/s a 89 m/s, y de 0° a 360°.
Nivel de presión sonora equivalente en ponderación A (L_{eq})	Estimación de los L_{eq} mediante el modelo NMPB-Routes-96, expresados en decibeles con ponderación A (dBA) y en un rango de 0 dBA a 140 dBA.

FUENTE: Elaboración propia.

Con respecto a las variables consideradas en la determinación de la percepción de los receptores acerca del ruido ambiental, las definiciones operacionales fueron las siguientes:

Tabla 5: Definiciones operacionales correspondientes a la determinación de la percepción de los receptores acerca del ruido ambiental

Variable	Definición operacional
Edad (rangos)	Realización de encuestas en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP. Se expresa en intervalos de años, desde los 15 años hasta los 86 años.
Género	Realización de encuestas en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP. Se expresa como hombre o mujer.
Nivel educativo	Realización de encuestas en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP. Se expresa como educación primaria, secundaria o superior.
Estado de salud	Realización de encuestas en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP. Se expresa como bien, regular o mal.
Molestia a causa del ruido ambiental	Realización de encuestas en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP. Se expresa como mucho, regular o poco.

FUENTE: Elaboración propia.

3.5 ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo en las vías circundantes al CGEP, ubicado en el distrito de San Borja, provincia y departamento de Lima. Las vías corresponden a la Av. San Borja Norte, Cl. 20, Av. Buenavista, Av. Bielovucic Cavalier, Av. Jara Schenone, Av. Velasco Astete, Av. Esmeralda, Av. La Floresta, Av. San Borja Sur, Jr. Paseo Del Bosque y Av. Boulevard de Surco. El clima en el área de estudio presenta condiciones de permanente aridez y es clasificado como Clima Árido Cálido (BWh) de acuerdo a la clasificación climática de Koppen-Geiger. La temperatura media mensual multianual durante el verano oscila entre 20,2 °C a 25,8 °C, y en el invierno varía entre 15,5 °C a 18,3 °C. La precipitación media mensual multianual es de aproximadamente 10 mm/año y la velocidad del viento superficial varía entre 3 m/s y 5 m/s con direcciones sur (S), sur suroeste (SSO) y sur sureste (SSE) (Vivienda 2004). En la Figura 18 se presenta la ubicación del área de estudio.

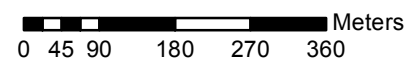


LEYENDA

— Área de Estudio

REFERENCIA

Datos Base: Microsoft Bing Maps
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título	
Área de Estudio	
Diseño	Figura
Iván Vargas Ortiz	18

3.6 MATERIALES

- Plano básico catastral del distrito de San Borja
- Plano de zonificación de los usos del suelo del distrito de San Borja
- Plano de alturas de edificios a alrededores del CGEP del distrito de San Borja
- Imagen satelital DigitalGlobe del área de estudio
- *Software* ArcGIS 10
- *Software* IBM SPSS Statistics 22
- *Software* ISound
- *Software* Microsoft Office 2007
- *Software* SoundPLAN 7.3
- *Software* WeatherLink 6.0.3
- *Software* WRPLOT View 7.0
- Formatos de medición de flujo vehicular
- Formatos de medición de la velocidad vehicular promedio
- Formatos de encuestas
- Cuaderno de campo

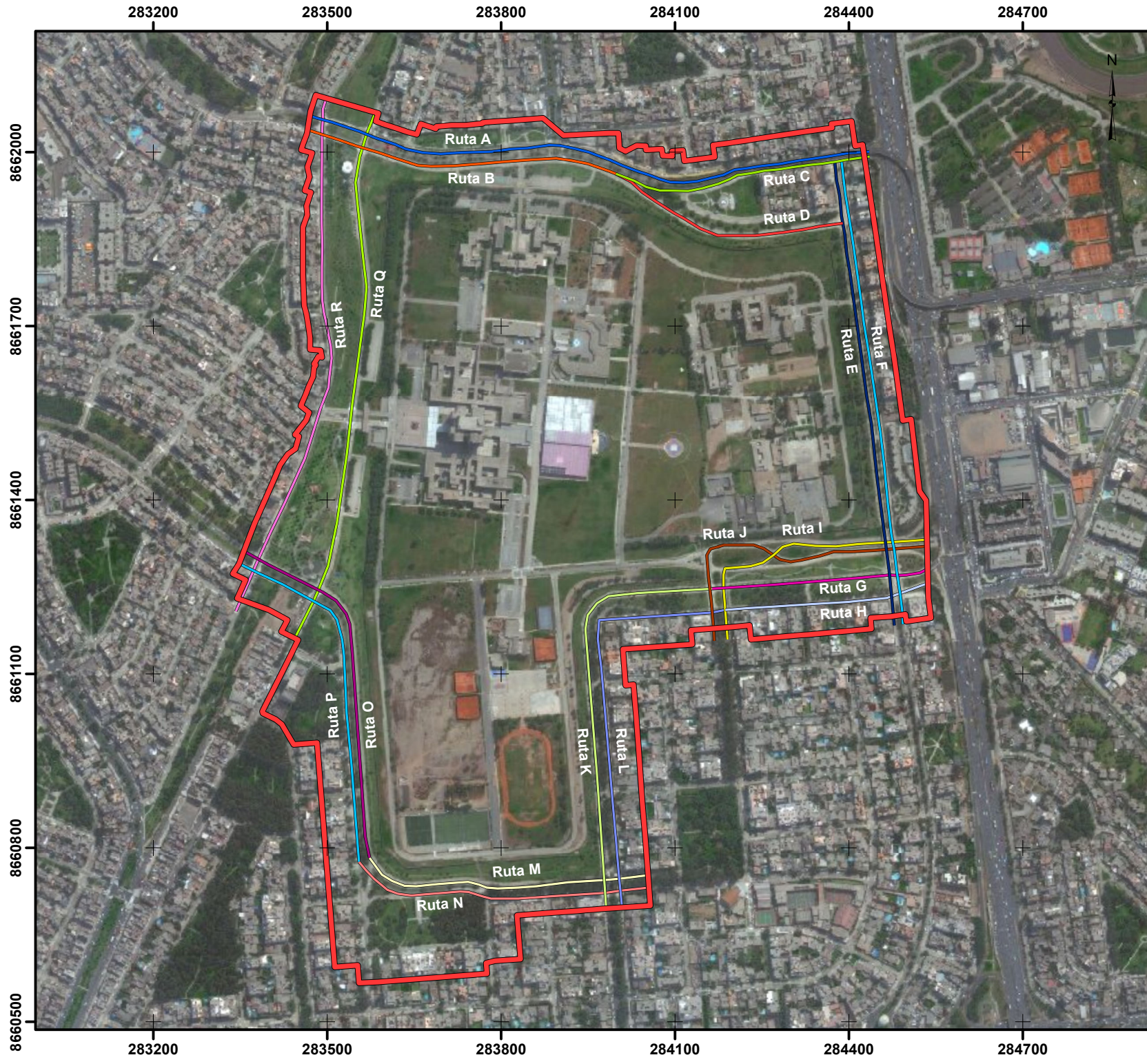
3.7 EQUIPOS

- Cámara fotográfica
- GPS
- Contómetro de mano
- Sonómetro integrador tipo 2 y calibrador acústico
- Estación meteorológica automática portátil
- Pistola radar de velocidad
- Computadora personal

3.8 METODOLOGÍA

3.8.1 DETERMINACIÓN DEL FLUJO VEHICULAR

Con la finalidad de determinar el flujo vehicular, se establecieron 18 rutas de acuerdo a la dirección en la que los vehículos circularon por las vías circundantes al CGEP. En la Figura 19 se muestran las rutas en mención.

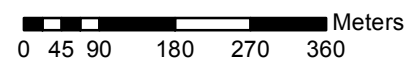


LEYENDA

— Área de Estudio

REFERENCIA

Datos Base: Microsoft Bing Maps
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título	
Rutas Principales de Tráfico Vehicular	
Diseño	Figura
Iván Vargas Ortiz	19

Asimismo, se establecieron 14 estaciones de conteo vehicular, las cuales fueron distribuidas en las rutas identificadas dentro del área de estudio. En la Tabla 6 se presentan las coordenadas de las estaciones así como una breve descripción de la ubicación en relación a las rutas en estudio.

Tabla 6: Ubicación de las estaciones de conteo vehicular

Estación	Ubicación geográfica (Proyección UTM, Datum WGS 84, Zona 18 S)			Descripción
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)	
EST-01	283 737	8 662 008	173	Estación ubicada en la ruta A, correspondiente a la Av. San Borja Norte, con flujo vehicular en dirección a la Av. San Luis.
EST-02	283 954	8 661 967	174	Estación ubicada entre las rutas B y C, correspondientes a la Av. San Borja Norte, con flujo vehicular en dirección a la Carretera Panamericana Sur.
EST-03	284 258	8 661 601	173	Estación ubicada en la ruta D, correspondiente a la Cl. 20, con flujo vehicular en dirección a la Av. Buenavista.
EST-04	284 418	8 661 601	173	Estación ubicada en las rutas E y F, correspondientes a la Av. Buenavista, con flujo vehicular en dirección a la Av. Primavera y a la Av. San Borja Norte, respectivamente.
EST-05	284 341	8 661 267	167	Estación ubicada entre las rutas G, I y J, correspondientes a la Av. Bielovucic Cavalier con flujo vehicular en dirección a la Av. Velasco Astete, a la Av. Jara Schenone en dirección a la Carretera Panamericana Sur y a la Av. Jara Schenone en dirección a Alameda Picaflores, respectivamente.
EST-06	284 329	8 661 223	167	Estación ubicada en la ruta H, correspondiente a la Av. Bielovucic Cavalier con flujo vehicular en dirección a la Cl. Juan Valer Sandoval.
EST-07	283 985	8 660 994	161	Estación ubicada en la ruta L, correspondiente a la Av. Velasco Astete con flujo vehicular en dirección a la Av. Bielovucic Cavalier.
EST-08	283 951	8 660 979	160	Estación ubicada en la ruta K, correspondiente a la Av. Velasco Astete con flujo vehicular en dirección a la Av. Primavera.

Estación	Ubicación geográfica (Proyección UTM, Datum WGS 84, Zona 18 S)			Descripción
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)	
EST-09	283 754	8 660 747	155	Estación ubicada en la ruta M, correspondiente a la Av. Esmeralda con flujo vehicular en dirección a la Av. La Floresta.
EST-10	283 674	8 660 713	155	Estación ubicada en la ruta N, correspondiente a la Av. Esmeralda con flujo vehicular en dirección al Jr. Galeón.
EST-11	283 564	8 661 012	156	Estación ubicada en la ruta O, correspondiente a la Av. La Floresta con flujo vehicular en dirección a la Av. San Borja Sur.
EST-12	283 524	8 661 047	157	Estación ubicada en la ruta P, correspondiente a la Av. La Floresta con flujo vehicular en dirección a la Av. Esmeralda.
EST-13	283 481	8 661 495	161	Estación ubicada en la ruta R, correspondiente a la Av. Boulevard de Surco con flujo vehicular en dirección a la Av. San Borja Sur.
EST-14	283 559	8 661 752	165	Estación ubicada en la ruta Q, correspondiente al Jr. Paseo Del Bosque con flujo vehicular en dirección a la Av. San Borja Norte.

FUENTE: Elaboración propia.

En la Figura 20 se muestra la ubicación de las 14 estaciones de conteo vehicular.

En cada estación se determinó el flujo vehicular horario correspondiente a cada ruta identificada mediante el uso de un contómetro de mano. Los vehículos contabilizados fueron clasificados como vehículos ligeros (menor a 3,5 t) y pesados (mayor a 3,5 t), de acuerdo al proyecto de la Comisión Europea «Reducción del ruido, acciones demostrativas e innovadoras, e información al público» (NADIA, por sus siglas en inglés) (2009).

Asimismo, considerando la «Guía de Buenas Prácticas para un Mapeo Estratégico del Ruido y Generación de Información Asociada a la Exposición al Ruido» del Grupo de Trabajo de la Comisión Europea para la Evaluación de la Exposición al Ruido (WG-AEN, por sus siglas en inglés) (2006), los conteos se realizaron en cada estación durante el horario diurno (07:01 h a 22:00 h) y nocturno (22:01 h a 07:00 h) de los cinco días laborables, en las horas pico correspondientes a cada horario y por un periodo de 1 hora.



LEYENDA

- ◆ Estaciones de Conteo Vehicular
- Área de Estudio

REFERENCIA

Datos Base: Microsoft Bing Maps
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S

Meters

0 45 90 180 270 360

Título	
Estaciones de Conteo Vehicular	
Diseño	Figura
Iván Vargas Ortiz	20

Es preciso indicar que en el primer día, los conteos se realizaron por un periodo de 18 horas (06:00 h a 23:00 h) en la estación EST-01 para identificar las horas pico del área de estudio, tanto en el horario diurno como nocturno. En el Anexo 1 se presenta el formato empleado para el conteo vehicular.

La determinación del flujo vehicular se realizó en una campaña comprendida entre el 24 de febrero al 14 de marzo de 2014.

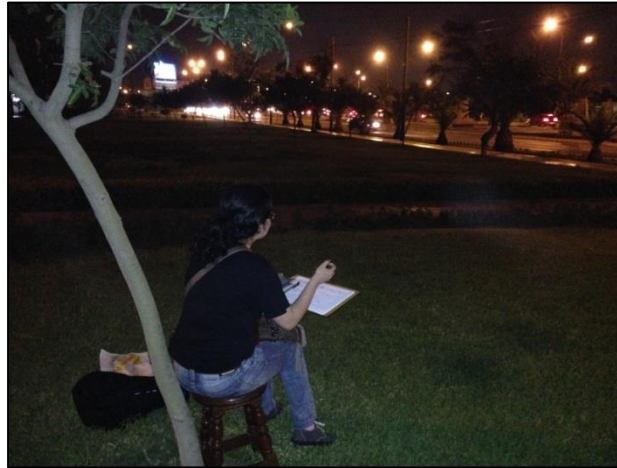


Figura 21: Conteo vehicular en la estación EST-01 (Av. San Borja Norte)

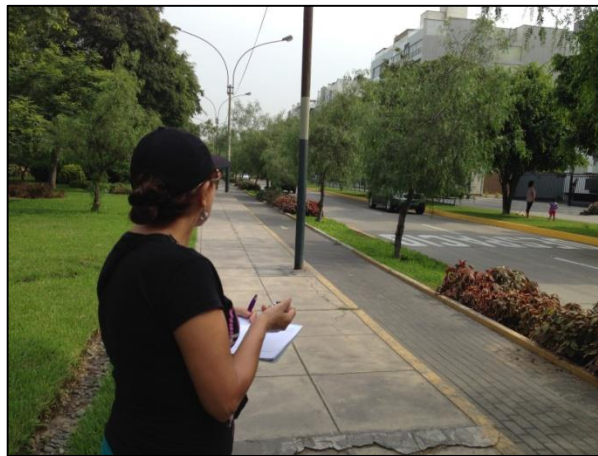


Figura 22: Conteo vehicular en la estación EST-04 (Av. Buenavista)



Figura 23: Conteo vehicular en la estación EST-07 (Av. Velasco Astete)



Figura 24: Conteo vehicular en la estación EST-13 (Av. Boulevard de Surco)

Para cada una de las 18 rutas identificadas en el área de estudio, se obtuvieron cinco mediciones por tipo de vehículo (ligero o pesado) en las horas pico de los horarios diurno y nocturno. Luego, se calculó con el *software* Microsoft Excel el flujo vehicular promedio por tipo de vehículo y por horario en base a la siguiente fórmula:

$$\text{Flujo vehicular promedio} = \frac{1}{5} \sum_{i=1}^5 FDL_i$$

Donde:

FDL: Flujo vehicular en días laborables (vehículo/h).

3.8.2 MEDICIÓN DE LA VELOCIDAD VEHICULAR

Para la medición de la velocidad vehicular en las 18 rutas identificadas en el área de estudio, se consideraron las mismas 14 estaciones de conteo vehicular.

De acuerdo a la guía del WG-AEN (2006), se determinó la velocidad a la que los vehículos circularon en cada una de las 18 rutas mediante el uso de una pistola radar de velocidad modelo Falcon HR de la marca Kustom Signals Inc. (Kustom), el cual cuenta con una exactitud de ± 1 km/h (Kustom 2007).



Figura 25: Pistola radar de velocidad Kustom Falcon HR

Las mediciones se llevaron a cabo sobre la base de los métodos y procedimientos del «Manual del Operador» (Kustom 2007) de la pistola radar de velocidad. Los criterios considerados para las mediciones fueron los siguientes:

- Se configuró la pistola radar de velocidad en los modos *Stationary Receding Only* y *Fastest Vehicle Mode*, para registrar la velocidad de los vehículos más rápidos que se alejaban del operador.
- Se seleccionó un área con buena vista del tráfico vehicular, segura para el operador y de fácil acceso.
- Se evitaron fuentes potenciales de interferencia, tales como señales reflectantes de gran tamaño, subestaciones eléctricas y otras fuentes potenciales de interferencia eléctrica.

En el Anexo 2 se presenta el formato empleado para la medición de la velocidad vehicular. Cabe mencionar que la campaña de medición se llevó a cabo del 24 al 29 de marzo de 2014.



Figura 26: Medición de velocidad en la estación EST-01 (Av. San Borja Norte)



Figura 27: Medición de velocidad en la estación EST-07 (Av. Velasco Astete)

Para cada una de las 18 rutas identificadas en el área de estudio, se obtuvieron 20 mediciones en las horas pico correspondientes a los horarios diurno y nocturno de los días laborables. Posteriormente, se calculó con el *software* Microsoft Excel la velocidad vehicular promedio por horario en base a la siguiente fórmula:

$$Velocidad\ vehicular\ promedio = \frac{1}{20} \sum_{i=1}^{20} VDL_i$$

Donde:

VDL: Velocidad vehicular en días laborables (km/h).

Es preciso indicar que se tomó en cuenta los límites máximos de velocidad de cada ruta según lo establecido en el «Reglamento Nacional de Tránsito» aprobado mediante D.S. N° 033-2001-MTC.

3.8.3 CARACTERIZACIÓN DE LAS VÍAS

Con el fin de caracterizar las 18 rutas identificadas en el área de estudio, se revisó el plano básico catastral del distrito de San Borja (ver Anexo 3), se realizó una inspección en campo del área de estudio, y se hicieron las consultas respectivas a la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas de la Municipalidad de San Borja.

Con la información disponible en el plano básico catastral, se determinó el ancho de cada una de las rutas. Asimismo, con la inspección en campo y con la información brindada por la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas, se determinó el número de carriles y el tipo de superficie de rodadura en las 18 rutas.

También se identificaron las intersecciones más importantes dentro del área de estudio, debido a su influencia en las emisiones de ruido. Estas intersecciones son:

- Intersección Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco
- Intersección Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque
- Intersección Av. San Borja Norte con Av. Velasco Astete
- Intersección Cl. 20 con Av. Buenavista
- Intersección Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier
- Intersección Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores
- Intersección Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda
- Intersección Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque
- Intersección Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco
- Intersección Jr. Paseo Del Bosque con Puerta Principal del CGEP
- Intersección Av. Boulevard de Surco con Cl. Wolfgang Amadeo Mozart

La mejor práctica de acuerdo a las guías de WG-AEN (2006) y de NADIA (2009) para considerar la influencia de las intersecciones en las estimaciones de ruido, es dividir las

rutas en segmentos con tráfico acelerado, desacelerado y continuo, de acuerdo a las siguientes fórmulas:

$$\text{Longitud del segmento de ruta (tráfico acelerado)} = 2 \times V$$

$$\text{Longitud del segmento de ruta (tráfico desacelerado)} = 3 \times V$$

Donde:

V: Velocidad vehicular promedio de la ruta (km/h).

La longitud del segmento de ruta para un tráfico acelerado es expresada en metros (m) después del centro de la intersección. Asimismo, la longitud del segmento de ruta para un tráfico desacelerado también se expresa en metros (m) antes del centro de la intersección.

3.8.4 DETERMINACIÓN DE LA ALTURA DE LAS EDIFICACIONES

Para la determinación de la altura de las edificaciones en el área de estudio, se revisó el Informe N° 027-2014-MSB-GM-GDU-UCA proporcionado por la Unidad de Catastro perteneciente a la Gerencia de Desarrollo Urbano de la Municipalidad de San Borja, el cual se presenta en el Anexo 4.

En este informe se detalla la lista de los lotes con código catastral que se encuentran en los alrededores del CGEP, la dirección de los lotes en mención, así como su altura expresada en número de pisos. Asimismo, se adjunta un plano representando las alturas de las edificaciones. La información proporcionada se encuentra actualizada al mes de febrero de 2014.

Para determinar la altura de las edificaciones expresada en metros (m), se consideró la Norma G.040 del «Reglamento Nacional de Edificaciones», aprobado mediante D.S. N° 011-2006-VIVIENDA, donde se establece que «en los casos en que la altura de la edificación esté indicada en pisos, cada piso se considera de 3,0 m». Por este motivo, la altura de las edificaciones en metros (m) se calculó con el *software* Microsoft Excel en base a la siguiente fórmula:

$$\text{Altura de edificación} = 3 \times N^{\circ} \text{ de pisos}$$

3.8.5 CARACTERIZACIÓN METEOROLÓGICA

De acuerdo a la guía del WG-AEN (2006), para determinar la ocurrencia de condiciones favorables para la propagación del ruido, es necesario contar con información meteorológica a una escala local, la cual corresponde a una extensión que comprende un rango de 0,1 km a 3 km (WMO 2008). Al no existir esta información para el área de estudio, se procedió con la caracterización de la meteorología local mediante la instalación de una estación meteorológica automática, cuya ubicación fue determinada en base a la accesibilidad y a la seguridad de la zona, presencia de grass bajo, así como a la ausencia de obstáculos como árboles, edificios y otras estructuras (USEPA 2000, WMO 2006). En la Tabla 7 se presentan las coordenadas de la estación así como una breve descripción de su ubicación.

Tabla 7: Ubicación de la estación meteorológica automática

Estación	Ubicación geográfica (Proyección UTM, Datum WGS 84, Zona 18 S)			Descripción
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)	
EMA-01	283 719	8 662 437	180	Estación ubicada en el Parque Islas Malvinas, entre la Av. Boulevard de Surco y Jr. Paseo Del Bosque.

FUENTE: Elaboración propia.




En la Figura 28 se muestra la ubicación de la estación meteorológica automática, así como su representatividad espacial considerando la escala local.

Se registró la información de temperatura ambiental, humedad relativa, así como la velocidad y dirección de viento, mediante el uso de una estación meteorológica automática de la marca Davis Instruments, modelo Vantage Pro2 Plus. La exactitud de los sensores empleados se detalla a continuación:

- Sensor de temperatura ambiental: $\pm 0,5$ °C
- Sensor de humedad relativa: $\pm 3\%$
- Sensor de velocidad y dirección de viento: ± 1 m/s, $\pm 3^\circ$

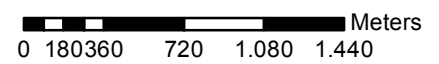


LEYENDA

-  Estación Meteorológica
-  Escala Local
-  Área de Estudio

REFERENCIA

Datos Base: Microsoft Bing Maps
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título	
Estación Meteorológica	
Diseño	Figura
Iván Vargas Ortiz	28



Figura 29: Estación meteorológica automática Davis Instruments Vantage Pro2 Plus

Los parámetros meteorológicos en mención fueron registrados considerando los métodos y procedimientos descritos en la «Guía sobre el Monitoreo Meteorológico para aplicaciones de Modelos Regulatorios» de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA, por sus siglas en inglés) (2000), en el «Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Aire y Gestión de los Datos» de la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA) (2005) y en la «Guía sobre Instrumentos Meteorológicos y Métodos de Observación» de la Organización Meteorológica Mundial (WMO, por sus siglas en inglés) (2008). Los criterios considerados fueron los siguientes:

- Se configuró la estación meteorológica automática con una resolución temporal de 10 minutos.
- Se instalaron los sensores de temperatura ambiental y humedad relativa en un trípode metálico, a una altura comprendida entre los 1,2 m y 2,0 m sobre el nivel del suelo.
- Se instaló el sensor de velocidad y dirección de viento a una altura aproximada de 6 m sobre el nivel del suelo, con referencia al norte verdadero y a una distancia de al menos 10 veces la altura de cualquier obstáculo.



Figura 30: Caracterización meteorológica en la estación EMA-01

El registro de los parámetros meteorológicos se realizó por un periodo de siete días continuos, entre el 6 y el 13 de marzo de 2014.

La información fue descargada a un computador personal utilizando el *software* WeatherLink 6.0.3. Los registros de temperatura ambiental, humedad relativa y velocidad de viento fueron procesados con el *software* Microsoft Excel para calcular los promedios, las máximas y las mínimas por medio de tablas dinámicas, así como para graficar series de tiempo. Por otro lado, para analizar la dirección de viento y graficar la rosa de viento, se utilizó el *software* WRPLOT View 7.0.

3.8.6 MODELIZACIÓN DEL RUIDO AMBIENTAL DEBIDO AL TRÁFICO

Para la modelización de ruido ambiental se utilizó el *software* SoundPLAN 7.3, el cual ha sido desarrollado por SoundPLAN International LLC y Braunstein + Berndt GmbH. Este *software* es utilizado por más de 5 000 usuarios, incluyendo gobiernos, consultores e investigadores en más de 40 países, y es el *software* líder en el mundo en predicción ambiental (Hadzi-Nikolova et al. 2011).

Asimismo, se consideraron las recomendaciones descritas en la Directiva 2002/49/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental, las cuales se exponen a continuación:

- El sonido que se tiene en cuenta es el sonido incidente, es decir, no se considera el sonido reflejado en la fachada de una determinada vivienda.

- La altura de los puntos de evaluación en la elaboración de mapas estratégicos de ruido en relación con la exposición en las proximidades de los edificios, se situaron a $4,0 \text{ m} \pm 0,2 \text{ m}$ de altura sobre el nivel del suelo en la fachada más expuesta; a tal efecto, la fachada más expuesta es el muro exterior más próximo situado frente a la fuente sonora.
- El TNM recomendado para la predicción del ruido debido al tráfico rodado es el método nacional de cálculo francés NMPB-Routes-96, el cual se describe detalladamente en el Anexo 5.

Es preciso mencionar que el *software* SoundPLAN 7.3 incluye dentro de sus módulos el TNM francés NMP-Routes-96, el cual fue utilizado para estimar los niveles de ruido generados por el tráfico vehicular en los alrededores del CGEP.

Para la realización de los cálculos, se han configurado diversos parámetros para la modelización de ruido ambiental. Estos parámetros, también denominados datos de entrada, fueron los siguientes:

- Modelo Digital de Terreno (DGM, por sus siglas en inglés): El DGM fue obtenido a partir de una imagen satelital DigitalGlobe la cual presenta información de elevación como cotas. Luego, estas cotas fueron interpoladas mediante triangulación para obtener las curvas de nivel.
- Vías: Se consideraron las características de las 18 rutas identificadas en el área de estudio, las cuales son el tipo de superficie de rodadura y sus propiedades de reflexión, ancho de la vía, flujo horario para vehículos livianos y pesados, así como la velocidad promedio de viaje. Además, las vías fueron divididas en segmentos de acuerdo a las intersecciones principales identificadas. Esta información se presenta en las secciones 4.2, 4.3 y 4.4.
- Edificaciones: Se consideraron las alturas de las edificaciones, así como el número de pisos, las cuales se presentan en la sección 4.5.
- Absorción del suelo: Se aplicó al área de estudio un factor de absorción de 0,5, el cual corresponde a una zona de uso residencial (WG-AEN 2006).
- Temperatura ambiental y humedad relativa: Se utilizó la información meteorológica registrada en campo, la cual se presenta en la sección 4.6.

- Ocurrencia de condiciones favorables para la propagación del ruido: Se utilizó la información de velocidad y dirección del viento registrada en campo, la cual se presenta en la sección 4.6.
- Receptores: Se ubicaron 227 receptores cercanos a las vías circundantes al CGEP, los cuales corresponden a las edificaciones más cercanas (ver sección 4.7.1). Asimismo, se ubicaron 8 receptores para la validación del modelo (ver sección 3.8.7), y adicionalmente, se posicionaron 40 072 receptores radiales a distancias equitativas en direcciones equiangulares para el mapa de ruido.
- Área de cálculo: Se consideró el área de estudio de la presente investigación.
- Malla de cálculo: Se eligió una malla de 5 m x 5 m para poder realizar un estudio minucioso del área de estudio (Acusttel 2009).
- Orden de reflexión: Se consideró un orden de reflexión de 3 (Arana et al. 2009).

Además, se consideraron los siguientes supuestos para la modelización de ruido ambiental, los cuales se basaron en diversos estudios relacionados a la presente investigación (Campos y Gerard 2008, Karantonis et al. 2010, Probst 2010, Hadzi-Nikilova et al. 2011) y en la guía de la WG-AEN (2006):

- Todos los edificios presentan el mismo tipo de material de construcción.
- La pérdida por reflexión para fachadas con balcones y frentes irregulares es de 2 dBA, y para fachadas lisas de 1 dBA.
- El ruido es emitido desde el centro de cada carril de las vías.
- Se consideraron los datos de flujo vehicular y velocidad vehicular de las horas pico de los días laborables correspondientes a los horarios diurno y nocturno. Bajo este enfoque conservador se protege a los receptores (principio de precaución).
- En los cálculos del ruido ambiental, sólo se consideró el tráfico vehicular, más no el ruido de fondo.

Los datos de salida correspondientes a los niveles de ruido (L_{eq}) con ponderación A para los horarios diurno y nocturno, fueron presentados en tablas de resultados, junto con las coordenadas de cada receptor donde se estimaron estos niveles. Estas tablas fueron importadas al *software* ArcGIS 10 para realizar las interpolaciones con el método geostatístico *kriging*, elaborar los mapas de ruido (Arellano 2008, Murillo et al. 2012) y llevar a cabo un análisis estadístico descriptivo univariado. En estos mapas se representó la distribución espacial de los niveles de ruido tanto para el horario diurno como nocturno.

Asimismo, los niveles de ruido estimados en los 227 receptores más cercanos a las vías circundantes del CGEP fueron descritos estadísticamente mediante los *software* Microsoft Excel e IBM SPSS Statistics 22. Además, los niveles de ruido estimados fueron comparados con los ECA-Ruido respectivos y con los NAE de la Ordenanza N° 306-2004-MSB, mediante el uso del *software* Microsoft Excel. Cabe mencionar que para fines de la presente investigación, se consideró que los receptores en el área de estudio estuvieron ubicados en una zona de aplicación mixta residencial-comercial, tomando como referencia el plano de zonificación de los usos del suelo del distrito de San Borja (ver Anexo 6). Es por este motivo que se han considerado los ECA-Ruido y NAE correspondientes a una zona de aplicación residencial.

3.8.7 VALIDACIÓN DEL MODELO

Para validar los resultados del modelo, se llevó a cabo una campaña de medición del ruido ambiental. Se establecieron ocho estaciones de monitoreo, cuyas ubicaciones se seleccionaron en función a las vías principales identificadas en los alrededores del CGEP. En la Tabla 8 se presentan las coordenadas de las estaciones así como una breve descripción de la ubicación en relación a las vías principales del área de estudio.

Tabla 8: Ubicación de las estaciones de monitoreo de ruido ambiental

Estación	Ubicación geográfica (Proyección UTM, Datum WGS 84, Zona 18 S)			Descripción
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)	
RA-01	283 734	8 662 013	173	Estación ubicada en la Av. San Borja Norte, a 160 m aproximadamente de Jr. Paseo Del Bosque.
RA-02	284 254	8 661 847	173	Estación ubicada en la Cl. 20, a 140 m aproximadamente de la Av. Buenavista.
RA-03	284 423	8 661 557	173	Estación ubicada en la Av. Buenavista, a 290 m aproximadamente de la Av. Bielovucic Cavalier.
RA-04	284 320	8 661 268	167	Estación ubicada en la Av. Bielovucic Cavalier, a 130 m aproximadamente de la Alameda Picaflores.
RA-05	283 953	8 660 958	160	Estación ubicada en la Av. Velasco Astete, a 220 m aproximadamente de la Av. Esmeralda.
RA-06	283 671	8 660 714	155	Estación ubicada en la Av. Esmeralda, en el Parque Aramburú y Salinas.

Estación	Ubicación geográfica (Proyección UTM, Datum WGS 84, Zona 18 S)			Descripción
	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)	
RA-07	283 524	8 661 046	157	Estación ubicada en la Av. La Floresta, en el Parque Las Lomas.
RA-08	283 577	8 661 746	165	Estación ubicada en el Jr. Paseo Del Bosque, a 260 m aproximadamente de la Av. San Borja Norte.

FUENTE: Elaboración propia.

En la Figura 31 se muestra la ubicación de las ocho estaciones de monitoreo de ruido ambiental.

En cada una de las ocho estaciones se registró el L_{eq} con ponderación A, mediante el empleo de un sonómetro integrador tipo 2 marca EXTECH Instruments, modelo 407780, el cual cuenta con una exactitud de $\pm 1,5$ dB y cumple con los estándares IEC 651/804 type 2 y ANSI S1.4 type 2 (EXTECH 2007). Junto con este sonómetro se utilizó una pantalla antiviento, un trípode metálico de 4,0 m de altura y un calibrador acústico marca EXTECH Instruments, modelo 407744.





Figura 32: Sonómetro EXTECH Instruments 407780 y calibrador acústico EXTECH Instruments 407744

El monitoreo de ruido se desarrolló sobre los métodos y procedimientos descritos en las normas NTP-ISO 1996-1:2007 «Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 1: Índices básicos y procedimiento de evaluación» y NTP-ISO 1996-2:2008 «Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 2: Determinación de los niveles de ruido ambiental». Estas normas son aplicables a sonidos generados por distintos

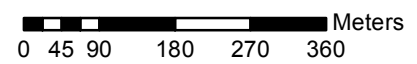


LEYENDA

-  Estaciones de Ruido Ambiental
-  Área de Estudio

REFERENCIA

Datos Base: Microsoft Bing Maps
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título	
Estaciones de Monitoreo de Ruido Ambiental	
Diseño	Figura
Iván Vargas Ortiz	31

tipos de fuentes, en forma individual o combinada, las cuales contribuyen al ruido total en un determinado lugar. Los niveles de ruido fueron registrados considerando los siguientes criterios:

- Se configuró el sonómetro para registrar niveles de ruido cada minuto, en el modo *Fast* y en ponderación A.
- Se calibró el sonómetro con el calibrador acústico, antes y después de cada medición.
- Se ubicó el sonómetro en el límite de la calzada, en un lugar libre de obstáculos, seguro y de fácil acceso.
- Se instaló el sonómetro con una pantalla antiviento y sobre un trípode metálico a una altura aproximada de 4,0 m sobre la superficie, considerando que el área de estudio corresponde a una zona residencial con edificios de más de un piso.
- Se dirigió el micrófono hacia la fuente emisora (tránsito de vehículos).
- El operador se ubicó a una distancia mayor a 2,0 m del sonómetro.



Figura 33: Configuración del sonómetro EXTECH Instruments 407780

Las mediciones con el sonómetro se llevaron a cabo por un periodo de 20 minutos en cada punto de medición tanto en el horario diurno como nocturno, durante las horas pico identificadas en el área de estudio. Cabe indicar que, adicionalmente, se realizaron mediciones por 24 horas en la estación RA-01 para analizar la variación temporal del ruido ambiental en el área de estudio con respecto al flujo vehicular. La campaña de monitoreo se realizó por cinco días, entre el 24 y 28 de febrero de 2014.



Figura 34: Medición de ruido ambiental en la estación RA-02 (Cl. 20)



Figura 35: Medición de ruido ambiental en la estación RA-06 (Av. Esmeralda)



Figura 36: Medición de ruido ambiental en la estación RA-04 (Av. Bielovucic Cavalier)



Figura 37: Medición de ruido ambiental en la estación RA-08 (Jr. Paseo Del Bosque)

Los registros del sonómetro fueron descargados a un computador personal por medio del *software* ISound, para luego ser organizados considerando los horarios diurno y nocturno descritos en el D.S. N° 085-2003-PCM. Después de organizada la información, con el *software* Microsoft Excel, se calcularon los promedios de los niveles de ruido para cada estación de monitoreo y por horario, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$L_{AeqT} = 10 \log \left[\frac{1}{T} \sum_{i=1}^n t_i \times 10^{L_i/10} \right]$$

Donde:

L_{AeqT} : Nivel de presión sonora continua equivalente con ponderación A (dBA).

L: Nivel de presión sonora con ponderación A en un tiempo t (dBA).

T: Periodo de medición (min).

t: Frecuencia de medición (min).

Posteriormente, se compararon los resultados de las mediciones en campo con los resultados del modelo con el fin de determinar la exactitud. Se calculó el error cuadrático medio (RMSE, por sus siglas en inglés), error medio absoluto (MAE, por sus siglas en inglés) y error medio absoluto en porcentaje (MAPE, por sus siglas en inglés) (Makridakis y Hibon 1995, Karantonis et al. 2010, Cirianni y Leonardi 2012).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (L_i - L_{eq,i})^2}{n}}$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |L_i - L_{eq,i}|$$

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{L_i - L_{eq,i}}{L_i} \right| \times 100$$

Donde:

L_i : Nivel de ruido medido en campo (dBA).

$L_{eq,i}$: Nivel de ruido estimado (dBA).

n : Número de mediciones.

3.8.8 DETERMINACIÓN DE LA PERCEPCIÓN ACERCA DEL RUIDO GENERADO POR EL TRÁFICO

Para la determinación de la percepción de los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP acerca del ruido generado por el tráfico vehicular, se consideraron los criterios descritos en la guía de «Buenas Prácticas de una Encuesta por Muestreo» del Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI) (2011).

En primer lugar, se diseñó un cuestionario para recopilar la información necesaria, teniendo cuidado en la redacción y en el flujo lógico de las preguntas, considerando un número adecuado de preguntas para garantizar la colaboración de los informantes, así como un formato amigable para el informante y el entrevistador. En el Anexo 7 se presenta el formato de encuesta empleado para el presente estudio.

Luego, se determinó el tipo de muestreo y el tamaño de la muestra. Para el presente estudio, se seleccionó un muestreo probabilístico aleatorio estratificado donde la población se dividió de acuerdo a su cercanía a las vías principales del área de estudio, las cuales son Av. San Borja Norte, Cl. 20, Av. Buenavista, Av. Bielovucic Cavalier, Av. Velasco Astete, Av. Esmeralda, Av. La Floresta y Av. Boulevard de Surco. Con respecto al tamaño de la muestra, este se calculó en base a la siguiente fórmula (Torres y Paz 2002):

$$n = \frac{N \times Z_{\alpha/2}^2 \times p \times q}{e^2 \times (N - 1) + Z_{\alpha/2}^2 \times p \times q}$$

Donde:

n: Tamaño de la muestra.

N: Tamaño de la población.

p: Probabilidad de éxito o proporción esperada.

q: Probabilidad de fracaso. Es igual a $1 - p$.

$1 - \alpha$: Nivel de confianza.

$Z_{\alpha/2}$: Valor crítico de una distribución normal Z.

e: Error muestral.

Para determinar el tamaño de la muestra, se consideró que el tamaño de la población es de 226 receptores, que el nivel de confianza es de 0,95 (95%), que el error muestral es 0,05 (5%) y que el valor crítico para un nivel de confianza del 95% es de 1,96. Asimismo, se asumió que la probabilidad de éxito es de 0,5 (50%). Con estos valores se determinó que el tamaño de la muestra es de 143 receptores.

Posteriormente, se calculó el tamaño de la muestra en cada uno de los ocho estratos identificados, considerando el número de receptores cercanos a las vías principales ubicadas en los alrededores del CGEP así como su proporción con respecto al tamaño total de la población. La fórmula empleada se muestra a continuación:

$$n_i = n \times \frac{N_i}{N}$$

Donde:

n_i : Tamaño de la muestra en el estrato «i».

n: Tamaño de la muestra total.

N_i : Tamaño de la población en el estrato «i».

N: Tamaño de la población total.

En la Tabla 9 se presenta el tamaño de muestra correspondiente a cada estrato. Cabe mencionar que la proporción N_i/N se representó como porcentaje.

Tabla 9: Tamaño de muestra por vía en los alrededores del CGEP

Vía	Tamaño de la población (N)	Porcentaje (%)	Tamaño de la muestra (n)
Av. San Borja Norte	43	19	27
Cl. 20	9	4	6
Av. Buenavista	40	18	25
Av. Bielovucic Cavalier	23	10	15
Av. Velasco Astete	25	11	16
Av. Esmeralda	20	9	13
Av. La Floresta	29	13	18
Av. Boulevard de Surco	37	16	23
Total	226	100	143

FUENTE: Elaboración propia.

Para la toma de encuestas, se coordinó el apoyo de los entrevistadores con la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas de la Municipalidad de San Borja. En total se contó con la participación de tres entrevistadores, los cuales fueron capacitados antes de iniciar los trabajos. Las encuestas fueron realizadas durante cuatro días, entre el 8 y 11 de abril de 2014, en el horario comprendido entre las 08:00 h y las 16:00 h.

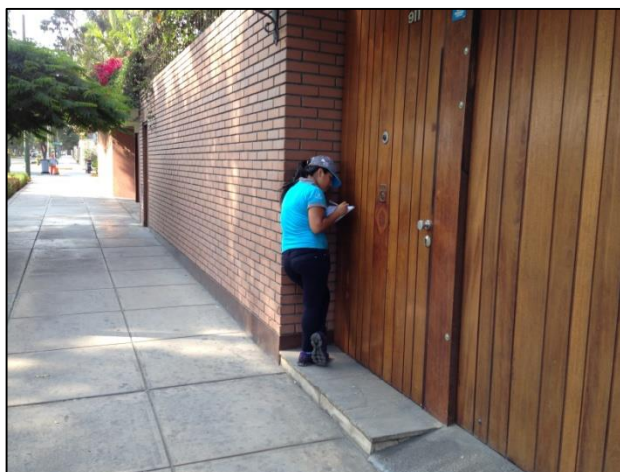


Figura 38: Toma de encuesta en la Av. Velasco Astete



Figura 39: Toma de encuesta en la Av. Bielovucic Cavalier

Luego de realizadas las encuestas, los resultados fueron ingresados a un computador personal, y mediante el uso del *software* Microsoft Excel se procesaron los resultados para hallar las frecuencias absolutas y relativas.

Adicionalmente, utilizando el *software* IBM SPSS Statistics 22, se llevó a cabo un análisis frecuencial de las variables sociodemográficas (edad, género, nivel educativo y estado de salud) y de molestia a causa del ruido mediante tablas de contingencias, y además, se utilizaron medidas de asociación para determinar la relación entre estas variables. Las medidas de asociación consideradas fueron la prueba de independencia χ^2 de Pearson, el coeficiente V de Cramer y el coeficiente γ de Goodman-Kruskal (Spiegel y Stephens 2002, Mehta y Patel 2011).

En primer lugar, tanto para el análisis de las variables cualitativas nominales y ordinales, se realizó la prueba de independencia de χ^2 de Pearson que nos permitió contrastar la hipótesis de independencia. Las fórmulas utilizadas por el *software* IBM SPSS Statistics 22 fueron las siguientes:

$$\chi^2 = \sum_i \sum_j \frac{(n_{ij} - m_{ij})^2}{m_{ij}}$$

$$gl = [J - 1][K - 1]$$

Donde:

n_{ij} : Frecuencias observadas.

m_{ij} : Frecuencias esperadas.

gl: Grados de libertad.

J: Número de filas de la tabla de contingencia.

K: Número de columnas de la tabla de contingencia.

Cabe mencionar que en todos los análisis de los resultados obtenidos en las encuestas, se calcularon los valores p exactos.

Luego, para la medición de la asociación entre una variable nominal y otra ordinal, se empleó el coeficiente V de Cramer, el cual toma valores entre 0 y 1, donde los valores próximos a 0 indican ninguna asociación entre las variables y los valores próximos a 1 indican una fuerte asociación. La fórmula del coeficiente en mención se presenta a continuación:

$$V_{Cramer} = \sqrt{\frac{\chi^2}{[n(k-1)]}}$$

Donde:

k: Número menor de filas y columnas.

n: Tamaño de la muestra total.

Finalmente, para la medición de la asociación entre las variables ordinales, se utilizó el coeficiente γ de Goodman-Kruskal, el cual es uno de los coeficientes más conocidos para este tipo de análisis. Si la relación entre las dos variables es perfecta y positiva, el valor del coeficiente es 1. Mientras que si la relación entre las variables es perfecta y negativa, el valor del coeficiente es -1. En el caso que las variables fueran independientes estadísticamente, el valor del coeficiente es 0. La fórmula del coeficiente γ de Goodman-Kruskal es la siguiente:

$$\gamma = \frac{(n_p - n_Q)}{(n_p + n_Q)}$$

Donde:

n_p : Número de pares de «no inversiones».

n_Q : Número de pares de «inversiones».

En las tres ecuaciones mencionadas, cuando los valores p exactos fueron mayores al nivel de significación (α) considerado de 0,05, se aceptó la hipótesis nula de que las variables en evaluación son independientes.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en las mediciones realizadas en campo, en la modelización del ruido ambiental debido al tráfico vehicular, en la validación del modelo y en la encuesta tomada a una muestra de los receptores más cercanos al CGEP.

4.1 VARIACIÓN TEMPORAL DEL FLUJO VEHICULAR Y DEL RUIDO AMBIENTAL

Para poder analizar la variación temporal del flujo vehicular y del ruido ambiental en el área de estudio, y determinar las horas pico que representarían los horarios diurno y nocturno en el modelo, se realizaron mediciones por un periodo de 18 horas y 24 horas en las estaciones EST-01 y RA-01, respectivamente, correspondientes a la ruta A (con tránsito de vehículos desde la Av. San Borja Norte hacia la Av. San Luis). En la Tabla 10 se presentan los resultados del flujo vehicular horario y en la Tabla 11 los resultados de los niveles de ruido (L_{eq}) horarios.

Tabla 10: Flujo vehicular horario en la estación EST-01

Fecha	Hora	Vehículos Ligeros (veh/h)	Vehículos Pesados (veh/h)	Vehículos Totales (veh/h)	Vehículos Ligeros (%)	Vehículos Pesados (%)
24/02/2014	06:00	393	1	394	99,7	0,3
24/02/2014	07:00	1 430	2	1 432	99,9	0,1
24/02/2014	08:00	1 550	0	1 550	100,0	0,0
24/02/2014	09:00	1 650	4	1 654	99,8	0,2
24/02/2014	10:00	1 473	4	1 477	99,7	0,3
24/02/2014	11:00	1 308	14	1 322	98,9	1,1
24/02/2014	12:00	1 264	11	1 275	99,1	0,9
24/02/2014	13:00	1 304	6	1 310	99,5	0,5
24/02/2014	14:00	1 211	10	1 221	99,2	0,8
24/02/2014	15:00	1 286	5	1 291	99,6	0,4
24/02/2014	16:00	1 419	10	1 429	99,3	0,7
24/02/2014	17:00	1 556	6	1 562	99,6	0,4
24/02/2014	18:00	1 582	4	1 586	99,7	0,3
24/02/2014	19:00	1 354	4	1 358	99,7	0,3
24/02/2014	20:00	1 017	0	1 017	100,0	0,0

Fecha	Hora	Vehículos Ligeros (veh/h)	Vehículos Pesados (veh/h)	Vehículos Totales (veh/h)	Vehículos Ligeros (%)	Vehículos Pesados (%)
24/02/2014	21:00	845	2	847	99,8	0,2
24/02/2014	22:00	645	1	646	99,8	0,2
24/02/2014	23:00	453	0	453	100,0	0,0

FUENTE: Elaboración propia.

Tabla 11: Niveles de ruido (L_{eq}) horarios en la estación RA-01

Fecha	Hora	L_{eq} (dBA)
24/02/2014	06:00	64,3
24/02/2014	07:00	67,7
24/02/2014	08:00	68,3
24/02/2014	09:00	67,4
24/02/2014	10:00	67,2
24/02/2014	11:00	66,2
24/02/2014	12:00	67,2
24/02/2014	13:00	67,0
24/02/2014	14:00	66,5
24/02/2014	15:00	67,4
24/02/2014	16:00	67,1
24/02/2014	17:00	66,7
24/02/2014	18:00	66,3
24/02/2014	19:00	67,6
24/02/2014	20:00	66,7
24/02/2014	21:00	66,1
24/02/2014	22:00	66,5
24/02/2014	23:00	64,4
25/02/2014	00:00	62,1
25/02/2014	01:00	50,3
25/02/2014	02:00	53,3
25/02/2014	03:00	53,6
25/02/2014	04:00	54,9
25/02/2014	05:00	58,2

FUENTE: Elaboración propia.

Asimismo, en la Figura 40 se muestra la variación horaria de los niveles de ruido y del flujo vehicular.

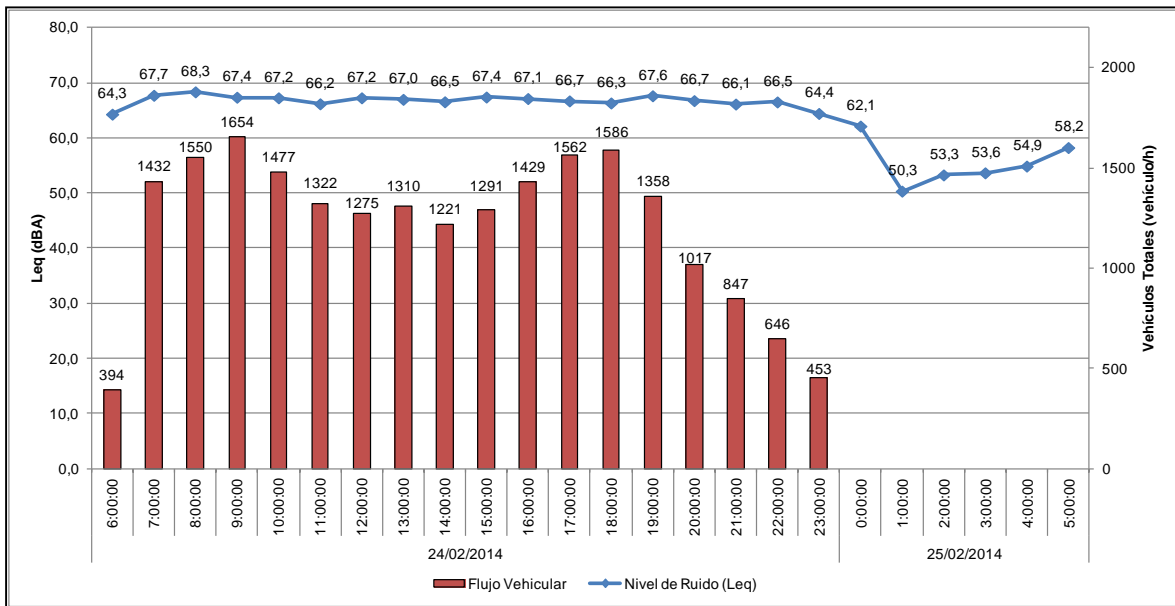


Figura 40: Variación horaria de los niveles de ruido (L_{eq}) y del flujo vehicular

Tal como se muestra en la Figura 40, el flujo vehicular durante el horario diurno, presentó dos picos marcados, uno a las 09:00 h con un valor de 1 654 vehículos/h y otro a las 18:00 h con un valor de 1 586 vehículos/h. Este comportamiento se puede explicar por la actividad cotidiana antropogénica, ya que a las 09:00 h la mayoría de las personas se dirige a sus centros de labores, mientras que a las 18:00 h la mayoría retorna a sus hogares después de la jornada laboral. Por otro lado, durante el horario nocturno, el mayor flujo de vehículos se registró a las 22:00 h con 646 vehículos/h. Cabe resaltar que a partir de esa hora, el flujo vehicular presentó una tendencia a la disminución debido a que en ese horario la mayoría de personas se encuentra en sus hogares pernoctando.

Con respecto a los niveles de ruido, estos oscilaron durante el horario diurno entre los 66,1 dBA y los 68,3 dBA, a las 21:00 h y 08:00 h, respectivamente. En general, no hubo una variabilidad marcada, con un rango de 2,2 dBA. En el caso del horario nocturno, los niveles de ruido registrados presentaron valores entre los 50,3 dBA a la 01:00 h y los 66,5 dBA a las 22:00 h. En este horario la variabilidad fue mayor que en el horario diurno, con un rango de 16,2 dBA.

Luego de evaluar los resultados obtenidos de flujo vehicular y ruido ambiental, se determinó que las 09:00 h es la hora pico que representa el horario diurno y las 22:00 h es la hora pico que representa el horario nocturno en el área de estudio.

Adicionalmente, se calculó el L_{10} y L_{90} para los horarios diurno y nocturno. Cabe mencionar que el parámetro L_{10} indica la exposición al ruido debido al tráfico con flujo continuo de vehículos uniformemente espaciados, y el L_{90} es usualmente utilizado como descriptor del ruido de fondo, el cual no considera la fuente en evaluación o eventos discretos (Cowan 1993).

Durante el horario diurno, el L_{10} presentó un valor de 70,2 dBA y el L_{90} de 60,6 dBA. En el caso del ruido de fondo (L_{90}), éste estuvo influenciado por las diversas actividades realizadas en los alrededores de la estación de monitoreo durante el día, como es el caso de las actividades deportivas del programa «Muévete San Borja», el paso de personas, sonidos emitidos por animales (Ej. canto de aves, ladrido de perros, entre otros), la circulación de vehículos en las vías que se encuentran alejadas (Ej. Carretera Panamericana Sur), las prácticas de la banda del ejército, entre otros.

Por otro lado, durante el horario nocturno, el L_{10} y L_{90} presentaron valores de 66,2 dBA y 38,4 dBA, respectivamente. En este caso, el ruido de fondo estuvo influenciado principalmente por la circulación de vehículos en las vías alejadas a la estación de monitoreo (Ej. Carretera Panamericana Sur), así como al canto de las aves a partir de las 05:00 h.

La diferencia entre el ruido debido al tráfico vehicular (L_{10}) y el ruido de fondo (L_{90}) fue de 9,6 dBA y 27,8 dBA para los horarios diurno y nocturno, respectivamente. Según estos resultados, se puede afirmar que el ruido de fondo no enmascara el ruido generado por la circulación de vehículos, y como la diferencia entre ambos parámetros es aproximadamente mayor o igual a 10 dBA, la contribución del ruido de fondo puede ser descartada (Brüel & Kjær 2000).

4.2 DETERMINACIÓN DEL FLUJO VEHICULAR

Los conteos vehiculares se llevaron a cabo durante las horas pico identificadas para los horarios diurno y nocturno, y en las 14 estaciones que fueron ubicadas para determinar el flujo vehicular en las 18 rutas consideradas dentro del área de estudio. En el Anexo 8 se presentan los resultados obtenidos durante los cinco días de conteo vehicular en cada una de las 18 rutas y en la Tabla 12 se presenta el resumen de los resultados de los flujos vehiculares en las 18 rutas.

Tabla 12: Flujo vehicular horario en el área de estudio

Ruta	Descripción	Horario Diurno					Horario Nocturno				
		VL ^a (veh/h)	VP ^b (veh/h)	VT ^c (veh/h)	VL ^a (%)	VP ^b (%)	VL ^a (veh/h)	VP ^b (veh/h)	VT ^c (veh/h)	VL ^a (%)	VP ^b (%)
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	1 650	4	1 654	99,8	0,2	645	1	646	99,8	0,2
B	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	1 098	5	1 103	99,5	0,5	663	1	664	99,8	0,2
C	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	690	2	692	99,7	0,3	436	0	436	100,0	0,0
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	377	1	378	99,7	0,3	207	0	207	100,0	0,0
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	588	4	592	99,3	0,7	298	0	298	100,0	0,0
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	386	10	396	97,5	2,5	192	0	192	100,0	0,0
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	314	4	318	98,7	1,3	117	0	117	100,0	0,0
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	219	13	232	94,4	5,6	143	0	143	100,0	0,0
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	1 223	21	1 244	98,3	1,7	502	3	505	99,4	0,6
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflones	513	20	533	96,2	3,8	123	0	123	100,0	0,0
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	833	28	861	96,7	3,3	258	4	262	98,5	1,5
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	976	15	991	98,5	1,5	636	14	650	97,8	2,2
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	877	10	887	98,9	1,1	312	0	312	100,0	0,0
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	608	4	612	99,3	0,7	315	1	316	99,7	0,3
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	939	13	952	98,6	1,4	319	0	319	100,0	0,0
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	574	6	580	99,0	1,0	345	0	345	100,0	0,0
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	757	6	763	99,2	0,8	391	1	392	99,7	0,3
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	1 211	7	1 218	99,4	0,6	528	1	529	99,8	0,2

FUENTE: Elaboración propia.

^a Vehículos ligeros

^b Vehículos pesados

^c Vehículos totales

En la Tabla 12 se observa que durante el horario diurno, las tres rutas con mayor flujo vehicular fueron la ruta A (Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis), la ruta I (Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur) y la ruta R (Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur), con 1 654 vehículos/h, 1 244 vehículos/h y 1 218 vehículos/h, respectivamente. Con respecto a la ruta A, el flujo vehicular corresponde principalmente a los vehículos que provienen de los distritos de Santiago de Surco y de La Molina. Para el caso de la ruta I, esta vía es utilizada por los vehículos provenientes del mismo distrito de San Borja así como del distrito de Santiago de Surco, como salida hacia la carretera Panamericana Sur. Asimismo, la ruta R es utilizada por los vehículos que vienen de los distritos de La Molina, Santiago de Surco y del mismo San Borja. En general, estas tres rutas fueron las más utilizadas por los conductores dentro del área de estudio para poder llegar a sus centros laborales.

Por otro lado, durante el horario nocturno, las rutas A (Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis), B (Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur) y L (Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier), presentaron los valores más altos de flujo vehicular con 646 vehículos/h, 664 vehículos/h y 650 vehículos/h, respectivamente. Las rutas B y L son utilizadas principalmente por los conductores para poder salir del distrito de San Borja, mientras que la ruta A es utilizada como vía de ingreso a San Borja. En la mayoría de los casos, las rutas en mención fueron las más transitadas por los conductores que retornaban a sus hogares.

Asimismo, es preciso mencionar que, en las 18 rutas evaluadas, el flujo vehicular en el horario diurno fue mayor que en el horario nocturno, llegando a presentar hasta 1008 vehículos/h de diferencia (ruta A).

Con respecto a la clasificación de los vehículos que circularon por el área de estudio, se observa en la Tabla 12 que en el horario diurno los vehículos pesados representaron entre un 0,2% (ruta A) y un 5,6% (ruta H) del flujo vehicular total. Mientras que en el horario nocturno, los vehículos pesados representaron como máximo un 2,2% (ruta L) del flujo vehicular total, incluso se observó que en 10 de las 18 rutas no se registraron vehículos pesados durante el horario en mención. Los vehículos pesados que transitaron en el área de estudio correspondieron principalmente a camiones utilizados en construcciones, camiones para transporte de alimentos, camiones cisterna, camiones recolectores de basura de la municipalidad de San Borja, grúas, buses para transporte de personal, coasters, entre otros.

Cabe indicar que, en general, el porcentaje de vehículos pesados en el horario nocturno fue menor o igual que en el horario diurno, a excepción de la ruta L, donde el porcentaje de vehículos en el horario diurno fue de 1,5%, mientras que en el horario nocturno fue de 2,2%.

4.3 MEDICIÓN DE LA VELOCIDAD VEHICULAR

Las mediciones de la velocidad vehicular se llevaron a cabo durante las horas pico identificadas para los horarios diurno y nocturno, y en las mismas 14 estaciones que fueron ubicadas para determinar el flujo vehicular en las 18 rutas consideradas dentro del área de estudio. En el Anexo 9 se presentan las 20 mediciones obtenidas en las 18 rutas y en la Tabla 13 se presenta el resumen de los resultados de la velocidad vehicular en cada una de las rutas.

Tabla 13: Velocidad vehicular en el área de estudio

Ruta	Descripción	Velocidad Promedio (km/h)		Límite de Velocidad (km/h)
		Horario Diurno	Horario Nocturno	
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	39,1	52,5	60
B	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	52,7	54,9	60
C	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	56,8	53,2	60
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	55,2	55,1	40
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	46,7	49,0	60
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	45,0	43,8	60
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	52,2	51,1	60
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	42,7	37,5	60
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	53,6	36,2	60
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflora	49,1	40,3	60
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	52,7	51,3	60
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	55,9	58,1	60
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	55,0	48,5	60
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	44,6	47,6	60
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	54,0	55,6	60
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	55,3	56,8	60
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	53,6	52,2	40
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	52,7	53,1	60

FUENTE: Elaboración propia.

Durante el horario diurno, la velocidad vehicular promedio varió entre los 39,1 km/h y los 56,8 km/h, en las rutas A (Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis) y C (Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur), respectivamente. Por otro lado, durante el horario nocturno, la velocidad vehicular promedio osciló entre los 36,2 km/h, en la ruta I (Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur), y los 58,1 km/h, en la ruta L (Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier). Para el caso de las 16 rutas que correspondieron a las avenidas, el límite de velocidad de 60 km/h no fue excedido, sin embargo, en las rutas D (Cl. 20 hacia Av. Buenavista) y Q (Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte) se superó el límite de velocidad de 40 km/h.

La velocidad vehicular en las rutas evaluadas se vio influenciada principalmente por el flujo vehicular (el cual guarda una relación inversamente proporcional), semaforización de las intersecciones, reductores de velocidad (Ej. Rompe muelles), cruces peatonales, presencia de curvas en las vías, iluminación de las vías, experiencia y hábitos del conductor, entre otros. Es por este motivo que no se observó un patrón de comportamiento definido en los valores de velocidad vehicular registrados.

4.4 CARACTERIZACIÓN DE LAS VÍAS

La información de las características de las 18 rutas identificadas dentro del área de estudio fue recopilada a partir del plano básico catastral del distrito de San Borja, presentado en el Anexo 3, de las inspecciones realizadas en campo y de las comunicaciones emitidas por la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas del distrito de San Borja. En la Tabla 14 se presenta la información acerca del ancho de las vías, el número de carriles y el tipo de superficie de rodadura en las 18 rutas.

Tabla 14: Características de las vías en el área de estudio

Ruta	Descripción	Ancho de vía (m)	Nº de carriles	Tipo de superficie de rodadura
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	6,5	2	Hormigón
B	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	6,5	2	Hormigón
C	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	6,5	2	Hormigón
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	6,5	2	Hormigón
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	6,5	2	Hormigón
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	6,5	2	Hormigón
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	6,5	2	Asfalto liso
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	6,5	2	Asfalto liso

Ruta	Descripción	Ancho de vía (m)	Nº de carriles	Tipo de superficie de rodadura
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	6,5	2	Hormigón
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflones	6,5	2	Hormigón
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	6,5	2	Asfalto liso
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	6,5	2	Asfalto liso
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	6,5	2	Hormigón
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	6,5	2	Hormigón
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	6,5	2	Hormigón
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	6,5	2	Hormigón
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	6,5	2	Hormigón
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	6,5	2	Hormigón

FUENTE: Elaboración propia.

En el área de estudio, las 18 rutas presentan un ancho de 6,5 m y un número de dos carriles. Asimismo, el tipo de superficie de rodadura predominante es el hormigón, el cual es el material que se utilizaba antiguamente para la construcción de pavimentos. Sólo en las rutas G, H, K y L, correspondientes a la Av. Bielovucic Cavalier y a la Av. Velasco Astete, el tipo de superficie de rodadura es asfalto liso. En las Figuras 41 y 42 se muestran las características de la ruta D (Cl. 20 hacia Av. Buenavista) y la ruta G (Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete), respectivamente.

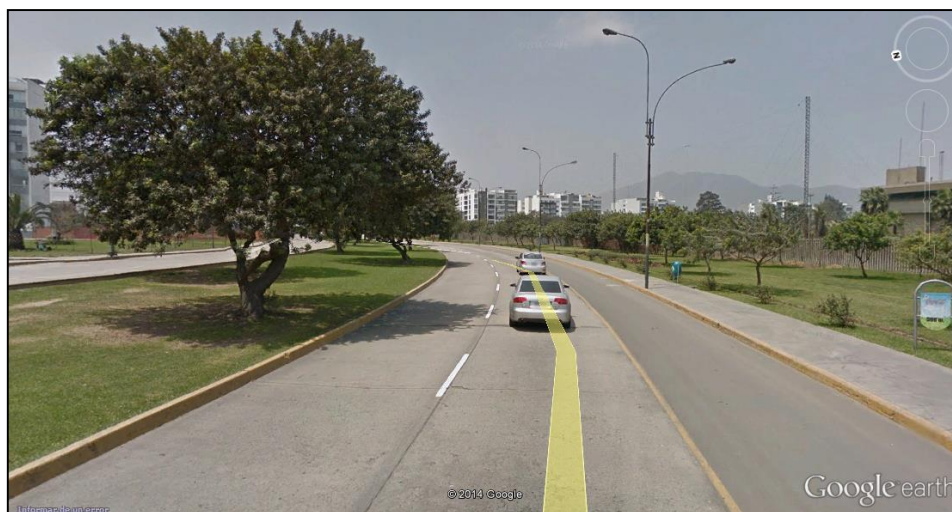


Figura 41: Ruta D (Cl. 20 hacia Av. Buenavista)



Figura 42: Ruta G (Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete)

Con respecto a las 11 intersecciones principales identificadas en el área de estudio, se calcularon las longitudes de los segmentos de las rutas con tráfico acelerado y desacelerado para los horarios diurno y nocturno. En el Anexo 10 se presentan los cálculos realizados, y en la Tabla 15 se muestra el resumen de esta información. Cabe mencionar que en la ruta C (Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur) no se identificaron intersecciones que influyan en los niveles de ruido, es por este motivo que esta ruta no ha sido considerada en los cálculos respectivos.

Tabla 15: Longitudes de los segmentos de ruta con tráfico acelerado y desacelerado en el área de estudio

Ruta	Descripción	Longitud del segmento de ruta (m)			
		Horario Diurno		Horario Nocturno	
		Acelerado	Desacelerado	Acelerado	Desacelerado
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	78	117	105	158
B	Av. San Borja Norte hacia Carretera Panamericana Sur	105	158	110	165
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	110	165	110	165
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	93	140	98	147
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	90	135	88	131
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	104	157	102	153
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	85	128	75	113
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	107	161	72	109
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflores	98	147	81	121
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	105	158	103	154
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	112	168	116	174
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	110	165	97	146
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	89	134	95	143
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	108	162	111	167
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	111	166	114	170
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	107	161	104	157
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	105	158	106	159

FUENTE: Elaboración propia.

4.5 DETERMINACIÓN DE LA ALTURA DE LAS EDIFICACIONES

La información de la altura de las edificaciones dentro del área de estudio fue proporcionada por la Unidad de Catastro de la Municipalidad de San Borja (ver Anexo 4). Como la información de alturas fue presentada como número de pisos, se calculó la altura en metros, tal como se muestra en el Anexo 11.

En el área de estudio se identificaron 227 edificaciones, las cuales presentaron una altura desde 1 piso (3 m aproximadamente) hasta 10 pisos (30 m aproximadamente). Además, 113 de las edificaciones identificadas fueron edificios de más de 4 pisos (12 m aproximadamente), es decir, el 49,8% de las edificaciones. Por otro lado, las 114 edificaciones restantes, equivalente al 50,2%, correspondieron a casas cuyas alturas fueron de hasta 3 pisos (9 m aproximadamente).

4.6 CARACTERIZACIÓN METEOROLÓGICA

La caracterización meteorológica del área de estudio se llevó a cabo por siete días continuos en la estación EMA-01. En el Anexo 12 se presentan los resultados horarios de temperatura ambiental, humedad relativa, velocidad y dirección de viento para todo el periodo de monitoreo, y en la Tabla 16, así como en la Figura 43, se presenta el resumen de estos resultados.

Tabla 16: Condiciones meteorológicas en el área de estudio

Parámetro	Mínimo	Promedio	Máximo
Temperatura ambiental (°C)	19,1	22,4	28,0
Humedad relativa (%)	54,5	75,7	86,3
Velocidad de viento (m/s)	0,0	0,6	3,2

FUENTE: Elaboración propia.

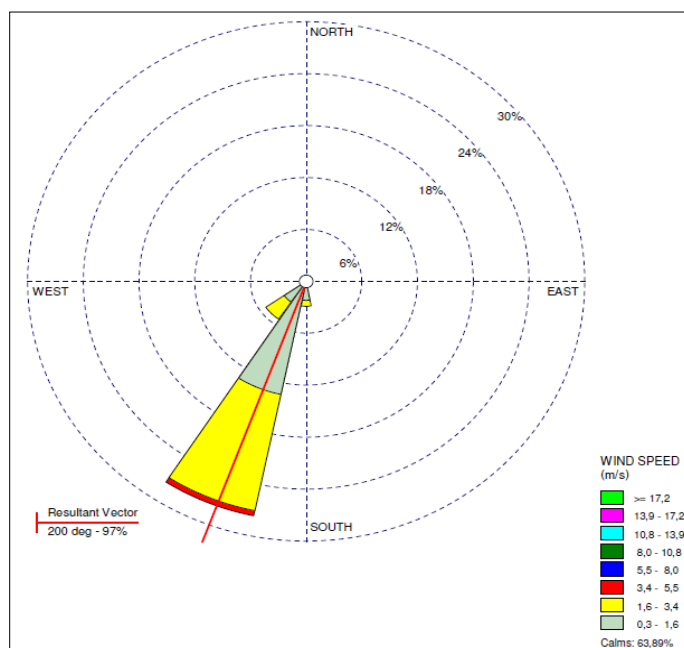


Figura 43: Rosa de viento en el área de estudio

La temperatura ambiental promedio durante el periodo de monitoreo fue de 22,4 °C, con una máxima de 28,0 °C registrada a las 14:00 h del 07 de marzo de 2014, y con una mínima de 19,1 °C registrada a las 04:00 h del 12 de marzo de 2014. En general, entre las 06:00 h y las 14:00 h se observó una tendencia de la temperatura ambiental al incremento, mientras que entre las 15:00 h y las 05:00 h, la temperatura descendió.

Con respecto a la humedad relativa, el promedio obtenido fue de 75,7%, con una máxima de 86,3% a las 02:00 h del 07 de marzo de 2014, y con una mínima de 54,5% a las 14:00 h del mismo día. Este parámetro presentó una relación inversamente proporcional con la temperatura ambiental. Entre las 06:00 h y las 14:00 h, la humedad relativa mostró una tendencia a la disminución, y por otro lado, entre las 15:00 h y las 05:00 h, los valores de este parámetro fueron incrementándose.

La velocidad de viento promedio en el área de estudio fue de 0,6 m/s, la cual es considerada como ventolina de acuerdo a la escala de Beaufort. Las velocidades mínimas clasificadas como calmas (0 m/s a 0,3 m/s) fueron registradas entre las 20:00 h y las 09:00 h. A partir de las 10:00 h la velocidad de viento se incrementó hasta las 15:00 h, para luego descender. La velocidad de viento máxima fue clasificada como brisa muy débil con un valor de 3,2 m/s, y fue registrada a las 13:00 h del 07 de marzo de 2014. Además, según la Figura 43, la dirección de viento predominante provino del sur suroeste (SSO) con una frecuencia de 27,6%, y las calmas predominaron con un 63,9% de frecuencia.

4.7 MODELIZACIÓN DEL RUIDO AMBIENTAL DEBIDO AL TRÁFICO

4.7.1 RUIDO AMBIENTAL EN RECEPTORES DE PUNTO ÚNICO

Mediante el uso del *software* SoundPLAN 7.3 se calcularon los niveles de ruido en los 227 receptores correspondientes a los edificios más cercanos al CGEP, durante los horarios diurno y nocturno. En el Anexo 13 se presenta en una tabla las coordenadas y la dirección de cada uno de estos edificios también denominados receptores de punto único. Asimismo, en el Anexo 14 se muestran los L_{eq} de los horarios diurno y nocturno estimados para los 227 receptores considerados dentro del área de estudio.

Con el fin de analizar los resultados obtenidos para los receptores de punto único, se ha llevado a cabo un análisis estadístico descriptivo a partir de los L_{eq} . Los estadísticos usados buscan informar acerca de las propiedades de centralidad y variabilidad, ya que debido a la naturaleza intrínsecamente logarítmica del parámetro de ruido ambiental L_{eq} se han omitido aquellos estadísticos que implican cálculos propios de los niveles de medida cuantitativos, como la media aritmética o la varianza (Martínez y Moreno 2005).

En la Tabla 17 se presentan las frecuencias de los L_{eq} agrupados en intervalos, en la Figura 44 se muestra el histograma del L_{eq} para el horario diurno y en la Figura 45 el histograma del L_{eq} para el horario nocturno.

Tabla 17: Tabla de frecuencias con datos agrupados del L_{eq}

L_{eq} (dBA)	Horario Diurno		Horario Nocturno	
	Frecuencia absoluta (ni)	Frecuencia relativa (fi)	Frecuencia absoluta (Ni)	Frecuencia relativa (fi)
<50 – 55]	5	2,2%	22	9,7%
<55 – 60]	22	9,7%	14	6,2%
<60 – 65]	16	7,0%	65	28,6%
<65 – 70]	89	39,2%	115	50,7%
<70 – 75]	95	41,9%	11	4,8%
Total	227	100,0%	227	100,0%

FUENTE: Elaboración propia.

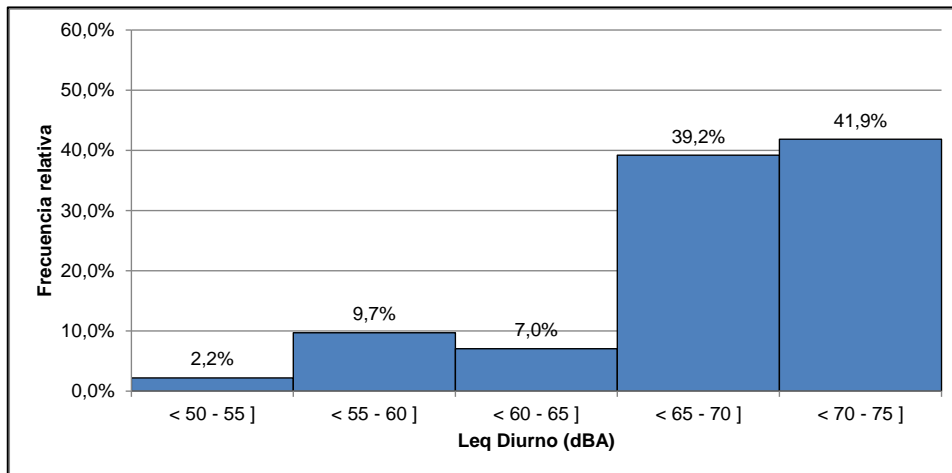


Figura 44: Histograma del L_{eq} diurno en receptores de punto único

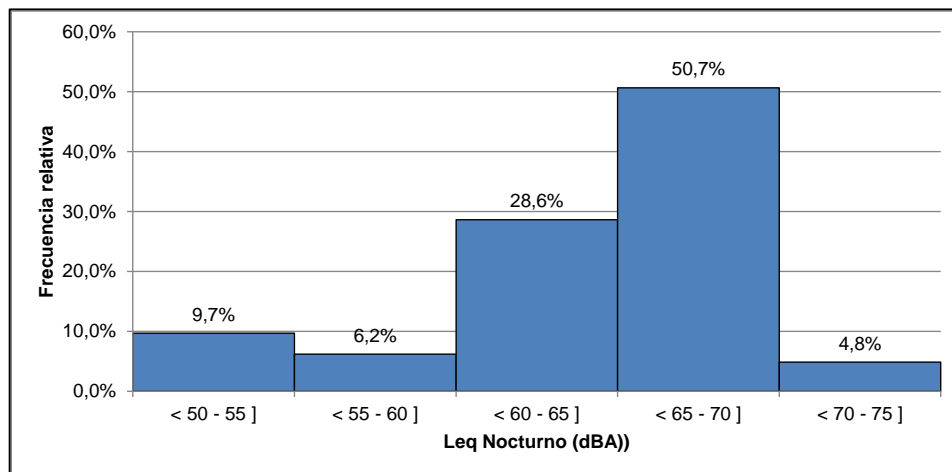


Figura 45: Histograma del L_{eq} nocturno en receptores de punto único

Según la Figura 44, en el horario diurno el 41,9% de los edificios presentaron en sus fachadas niveles de ruido entre los 70 dBA y 75 dBA, seguidos por el 39,2% de receptores con niveles de ruido entre los 65 dBA y 70 dBA. Por el contrario, los niveles de ruido más bajos agrupados en el intervalo comprendido entre los 50 dBA y 55 dBA, sólo fueron hallados en el 2,2% de los edificios identificados en el área de estudio.

En la Figura 45 se observa otro comportamiento de los L_{eq} durante el horario nocturno. El 50,7% de los receptores mostraron niveles de ruido entre los 65 dBA y 70 dBA, y el 28,6% presentó valores entre los 60 dBA y 65 dBA. En menor frecuencia, el 4,8% de los edificios obtuvieron niveles de ruido entre los 70 dBA y 75 dBA.

En general, los niveles de ruido en el horario diurno fueron superiores a los calculados para el horario nocturno. Durante el día predominaron los L_{eq} entre los 65 dBA y 75 dBA,

mientras que en la noche los L_{eq} entre los 60 dBA y 70 dBA predominaron en los receptores. Este comportamiento puede atribuirse principalmente a la variación en el horario diurno y nocturno de las fuentes de emisión, es decir, el flujo vehicular. Durante el día el flujo vehicular fue mayor comparado con la noche, además de presentar mayor porcentaje de vehículos pesados.

Adicionalmente, en las Figuras 46 y 47 se muestran los valores máximos y mínimos de los niveles de ruido durante los horarios diurno y nocturno, respectivamente, los cuales fueron calculados en cada uno de los receptores de punto único (edificios). Asimismo, los receptores fueron clasificados de acuerdo a su ubicación y a la vía que más influye sobre éstos. Cabe mencionar que los valores máximos y mínimos aportan información acerca de los niveles de ruido extremos y permiten una representación gráfica bastante ilustrativa de los rangos dentro de los cuales se encuentran los niveles de ruido de los receptores más próximos a las vías identificadas dentro del área de estudio.

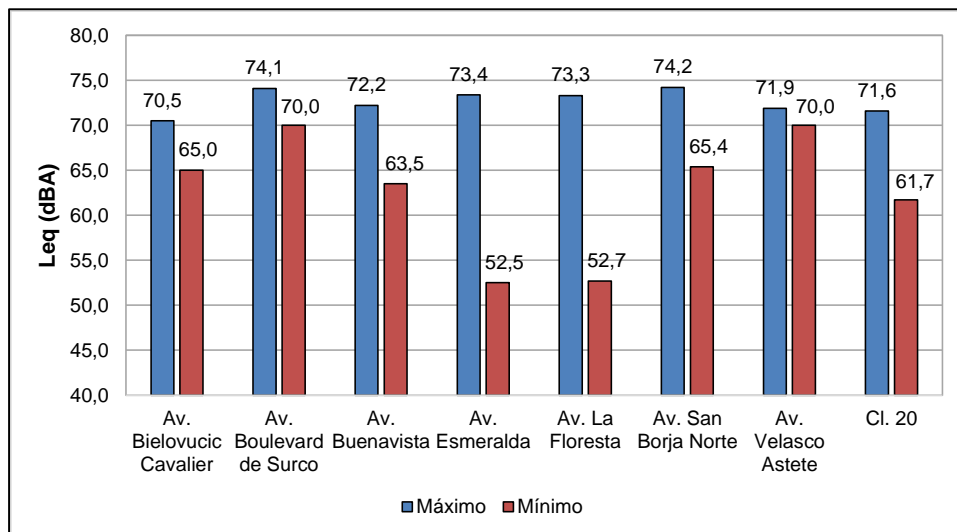


Figura 46: L_{eq} diurno máximos y mínimos en receptores de punto único por vías

De acuerdo a la Figura 46, se observa que durante el horario diurno los L_{eq} máximos fueron hallados en los edificios de la Av. San Borja Norte y la Av. Boulevard de Surco, con 74,2 dBA y 74,1 dBA, respectivamente. Es preciso mencionar que las dos vías en mención presentaron los valores más altos de flujo vehicular para el horario diurno, motivo por el cual los niveles de ruido también presentaron valores elevados.

Por el contrario, los L_{eq} mínimos durante el horario diurno fueron observados en los receptores cuyos niveles de ruido fueron influenciados principalmente por la

Av. La Floresta (52,7 dBA) y la Av. Esmeralda (52,5 dBA). En este caso los flujos vehiculares de ambas vías se encontraron entre los más bajos del área de estudio durante el día, además de que los edificios que presentaron estos valores de L_{eq} mínimos fueron los más lejanos con respecto de las vías en mención. Asimismo, los árboles del Parque Aramburú y Salinas cumplieron una función de barrera acústica, atenuando los niveles de ruido que alcanzaron las fachadas de estos receptores.

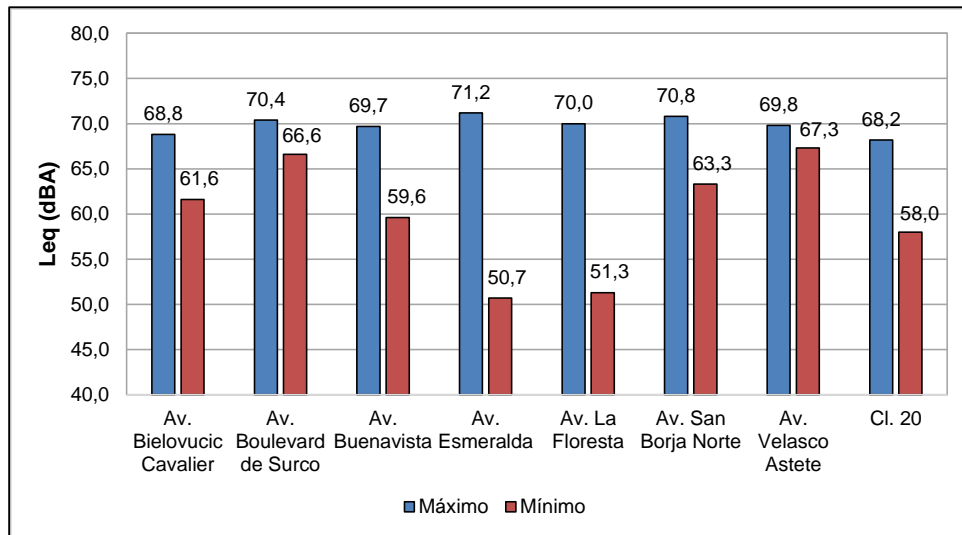


Figura 47: L_{eq} nocturno máximos y mínimos en receptores de punto único por vías

Para el caso del horario nocturno, se observa en la Figura 47 que los valores de L_{eq} máximos fueron calculados en los edificios de la Av. Esmeralda (71,2 dBA), la Av. San Borja Norte (70,8 dBA) y la Av. Boulevard de Surco (70,4 dBA). Al igual que en el horario diurno, los flujos vehiculares de la Av. San Borja Norte y la Av. Boulevard de Surco estuvieron dentro los valores más altos, mientras que en la Av. Esmeralda influyó que el receptor estuviera ubicado en la misma intersección con la Av. Velasco Astete, la cual también presenta uno de los flujos vehiculares más altos en la noche.

Al igual que en el horario diurno, los receptores de la Av. La Floresta y la Av. Esmeralda presentaron los valores de L_{eq} mínimos con 51,3 dBA y 50,7 dBA, respectivamente. Los factores que influenciaron en estos valores también fueron los bajos flujos vehiculares, las distancias a las vías en mención y los árboles del Parque Aramburú y Salinas.

En la Figura 48 se muestra el diagrama de cajas y bigotes para los niveles de ruido en los horarios diurno y nocturno de los receptores ubicados en las vías identificadas dentro del área de estudio. Este diagrama nos permite complementar la descripción de los L_{eq}

calculados para cada uno de los receptores de punto único al mostrar visualmente la posición (cuartiles), la variabilidad (rango intercuartil así como datos atípicos y extremos) y la asimetría de los datos de ruido en cada una de las vías.

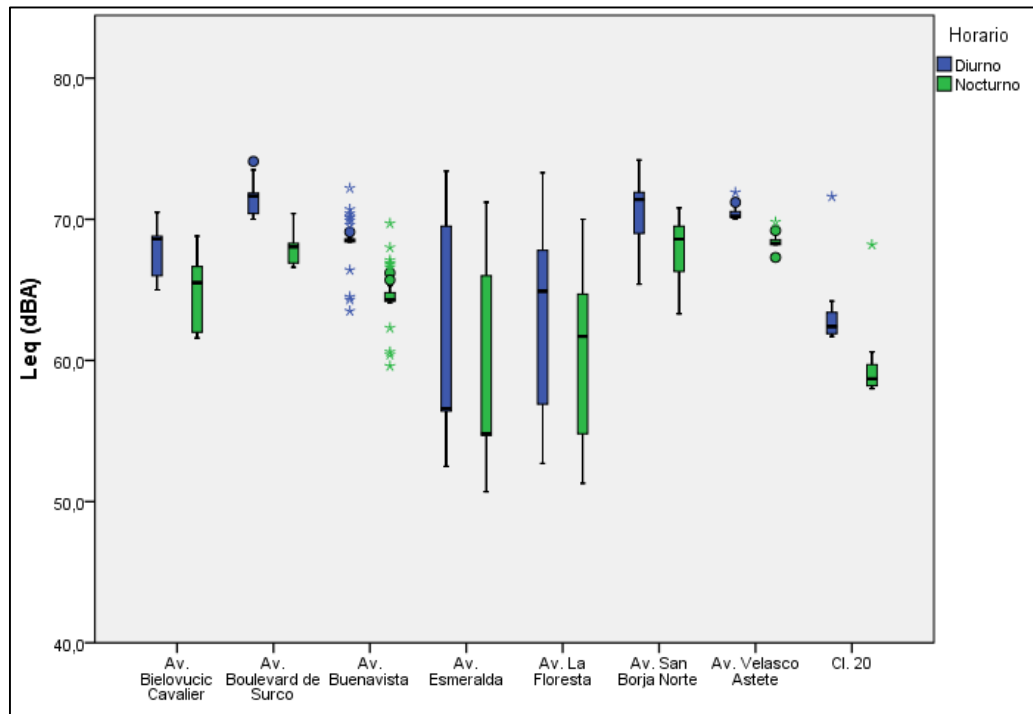


Figura 48: Diagrama de cajas y bigotes del L_{eq} diurno y nocturno en receptores por vías

Según la Figura 48, se confirma que los niveles de ruido en el horario diurno fueron mayores que aquellos registrados en el horario nocturno, debido principalmente a la influencia de los flujos vehiculares en cada una de las vías.

Del mismo modo, se observa que los niveles de ruido más altos fueron hallados en los receptores próximos a la Av. Boulevard de Surco y Av. San Borja Norte, tanto para el horario diurno como nocturno. En el caso de los edificios próximos a la Av. Boulevard de Surco, estos presentaron durante el horario diurno un valor del primer cuartil de 70,4 dBA y un valor del tercer cuartil de 71,8 dBA, y para el horario nocturno un nivel de ruido de 66,9 dBA como primer cuartil y 68,3 dBA como tercer cuartil. Con respecto a los edificios más cercanos a la Av. San Borja Norte, para el horario diurno se calcularon el primer y tercer cuartil con valores de 69,0 dBA y 71,9 dBA, respectivamente, y para el horario nocturno valores de 66,4 dBA correspondiente al primer cuartil y de 69,5 dBA para el tercer cuartil.

Los niveles de ruido más bajos en los horarios diurno y nocturno se registraron en los edificios cercanos a la Cl. 20, la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta. Para los receptores ubicados en las proximidades de la Cl. 20, se registraron durante el horario diurno un primer cuartil de 61,9 dBA y un tercer cuartil de 63,9 dBA, mientras que en el horario nocturno un primer cuartil de 58,2 dBA y un tercer cuartil de 59,7 dBA. En el caso de la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta, los receptores presentaron una alta variabilidad de los niveles de ruido, motivo por el cual presentaron tanto valores bajos como altos. Lo expuesto anteriormente se observa en los cuartiles correspondientes a los L_{eq} de los edificios identificados en las vías mencionadas. En la Av. Esmeralda, el primer y tercer cuartil para el horario diurno presentaron valores de 56,4 dBA y 69,5 dBA, respectivamente, y para el horario nocturno, el primer cuartil obtuvo un valor de 54,7 dBA y el tercer cuartil fue de 66,0 dBA. Con respecto a la Av. La Floresta, durante el horario diurno se registró valores de 56,9 dBA y 67,8 dBA para el primer y tercer cuartil, respectivamente, mientras que para el horario nocturno el primer cuartil fue de 54,8 dBA y el tercer cuartil de 64,7 dBA.

Asimismo, en el diagrama de cajas y bigotes se puede observar la variabilidad de los niveles de ruido en los edificios cercanos a las vías en estudio. Los receptores en la Av. Buenavista y la Av. Velasco Astete mostraron la variabilidad más baja con rangos intercuartiles entre los 0,2 dBA y 0,5 dBA. Este comportamiento se puede explicar por las pocas intersecciones y la ausencia de semáforos a lo largo de estas vías, así como a la distancia entre la fuente de emisión de ruido y el receptor, la cual es constante en las vías en mención. Por otro lado, tal como se indicó anteriormente, los edificios en la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta presentaron una alta variabilidad de los niveles de ruido, con rangos intercuartiles que oscilaron entre los 9,9 dBA y 13,1 dBA. Esta variabilidad puede atribuirse principalmente a la distancia entre la fuente y el receptor, ya que existen edificios que están próximos así como lejos de las vías mencionadas. Además, la influencia de los árboles del Parque Aramburú y Salinas como barrera acústica también contribuyó con la alta variabilidad de los niveles de ruido correspondientes a los edificios de la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta.

Para el caso de la verificación del cumplimiento del ECA-Ruido y del NAE para una zona residencial, se compararon los L_{eq} calculados para cada uno de los edificios en el área de estudio durante los horarios diurno y nocturno con los estándares en mención, y se

determinó el número de edificios cuyos niveles de ruido cumplieron con estos estándares. En la Tabla 18 se presentan los resultados.

Tabla 18: Cumplimiento de los ECA-Ruido y NAE en receptores

¿Cumple el ECA-Ruido y NAE?	Horario Diurno		Horario Nocturno	
	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)
Sí	27	11,9%	0	0,0%
No	200	88,1%	227	100,0%
Total	227	100,0%	227	100,0%

FUENTE: Elaboración propia.

De acuerdo a la Tabla 18, durante el horario diurno, sólo el 11,9% de los receptores de punto único mostraron niveles de ruido que estuvieron por debajo del ECA-Ruido y del NAE para una zona de aplicación residencial (60 dBA). Estos edificios están ubicados en la Cl. Andalucía, Cl. Buen Retiro, Av. La Floresta, Av. Del Pinar y Jr. Paseo Del Bosque, y la principal fuente de emisión de ruido identificada fue el flujo vehicular de la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta. Por otro lado, durante el horario nocturno, ninguno de los edificios del área de estudio cumplió con el ECA-Ruido y el NAE para el horario en mención (50 dBA).

Adicionalmente, se analizó la diferencia entre los L_{eq} calculados con los ECA-Ruido y NAE. En la Tabla 19 se presentan las frecuencias correspondientes a los valores de la diferencia entre los L_{eq} y los estándares agrupados en intervalos, en la Figura 49 se muestra el histograma de la diferencia para el horario diurno y en la Figura 50 el histograma de la diferencia para el horario nocturno.

Tabla 19: Tabla de frecuencias de la diferencia entre L_{eq} y ECA-Ruido/NAE

Diferencia entre L_{eq} y ECA-Ruido/NAE (dBA)	Horario Diurno		Horario Nocturno	
	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)
≤ -5	5	2,2%	0	0,0%
$< -5 - 0]$	22	9,7%	0	0,0%
$< 0 - 5]$	16	7,0%	22	9,7%
$< 5 - 10]$	89	39,2%	14	6,2%
$< 10 - 15]$	95	41,9%	65	28,6%
> 15	0	0,0%	126	55,5%
Total	227	100,0%	227	100,0%

FUENTE: Elaboración propia.

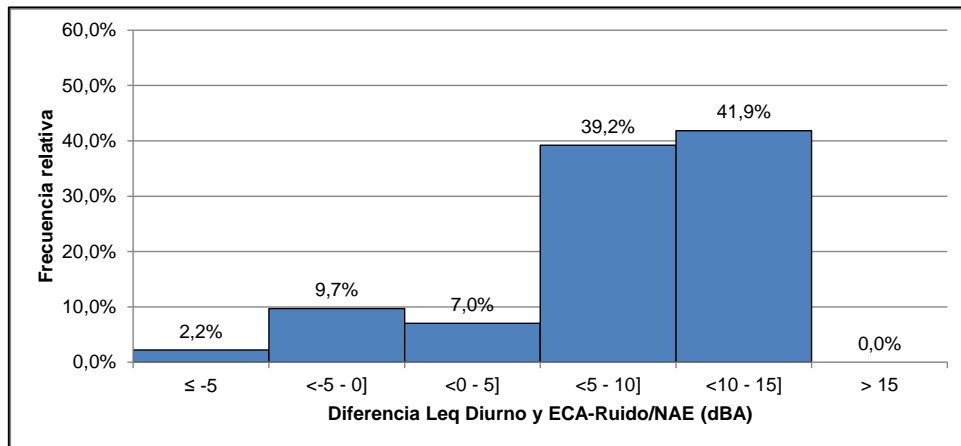


Figura 49: Histograma de la diferencia entre L_{eq} diurno y ECA-Ruido/NAE

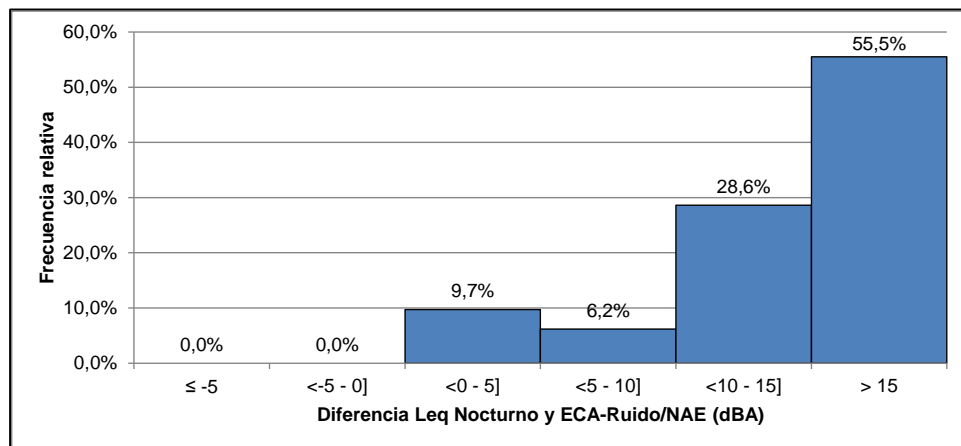


Figura 50: Histograma de la diferencia entre L_{eq} nocturno y ECA-Ruido/NAE

En la Figura 49 se observa que, durante el horario diurno, los niveles de ruido en los edificios del área de estudio excedieron en mayor frecuencia el ECA-Ruido y el NAE de 60 dBA en un intervalo de 10 dBA a 15 dBA (41,9%), seguidos del intervalo de 5 dBA a 10 dBA (39,2%). Mientras que un menor número de receptores (2,2%) estuvo por debajo del ECA-Ruido y NAE con diferencias menores a 5 dBA.

Según la Figura 50, para el horario nocturno, el 55,5% de los receptores presentaron niveles de ruido superiores en más de 15 dBA al ECA-Ruido y NAE (50 dBA), y el 28,6% excedieron los estándares entre los 10 dBA y 15 dBA. En cambio, sólo el 6,2% de los edificios presentó valores de L_{eq} que estuvieron por encima del ECA-Ruido y NAE entre los 5 dBA y 10 dBA.

En general, los niveles de ruido durante el horario nocturno, a comparación de los L_{eq} en el horario diurno, mostraron una mayor diferencia con respecto a los estándares, predominando las excedencias de más de 15 dBA.

4.7.2 MAPAS DE RUIDO AMBIENTAL

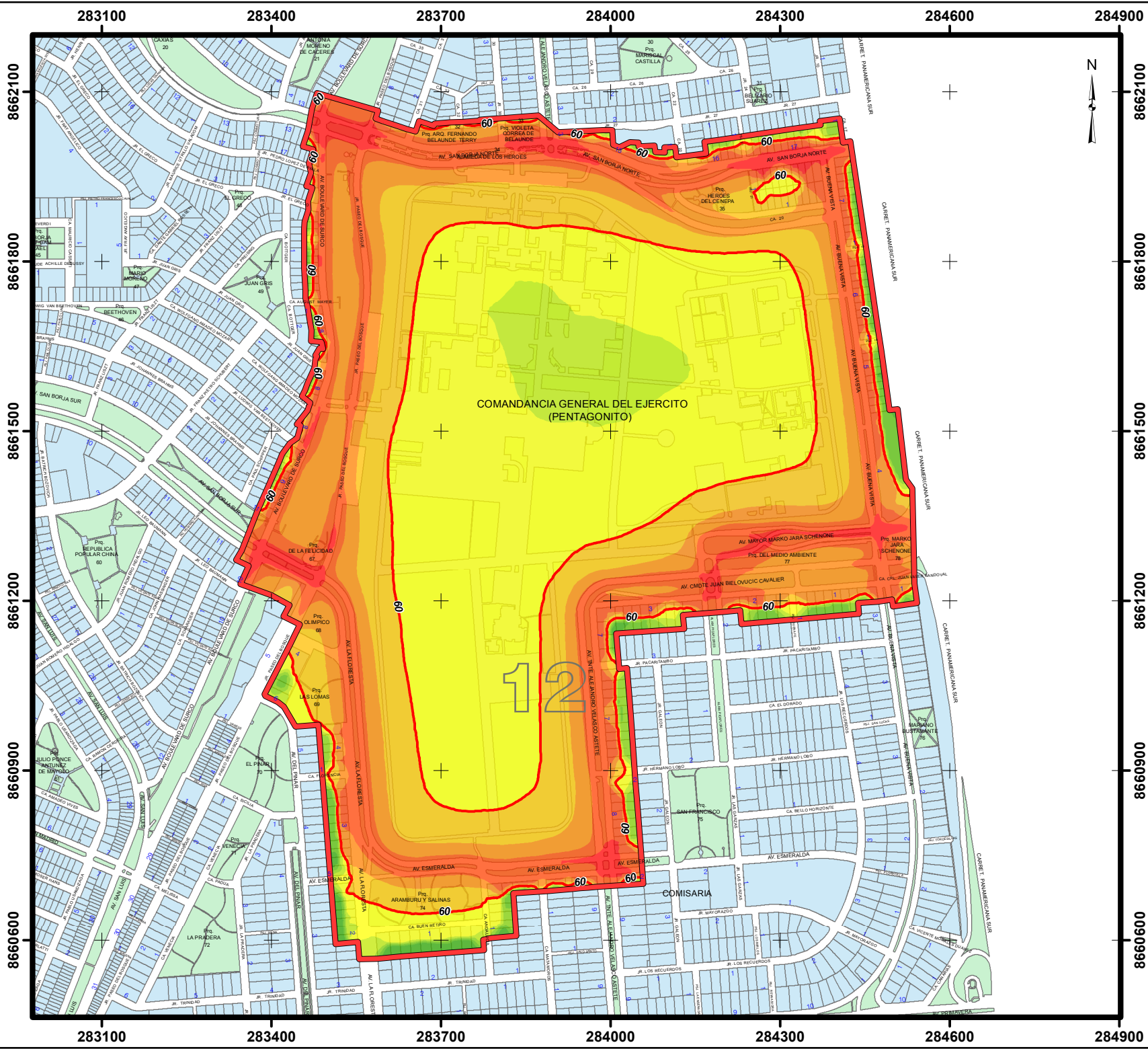
Además de calcular los niveles de ruido en cada uno de los receptores de punto único del área de estudio, se elaboraron los mapas de ruido correspondientes a los horarios diurno y nocturno con el fin de determinar la distribución espacial de los L_{eq} , y los cuales se muestran en la Figura 51 y la Figura 52, respectivamente.

Asimismo, en base a los mapas de ruido, se determinó la superficie expuesta a los diferentes valores de L_{eq} que fueron agrupados en intervalos. En la Tabla 20 se presentan los resultados de las superficies correspondientes a cada intervalo de los niveles de ruido en el área de estudio, así como en la Figura 53 y la Figura 54 se muestran los histogramas de los L_{eq} con respecto a las superficies calculadas tanto para el horario diurno como nocturno, respectivamente.

Tabla 20: Distribución del L_{eq} en la superficie del área de estudio

L_{eq} (dBA)	Horario Diurno		Horario Nocturno	
	Superficie (ha)	Superficie (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
≤ 40	0,6	0,5%	1,5	1,3%
<40 – 45]	1,7	1,4%	1,4	1,2%
<45 – 50]	1,7	1,4%	1,8	1,5%
<50 – 55]	7,2	5,9%	19,6	16,0%
<55 – 60]	44,6	36,5%	43,8	35,9%
<60 – 65]	23,5	19,2%	23,4	19,2%
<65 – 70]	19,1	15,6%	21,1	17,3%
<70 – 75]	20,5	16,8%	9,4	7,7%
> 75	3,4	2,8%	0,04	0,03%
Total	122,1	100,0%	122,1	100,0%

FUENTE: Elaboración propia.



LEYENDA

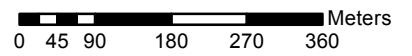
- Área de Estudio
- ECA-NAE Diurno (60 dBA)

Leq Diurno (dBA)
H = 4 m

- <=40
- 40 - 45
- 45 - 50
- 50 - 55
- 55 - 60
- 60 - 65
- 65 - 70
- 70 - 75
- >75

REFERENCIA

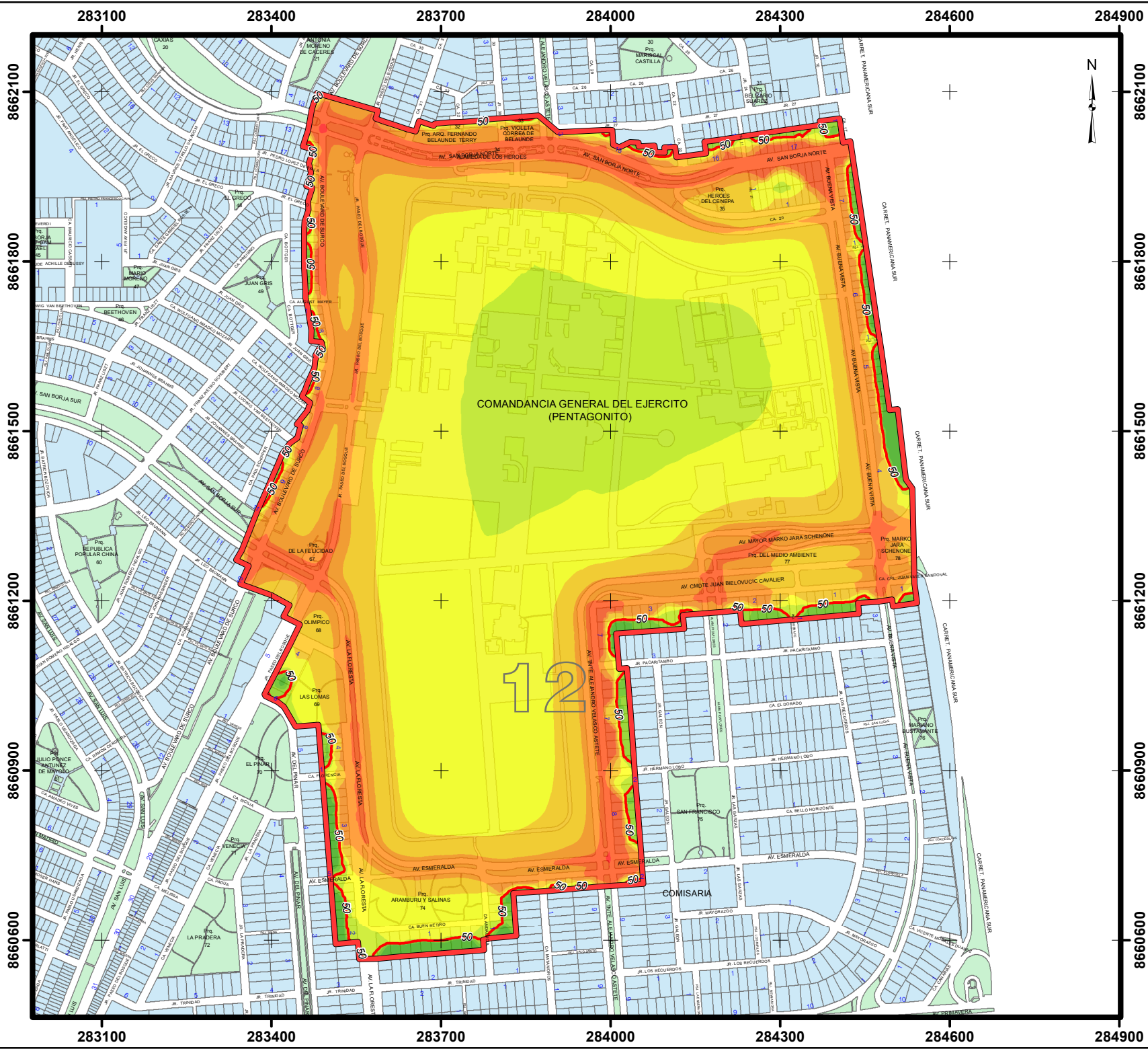
Datos Base: Plano básico catastral de San Borja (Marzo 2012)
Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título
**Mapa de Ruido
Vías circundantes al CGEP
Horario Diurno**

Diseño
Iván Vargas Ortiz

Figura
51



LEYENDA

- Área de Estudio
- ECA-NAE Nocturno (50 dBA)

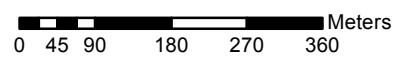
Leq Nocturno (dBA)

H = 4 m

- <=40
- 40 - 45
- 45 - 50
- 50 - 55
- 55 - 60
- 60 - 65
- 65 - 70
- 70 - 75
- >75

REFERENCIA

Datos Base: Plano básico catastral de San Borja (Marzo 2012)
 Proyección: WGS 1984 UTM Zona 18S



Título
**Mapa de Ruido
 Vías circundantes al CGEP
 Horario Nocturno**

Diseño
Iván Vargas Ortiz

Figura
52

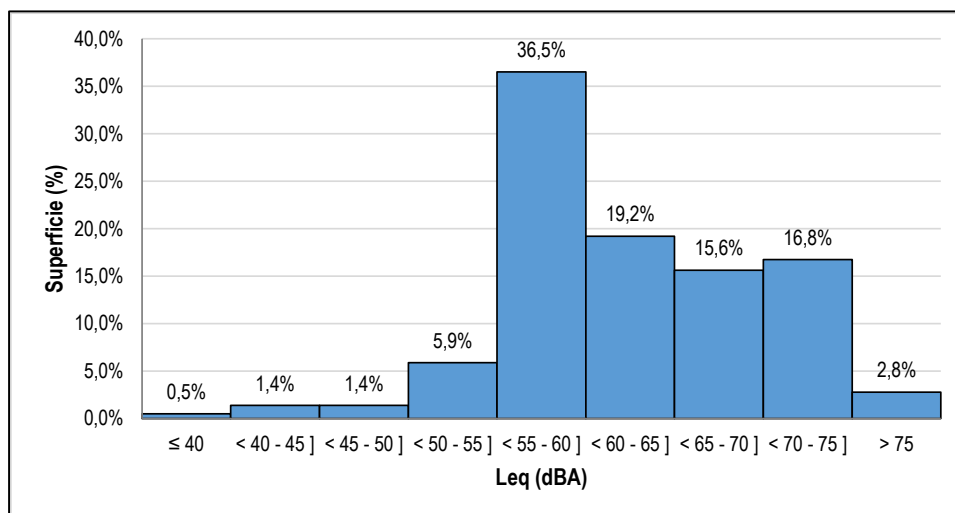


Figura 53: Histograma del L_{eq} con respecto a la superficie en el horario diurno

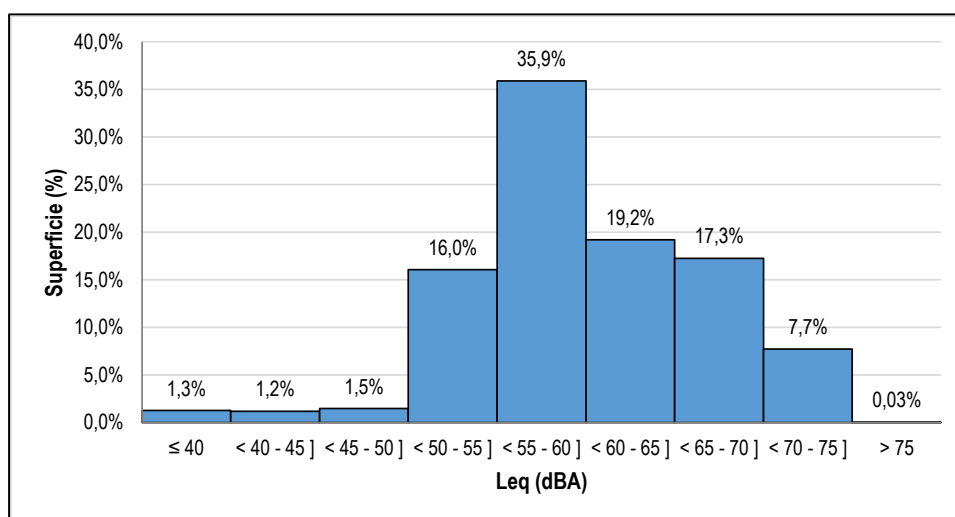


Figura 54: Histograma del L_{eq} con respecto a la superficie en el horario nocturno

De acuerdo a la Figura 51 y a la Figura 53, los niveles de ruido predominantes en el área de estudio durante el horario diurno, estuvieron comprendidos entre los 55 dBA y 60 dBA, abarcando el 36,5% de la superficie, correspondiente en mayor medida al área ocupada por el CGEP. Asimismo, los niveles de ruido entre los 60 dBA y 65 dBA, 65 dBA y 70 dBA, así como entre los 70 dBA y 75 dBA, predominaron en el área de estudio con el 19,2%, 15,6% y 16,8% de la superficie, respectivamente; estos niveles de ruido se distribuyeron en todas las vías evaluadas y en las áreas próximas a éstas. Con respecto a los L_{eq} superiores a los 75 dBA, estos se presentaron en el 2,8% de la superficie, específicamente en las intersecciones ubicadas en la Av. San Borja Norte con el Jr. Paseo Del Bosque, en la Av. San Borja Norte con la Av. Boulevard de Surco, en la Av. San Borja Norte con la Av. Velasco Astete, en la Av. San Borja Norte con la Av. Buenavista, en la Av. Bielovucic

Cavalier con la Alameda Picaflores, en la Av. Velasco Astete con la Av. Esmeralda, en la Av. La Floresta con el Jr. Paseo Del Bosque y en la Av. San Borja Sur con la Av. Boulevard de Surco. Asimismo, se presentaron altos niveles de ruido por encima de los 75 dBA en la Av. Jara Schenone con dirección a la Carretera Panamericana Sur.

En la Figura 52 y la Figura 54 se observa que en el horario nocturno también los niveles de ruido predominantes estuvieron en el intervalo comprendido entre los 55 dBA y 65 dBA, cubriendo el 35,9% de la superficie del área de estudio, perteneciente principalmente al área del CGEP. Los L_{eq} correspondientes a los intervalos de 60 dBA y 65 dBA, así como el de 65 dBA y 70 dBA, se distribuyeron en el 19,2% y 17,3% de la superficie, respectivamente, los cuales corresponden a las áreas donde se ubican las vías y las zonas aledañas a éstas. Por otro lado, en el 7,7% de la superficie se distribuyeron los niveles de ruido comprendidos entre los 70 dBA y 75 dBA; la mayoría de las zonas correspondientes a estos L_{eq} fueron la Av. San Borja Norte, la Av. Velasco Astete, la Av. La Floresta, la Av. Jara Schenone en dirección a la Carretera Panamericana Sur, el cruce de la Av. Boulevard de Surco con la Av. San Borja Sur, el cruce de la Av. La Floresta con el Jr. Paseo Del Bosque, el cruce de la Av. Bielovucic Cavalier con la Alameda Picaflores y el cruce de la Av. Bielovucic Cavalier con la Av. Buenavista. En el caso de los niveles de ruido superiores a los 75 dBA, estos sólo se dieron en el 0,03% del área de estudio, específicamente en el cruce de la Av. San Borja Norte con la Av. Boulevard de Surco, y en el cruce de la Av. Velasco Astete con la Av. Esmeralda.

Comparando los histogramas de la Figura 53 y la Figura 54, se observa que los niveles de ruido superiores a los 70 dBA durante el horario diurno disminuyeron en el horario nocturno en el 11,9% de la superficie aproximadamente; mientras que hubo un incremento del 10,1% en la superficie del área de estudio para los L_{eq} comprendidos entre los 50 dBA y 55 dBA. Asimismo, los niveles de ruido predominantes en ambos horarios presentaron valores entre los 55 dBA y 60 dBA, los cuales abarcaron el 36,5 % y 35,9% de las superficies en los horarios diurno y nocturno, respectivamente.

Con respecto al cumplimiento de los ECA-Ruido y NAE para una zona residencial, el 54,4% de la superficie del área de estudio presentó niveles de ruido por encima de los 60 dBA durante el horario diurno, y el 96,0% de la superficie mostró niveles por encima de los 50 dBA durante el horario nocturno.

En general, se confirma que los niveles de ruido en el horario diurno fueron superiores a los niveles calculados para el horario nocturno, comportamiento que se atribuye principalmente al flujo vehicular y al porcentaje de vehículos pesados que circularon en las vías adyacentes al CGEP, los cuales fueron mayores en el día a comparación de la noche debido a las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en la ciudad.

Asimismo, en base a los mapas de ruido, se identificó que los altos valores de L_{eq} provinieron de las mismas vías ya que en ellas se encontraron las fuentes de emisión más importantes, es decir, los vehículos motorizados; incluso, se puede afirmar que en las intersecciones de las vías se presentaron los niveles de ruido más altos del área de estudio debido a la aceleración y desaceleración de los vehículos.

Por otro lado, los niveles de ruido más bajos fueron observados en las zonas más distantes a las fuentes de emisión y que presentaron algún tipo de barrera acústica. Tal es el caso del CGEP, donde el área central se encuentra a unos 500 m aproximadamente de las vías más cercanas y está rodeado de las propias edificaciones del CGEP que actúan como barreras. Del mismo modo, las zonas de edificios ubicadas en el Parque Aramburú y Salinas, y en el Parque Las Lomas, presentaron bajos niveles de ruido ya que éstas no se encuentran próximas a la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta, respectivamente, si no están a 100 m aproximadamente de las vías en mención; además de ubicarse detrás de los árboles de estos parques, los cuales actúan como una barrera acústica que mitiga los niveles de ruido. Es preciso resaltar que los niveles de ruido más bajos del área de estudio fueron observados en los mismos receptores pero en la parte trasera de las edificaciones, ya que a medida que las ondas sonoras atraviesan la fachada que se encuentra más cercana a la fuente de emisión, éstas van perdiendo energía y por consiguiente, los niveles de ruido disminuyen.

4.8 VALIDACIÓN DEL MODELO

Para la validación del modelo se realizaron mediciones de ruido ambiental en ocho estaciones de monitoreo durante los horarios diurno y nocturno. Con los resultados obtenidos se buscó comparar los niveles de ruido calculados por el modelo NMPB-Routes-96 con los niveles de ruido reales medidos en campo con un sonómetro, para así determinar la exactitud del modelo aplicado. En la Tabla 21 se presentan los resultados de los niveles de ruido estimados por el modelo y aquellos medidos con el sonómetro en cada estación de monitoreo, así como la diferencia entre éstos, y en la

Tabla 22 se presentan los resultados para el RMSE, MAE y MAPE. Asimismo, en el Anexo 15 se presentan los resultados completos de las mediciones en campo.

Tabla 21: Comparación de los L_{eq} estimados y L_{eq} medidos en campo

Estación	L_i^a (dBA)		$L_{eq,i}^b$ (dBA)		$L_i^a - L_{eq,i}^b$ (dBA)	
	Horario Diurno	Horario Nocturno	Horario Diurno	Horario Nocturno	Horario Diurno	Horario Nocturno
RA-01	67,6	66,3	69,9	67,6	- 2,3	- 1,3
RA-02	66,4	64,0	64,3	62,0	+ 2,1	+ 2,0
RA-03	64,6	61,2	67,8	64,4	- 3,3	- 3,2
RA-04	64,2	58,5	67,7	63,4	- 3,5	- 4,9
RA-05	64,2	63,4	69,5	65,9	- 5,3	- 2,5
RA-06	66,5	66,3	71,0	67,5	- 4,6	- 1,2
RA-07	66,4	65,0	69,7	66,7	- 3,3	- 1,7
RA-08	67,3	64,8	69,4	66,3	- 2,1	- 1,5

FUENTE: Elaboración propia.

^a Nivel de ruido medido en campo

^b Nivel de ruido estimado

Tabla 22: RMSE, MAE y MAPE del modelo NMPB-Routes-96

RMSE (dBA)	MAE (dBA)	MAPE (%)
± 3,1	± 2,8	± 4,4%

FUENTE: Elaboración propia.

De acuerdo a lo observado en la Tabla 21, los niveles de ruido estimados por el modelo fueron superiores a los niveles medidos en campo en 14 de los 16 resultados obtenidos, lo que indica que el modelo NMPB-Routes-96 sobreestima los niveles de ruido. En este sentido, se puede afirmar que el modelo es conservador ya que busca proteger a los receptores (principio de precaución).

En la Tabla 22 se observa las diferentes medidas de exactitud determinadas para el modelo NMPB-Routes-96 en el contexto del presente estudio. El RMSE, el MAE y el MAPE obtenidos fueron de ± 3,1 dBA, ± 2,8 dBA y ± 4,4%, respectivamente. Según Brüel & Kjaer (2000), siempre que los algoritmos de los modelos se usen correctamente en la gama de escenarios para los que han sido diseñados, se aseguran exactitudes globales dentro de un margen de ± 3 dBA. Por otro lado, el Departamento del Ambiente, Alimentos y Asuntos Rurales del Reino Unido (DEFRA, por sus siglas en inglés) (2005) afirma que para el modelo en mención se debe tener una exactitud de ± 2 dBA.

Los resultados indican que la exactitud del modelo aplicado para el presente estudio se encuentra dentro de los valores mencionados en la literatura, sin embargo, podría reducirse el error ajustando el modelo a la realidad del Perú, ya que se tiene que considerar que el modelo NMPB-Routes-96 fue desarrollado en Europa donde la antigüedad del parque automotor, los hábitos de conducción, entre otros factores, son diferentes.

4.9 DETERMINACIÓN DE LA PERCEPCIÓN ACERCA DEL RUIDO GENERADO POR EL TRÁFICO

En relación con la determinación de la percepción acerca del ruido generado por el tráfico vehicular, se realizaron 143 encuestas en el área de estudio bajo un muestreo aleatorio estratificado, considerando 8 estratos que corresponden a las vías principales en los alrededores del CGEP, tal como se indicó en la sección 3.4.8. Las características socio-demográficas de la población encuestada se indican en la Tabla 23.

Tabla 23: Características socio-demográficas de los entrevistados

Variable	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)
Género		
Hombres	48	33,6%
Mujeres	95	66,4%
Edad (años)		
15 – 25	14	9,8%
26 – 35	27	18,9%
36 – 45	29	20,3%
46 – 55	25	17,5%
56 – 65	26	18,2%
66 – 75	18	12,6%
76 – 85	3	2,1%
≥ 86	1	0,7%
Nivel educativo		
Primario	3	2,1%
Secundario	35	24,5%
Superior	105	73,4%
Estado de salud		
Bien	110	76,9%
Regular	29	20,3%
Mal	4	2,8%

FUENTE: Elaboración propia.

Según la Tabla 23, de las 143 personas entrevistadas, el 33,6% fueron hombres y el 66,4% mujeres. Además, la mayor parte de las personas entrevistadas pertenecieron al grupo con

edades entre los 36 y 45 años (20,3%), seguido por el grupo con edades comprendidas entre los 26 y 35 años (18,9%), así como por los grupos con edades entre los 56 y 65 años (18,2%), y los 46 y 55 años (17,5%). Por otro lado, hubo dos grupos de edades minoritarios, los comprendidos entre los 76 y 85 años (2,1%), y el grupo mayor o igual a 86 años (0,7%).

El nivel educativo de las personas en el área de estudio corresponde principalmente a estudios superiores, con un 73,4%. En segundo lugar, el 24,5% de las personas entrevistadas realizaron estudios secundarios, y el 2,1% sólo concluyeron estudios primarios. Asimismo, de acuerdo a la propia opinión de los entrevistados, el 76,9% se encontraba bien de salud, el 20,3% afirmaba encontrarse regular, y sólo el 2,8% decía que su estado de salud era malo.

En la Tabla 24 se presentan los resultados obtenidos acerca de la percepción del ruido ambiental en el área de estudio. Es preciso mencionar que, durante las encuestas, cuando las personas respondían que no les molestaba el ruido, no se hacían las preguntas siguientes relacionadas con la molestia a causa del ruido.

Tabla 24: Percepción del ruido de los entrevistados según distintas variables

Variable	Frecuencia absoluta (n _i)	Frecuencia relativa (f _i)
Molestia a causa del ruido		
Mucho	64	44,8%
Regular	55	38,5%
Nada	24	16,8%
Tiempo que pasa en el domicilio		
Más de 8 horas	118	82,5%
Menos de 8 horas	25	17,5%
Interrupción del sueño durante la noche^a		
Frecuentemente	18	15,1%
A veces	45	37,8%
Nunca	56	47,1%
Fuentes de ruido que molestan más^a		
Vehículos	75	63,0%
Vecinos	6	5,0%
Construcciones	30	25,2%
Otros	8	6,7%
Horarios cuando el ruido molesta más^a		
Día	72	60,5%
Noche	27	22,7%
Día y noche	20	16,8%

Variable	Frecuencia absoluta (ni)	Frecuencia relativa (fi)
Opinión sobre la implementación de medidas de mitigación^a		
Sí	127	93,3%
No	11	3,4%
No sabe, no contesta	5	3,4%

FUENTE: Elaboración propia.

^a Para estas variables sólo respondieron los entrevistados con mucha o regular molestia por el ruido.

Con respecto a la percepción del ruido ambiental de los entrevistados, el 44,8% ha manifestado que el ruido les molesta mucho cuando están en sus domicilios, un 38,5% ha declarado que la molestia es regular, mientras que el 16,8% de las personas entrevistadas ha expresado que el ruido ambiental no les resulta nada molesto. Además, cabe indicar que de las 143 personas entrevistadas, el 82,5% pasa más de 8 horas en su domicilio, mientras que el 17,5% restante pasa menos de 8 horas. Por otra parte, un 15,1% de los encuestados que les molesta el ruido, se despierta frecuentemente durante la noche, un 37,8% se despierta a veces y el 47,1% nunca se despierta en la noche.

Las fuentes de ruido que resultan más molestas para las personas entrevistadas son, por orden decreciente, los vehículos (63,0%), las construcciones (25,2%), otros (6,7%) y los vecinos (5,0%). Dentro del grupo «otros» encontramos a los helicópteros del CGEP, las máquinas podadoras empleadas por la Municipalidad de San Borja para el mantenimiento de las áreas verdes, el silbato de los policías y el programa «Muévete San Borja», donde este último promueve actividades de trote, aeróbicos, baile, entre otros, al aire libre y en los alrededores del CGEP. Cabe indicar que las respuestas difieren en función de las condiciones específicas de la zona en donde están situadas las viviendas de los encuestados.

En relación al horario en que el ruido ambiental les molesta más a las personas encuestadas, el 60,5% respondió que en el día sienten mayor molestia, el 22,7% declaró que es en la noche y el 16,8% dijo que el ruido les molesta más en ambos horarios. Tanto los horarios diurno como nocturno corresponden a aquellos contemplados en el D.S. N° 085-2003-PCM (ECA-Ruido) y en la Ordenanza Municipal N° 306-2004-MSB (NAE).

Finalmente, se les preguntó a las personas entrevistadas en el área de estudio si consideraban necesarias tomar medidas de mitigación para reducir los niveles de ruido

ambiental. El 93,3% respondió que sí son necesarias las medidas de mitigación y el 3,4% contestó que no son necesarias.

Tal como se observa en la Tabla 24, existe un alto valor de molestia en el área de estudio, donde el 44,8% y 38,5% de los encuestados declararon presentar mucha y regular molestia, respectivamente. Además, de las opiniones recogidas de este grupo de entrevistados, se comprueba que la principal fuente de ruido que afecta a las personas que viven en el área de estudio es el tráfico de vehículos (63,0%), el cual puede responder a un incremento en el parque automotor en los últimos años (BBVA 2012).

Asimismo, los resultados muestran que durante el horario diurno el ruido ambiental causa mayores molestias en los entrevistados (60,5%), situación que podría explicarse por el mayor flujo vehicular en las vías circundantes al CGEP durante ese horario. Sin embargo, el ruido ambiental es causante de la interrupción del sueño durante la noche en 15,1% (frecuentemente) y en 37,8% (a veces) de las personas que presentan molestias atribuidas al ruido. Como se observa, a pesar de que se indica que en el horario diurno el ruido es más molesto, la interrupción del sueño es considerable, y la explicación podría atribuirse a los bajos valores de ruido en el horario nocturno, los cuales pueden aumentar súbitamente por eventos aislados como la sirena de una ambulancia, el paso de vehículos a alta velocidad, entre otros. Cuando estos cambios abruptos de los niveles de ruido se encuentran entre los 8 dBA a 10 dBA, el ruido parece ser significativamente más alto de forma subjetiva (Brüel & Kjør 2000).

Además, del total de entrevistados con molestias a causa del ruido ambiental, se debe notar que un 3,4% dice que no son necesarias medidas de mitigación. Esta respuesta fue justificada por los entrevistados afirmando que son conscientes que el desarrollo del país trae consigo mayor adquisición de vehículos, mayores construcciones, entre otros, y es por este motivo que están dispuestos a tolerar los ruidos emitidos por estas fuentes.

Adicionalmente, se realizó un análisis frecuencial entre las variables sociodemográficas y de molestia a causa del ruido mediante tablas de contingencias, así como una medición de la asociación entre las variables en mención. En el Anexo 16 se presentan los resultados obtenidos con el *software* IBM SPSS Statistics 22.

En la Tabla 25 se presenta un resumen de los resultados obtenidos para la prueba de independencia de χ^2 de Pearson, el coeficiente V de Cramer y el coeficiente γ de

Goodman-Kruskal. Las variables de género, edad, nivel educativo, estado de salud y tiempo que pasa en el domicilio, fueron analizadas junto con la variable de molestia a causa del ruido para determinar si existe una asociación entre las variables en mención y la fuerza en que se da esta asociación.

Tabla 25: Asociación entre la molestia a causa del ruido y otras variables

Variable	Molestia a causa del ruido
Género	$\chi^2 = 1,588$; $p = 0,470$ $V = 0,105$; $p = 0,470$
Edad	$\chi^2 = 8,466$; $p = 0,892$ $\gamma = 0,144$; $p = 0,139$
Nivel educativo	$\chi^2 = 2,781$; $p = 0,594$ $\gamma = 0,234$; $p = 0,137$
Estado de salud	$\chi^2 = 5,464$; $p = 0,239$ $\gamma = 0,193$; $p = 0,239$
Tiempo que pasa en el domicilio	$\chi^2 = 2,753$; $p = 0,273$ $\gamma = 0,190$; $p = 0,331$

FUENTE: Elaboración propia.

De acuerdo a los resultados obtenidos, se observa que todos los valores p correspondientes a la prueba de independencia de χ^2 de Pearson son mayores que el nivel de significación (α) de 0,05, motivo por el cual se aceptaría la hipótesis nula de que la molestia a causa del ruido es independiente de las variables de género, edad, nivel educativo, estado de salud y tiempo que pasa una persona en su domicilio. En otras palabras, no existe una asociación estadísticamente significativa entre la molestia de ruido y las demás variables en estudio.

Con respecto a la medida de asociación de V de Cramer entre la molestia a causa del ruido y el género de los encuestados, este presentó un valor igual a 0,105, por lo que se puede afirmar que existe una relación muy baja entre ambas variables, pero sin alcanzar una significación estadística ya que el valor p obtenido fue de 0,470. Con un valor p mayor que α (0,05), se acepta la hipótesis nula de ausencia de asociación entre las dos variables.

Del mismo modo, para el coeficiente γ de Goodman-Kruskal, se obtuvieron valores entre 0,144 y 0,234, para las variables edad y nivel educativo, respectivamente, comparadas con la molestia a causa del ruido. Los resultados indicaron una baja relación positiva aunque sin alcanzar una significación estadística, debido a que los valores p fueron mayores que α (0,05). Por este motivo, se puede afirmar que la hipótesis nula es verdadera y que no existe una asociación estadísticamente significativa entre las variables analizadas.

V. CONCLUSIONES

1. Los niveles de ruido durante el horario diurno fueron mayores que los niveles correspondientes al horario nocturno. En el caso de los niveles de ruido estimados en los edificios, específicamente en las fachadas más cercanas a las fuentes de emisión de ruido, los valores de L_{eq} predominantes durante el horario diurno estuvieron comprendidos entre los 65 dBA y 75 dBA. Durante el horario nocturno, los L_{eq} predominantes en los receptores presentaron valores entre los 60 dBA y 70 dBA. Este comportamiento puede atribuirse principalmente a la variación del flujo vehicular en los horarios diurno y nocturno. En el día el flujo vehicular fue mayor comparado con la noche, además de presentar mayor porcentaje de vehículos pesados.
2. El flujo vehicular, la distancia entre la fuente de emisión y los receptores, así como las barreras acústicas presentes en el área de estudio, fueron los principales factores que influyeron en la propagación del ruido ambiental. Los niveles de ruido más altos, llegando a alcanzar hasta 74,2 dBA, fueron hallados en los receptores próximos a la Av. Boulevard de Surco y Av. San Borja Norte, tanto para el horario diurno como nocturno, debido principalmente a que en estas vías se registraron los mayores valores de flujo vehicular del área de estudio. Por otro lado, los niveles de ruido más bajos en los horarios diurno y nocturno, con valores mínimos de hasta 52,5 dBA, se registraron en los edificios cercanos a la Cl. 20, la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta; en este caso, los receptores fueron los más lejanos con respecto a las vías en mención, además de estar influenciados por los árboles de los parques que actúan como barreras acústicas.
3. Se acepta la hipótesis de la investigación que el tráfico vehicular genera un impacto acústico negativo en los receptores más cercanos a las vías circundantes al CGEP debido a que en un alto porcentaje de los edificios se excedieron los ECA-Ruido y los NAE correspondientes a una zona de aplicación residencial. Durante el horario diurno, sólo el 11,9% de los receptores de punto único mostraron niveles de ruido por debajo del ECA-Ruido y del NAE para una zona de aplicación residencial (60 dBA), mientras que para el horario nocturno, ninguno de los edificios del área

de estudio cumplió con el ECA-Ruido y el NAE para el horario en mención (50 dBA). Los receptores que cumplieron con los estándares durante el horario diurno están ubicados en las proximidades de la Av. Esmeralda y la Av. La Floresta. Además, los niveles de ruido durante el horario nocturno, a comparación de los L_{eq} en el horario diurno, mostraron una mayor diferencia con respecto a los estándares, predominando las excedencias de más de 15 dBA.

4. En las áreas correspondientes a las vías por donde circulan los vehículos, y sobre todo en las intersecciones de estas vías, se observaron los niveles de ruido más altos en el área de estudio. En base a los mapas de ruido, se identificó que los valores de L_{eq} más altos durante el horario diurno provinieron de las mismas vías con niveles entre los 60 dBA y 75 dBA, ocupando una superficie del 51,6% del área de estudio, ya que en ellas circulan los vehículos motorizados; incluso, se puede afirmar que en las intersecciones de las vías, con una superficie del 2,8% del área de estudio, se presentaron los niveles de ruido más altos con valores superiores a los 75 dBA, debido a la aceleración y desaceleración de los vehículos. Por otro lado, durante el horario nocturno, el 36,5% de la superficie correspondiente a las vías en evaluación y las zonas aledañas a éstas, presentó niveles de ruido entre los 60 dBA y 70 dBA, y el 7,7% de la superficie correspondiente a las vías con mayor flujo vehicular y a las intersecciones, presentó valores de L_{eq} entre los 70 dBA y 75 dBA.
5. La exactitud del modelo utilizado indicó una buena aproximación con respecto a los valores reales medidos en campo. Para la presente investigación, el modelo NMPB-Routes-96 mostró una exactitud de $\pm 3,1$ dBA (RMSE), $\pm 2,8$ dBA (MAE) y $\pm 4,4\%$ (MAPE), confirmándose lo expuesto por Brüel & Kjør (2000), quienes afirman que siempre que los modelos se usen correctamente, se aseguran exactitudes globales de ± 3 dBA.
6. Las personas que habitan en los edificios ubicados dentro del área de estudio mostraron un alto grado de molestia en relación al ruido generado por el tráfico vehicular. Los residentes manifestaron que el ruido les molesta mucho (44,8%) y regular (38,5%) cuando están en sus domicilios, principalmente durante el horario diurno (60,5%), y consideran que la principal fuente de ruido corresponde a los vehículos (63,0%). Cabe mencionar que el género, la edad, el nivel educativo, el estado de salud y el tiempo que pasan las personas en sus domicilios, no guardan una asociación estadísticamente significativa con la molestia a causa del ruido, motivo por el cual puede afirmarse que la molestia depende de factores personales,

tales como la sensibilidad o la irritabilidad de las personas, así como a las condiciones de aislamiento de las viviendas, distribución de las habitaciones principales, entre otros factores (Morales et al. 1992, Ibarluzea et al. 2004).

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda llevar a cabo un nuevo trabajo de campo durante los meses de invierno, con el fin de evaluar cómo influyen las variaciones estacionales del flujo vehicular, la velocidad vehicular y las condiciones meteorológicas, en los resultados de la modelización del ruido ambiental.
2. Se recomienda emplear otros modelos de ruido ambiental debido al tráfico vehicular, como el RLS-90, FHWA, CoRTN, entre otros, con el objetivo de determinar cuál de los modelos internacionalmente aceptados representa mejor la realidad del área de estudio, es decir, que presente una mejor exactitud.
3. Se recomienda desarrollar un modelo nacional de ruido ambiental debido al tráfico vehicular que brinde resultados más exactos en relación a las condiciones existentes en el Perú. En todo caso, podría ajustarse algún modelo internacional a la realidad peruana.
4. Se recomienda realizar estudios complementarios sobre ruido en interiores, para determinar cómo el tráfico vehicular influye en los niveles de ruido dentro de las edificaciones y cómo afecta a los residentes.
5. Se recomienda realizar estudios que propongan medidas de mitigación para disminuir los niveles de ruido ambiental en el área de estudio y, de esta manera, cumplir con los ECA-Ruido y los NAE.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acusttel (Acústica y Telecomunicaciones, ES). 2009. Mapas Estratégicos de Ruido de las Carreteras de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Preparado para la Dirección General de Carreteras de la Región de Murcia. Murcia, ES. 40 p.
- Aliaga, J. 2013. Estudio acústico de impacto ambiental y cálculo de la incertidumbre asociada a los niveles sonoros del estado preoperacional en el Sector Industrial I-1 del municipio de Náquera. Tesis Mg. Ing. Acústica. Valencia, ES, Universidad Politécnica de Valencia. 68 p.
- Arana, M; Pérez, D; Nagore, I; San Martín, R. 2009. Influencia del orden y profundidad de reflexión en la fiabilidad del mapeado acústico. En 40º Congreso Nacional de Acústica TecniAcústica 2009 (2009, Cádiz, ES). Informe. Cádiz, ES. 6 p.
- Arellano, AM. 2008. Distribución del ruido ambiental en el campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina en el periodo Enero – Marzo del 2007. Tesis Ing. Ambiental. Lima, PE, Universidad Nacional Agraria La Molina. 77 p.
- Baca, W. y Seminario, S. 2012. Evaluación de impacto sonoro en la Pontificia Universidad Católica del Perú. Tesis Ing. Civil. Lima, PE, Pontificia Universidad Católica del Perú. 79 p.
- Barboza, MJ; Carpenter, SP; Roche, LE. 1995. Prediction of Traffic Noise: A Screening Technique. Air & Waste Management Association 45: 703-708.
- BBVA (Banco Bilbao Vizcaya Argentaria, ES). 2012. Perú Situación Automotriz: año 2012. Lima, PE. 14 p.
- Berglund, B; Lindvall, T; Schwela, DH. 1999. Guidelines for Community Noise. Geneva, CH. 159 p.
- Brüel & Kjær (Brüel & Kjær Sound & Vibration Measurement A/S, US). 2000. Ruido Ambiental. DK. 69 p.

- Calle, V. y Unsihuay, F. 2005?. Meteorología General. Lima, PE, Universidad Nacional Agraria La Molina. 143 p.
- Campos, A. y Gerard, C. 2008. Metodología de estudio de ruido de tránsito en el área urbana de Santiago – Ejercicio aplicado a plan de transporte público de Santiago. En VI Congreso Iberoamericano de Acústica FIA (2008, Buenos Aires, AR). Informe. Buenos Aires, AR. 12 p.
- Cirianni, F. and Leonardi, G. 2012. Environmental Modeling for Traffic Noise in Urban Area. American Journal of Environmental Science 8(4): 345-351.
- Cirrus (Cirrus Research plc, UK). 2013. Total noise detection with the optimus sound level meters. North Yorkshire, UK. 7 p.
- Cocchi, A; Farina, A; Lopes, G. 1991. Modelli matematici per la previsione del rumore stradale: verifica ed affinazione del modello CNR in base a rilievi sperimentali nella città di Bologna. In 19° Convegno Nazionale AIA (1991, Naples, IT). Acta. Naples, IT. p. 10-42.
- COITT (Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos de Telecomunicaciones, ES). 2008. Libro blanco sobre los efectos del ruido ambiental en la sociedad y su percepción por parte de la ciudadanía. Madrid, ES. 43 p.
- Cowan, J. 1993. Handbook of Environmental Acoustics. New York, US, John Wiley & Sons. 296 p.
- DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK). 2005. Data Accuracy Guidelines for XPS 31-133. Warrington, UK. 27 p.
- DIGESA (Dirección General de Salud Ambiental, PE). 2005. Protocolo de Monitoreo de la Calidad del Aire y Gestión de los Datos. Lima, PE. 71 p.
- European Parliament and the Council of the European Union. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002, relating to the assessment and management of environmental noise. Directive 2002/49/EC. Brussels: European Parliament and the Council of the European Union, 2002.
- EXTECH (EXTECH Instruments, US). 2007. User's Guide EXTECH Instruments Integrating Sound Level Datalogger Model 407780. Massachusetts, US. 13p.

- Fagotti, C. and Poggi. 1995. A. Traffic Noise Abatement Strategies: The Analysis of Real Case not Really Effective. In 18th International Congress for Noise Abatement (1995, Bologna, IT). Proceedings. Bologna, IT. p. 223-233.
- Farçaş, F. and Sivertun, Å. 2010?. Road traffic noise: GIS tools for noise mapping and a case study for Skåne region. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 34: 1-10.
- FHWA (Federal Highway Administration, US). 2011. Traffic Noise Model (en línea). Washington DC, US. Consultado 8 ene. 2014. Disponible en http://www.fhwa.dot.gov/environment/noise/traffic_noise_model/
- Galloway, WJ. 1969. Urban highway noise: measurement, simulation and mixed reactions. NCHRP Report 78: 141-164.
- García, D. 2010. Estudio acústico generado por el tráfico de la población de L'Olleria. Tesis Ing. Telecomunicación. Valencia, ES, Universidad Politécnica de Valencia. 123 p.
- Golmohammadi, R; Abbaspour, M; Nassiri, P; Mahjub, H. 2007. Road Traffic Noise Model. J Res Health Sci 7(1): 13-17.
- Guarnaccia, C. 2012. New Perspectives in Road Traffic Noise Prediction. Latest Advances in Acoustics and Music jun. 2012: 255-260.
- Guzmán, R. y Barceló, C. 2006. Estimación de la contaminación sonora del tránsito en ciudad de La Habana. Revista Cubana de Higiene y Epidemiología 46(2): 1-13.
- Hadzi-Nikolova, M; Mirakovski, D; Rislova, E; Ceravolo, S. 2011. Modeling and Mapping of Urban Noise Pollution with SoundPLAN Software. MK. p. 38-41.
- Ibarluzea, J; Larrañaga, I; Aspuru, I. 2004. Percepción del ruido por la población residente en el entorno de la bahía de Pasaia (Guipúzcoa). Rev. salud ambient. 4(1-2): 61-68.
- INDECOPI (Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual, PE). ACÚSTICA. Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 1: Índices Básicos y Procedimiento de Evaluación. NTP-ISO 1996-1:2007. Lima: INDECOPI, 2007.

- INDECOPI (Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual, PE). ACÚSTICA. Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 2: Determinación de los Niveles de Ruido Ambiental. NTP-ISO 1996-2:2008. Lima: INDECOPI, 2008.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, PE). 2011. Buenas Prácticas de una Encuesta por Muestreo. Lima, PE. 4 p.
- ISO (International Organization for Standardization, CH). Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise – Part 1: Basic quantities and assessment procedures. ISO 1996-1:2003. Switzerland: ISO, 2003.
- Johnson, D. and Saunders, E. 1968. The evaluation of noise from freely flowing road traffic. *J. Sound. Vib.* 7(2): 287-309.
- Karantonis, P; Gowen, T; Simon, M. 2010. Further Comparison of Traffic Noise Predictions Using CadnaA and SoundPLAN Noise Prediction Models. In 20th International Congress on Acoustics (2010, Sydney, AU). Proceedings. Sydney, AU. 6 p.
- Klepel (Klepel Consulting S.A.C., PE). 2010. Consultoría para Desarrollo de Estudio de Evaluación de los Niveles de Ruido Ambiental en Tres Localidades del Perú. Preparado para el Ministerio del Ambiente. Lima, PE. 288 p.
- Kustom (Kustom Signals Inc., US). 2007. Falcon HR Traffic Safety Radar Operator's Manual. Kansas, US. 95 p.
- Leclercq, L. and Lelong, J. 2002?. Dynamic evaluation of urban traffic. Bron, FR. 2 p.
- Lima Cómo Vamos. 2013. Encuesta Lima cómo vamos 2012: Informe de percepción sobre calidad de vida. Lima, PE. 52 p.
- Llimpe, C. 2011. Resultado del estudio subjetivo del ruido y de las mediciones de los niveles de presión sonora en el distrito de Miraflores. Lima, PE. 57 p.
- Llosa, M; Herencia, N; Gómez, J. 2010. Estudio de la contaminación sonora en el perímetro sur de la UNMSM. Ind. data 2010: 1-14.

- Makdrakis, S. and Hibon, M. 1995. Evaluating accuracy (or error) measures. Fontainebleau, FR, INSEAD. 31 p.
- Martínez, P. y Moreno, A. 2005. Análisis espacio-temporal con SIG del ruido ambiental urbano en Madrid y sus distritos. *GeoFocus* no. 5: 220-249.
- Mehta, C. and Patel, N. 2011. IBM SPSS Exact Tests. Massachusetts, US, IBM Corporation. 236 p.
- MM (Municipalidad de Miraflores, PE). 2009. Mapas de ruido (en línea). Lima, PE. Consultado 22 may. 2014. Disponible en https://www.miraflores.gob.pe/medio_ambiente
- Morales, M; Llopis, A; Cotanda, P; García, AM; García, A. 1992. Evaluación de los efectos del ruido ambiental sobre los residentes en el centro histórico de Valencia. *Rev. San. Hig. Pub.* 66(3-4): 239-244.
- MSB (Municipalidad de San Borja, PE). Ordenanza sobre Prevención y Control de Ruidos Molestos en el Distrito de San Borja. Ordenanza N° 306-2004-MSB. Lima: MSB, 2004.
- MTC (Ministerio de Transportes y Comunicaciones, PE). Aprueban el Reglamento Nacional de Tránsito. D.S. N° 033-2001-MTC. Lima: MTC, 2001.
- Murillo, D; Ortega, I; Carrillo, JD; Pardo, A; Rendón, J. 2012. Comparación de métodos de interpolación para la generación de mapas de ruido en entornos urbanos. *Ing. USBMed.* 3 (1): 62-68.
- NADIA (Noise Abatement Demonstrative and Innovative Actions and information to the public, IT). 2009. Deliverable 2: «Noise propagation model optimized and validated». Genova, IT. 18 p.
- Nickson, AF. 1965. Can community reaction to increased traffic noise be forecast?. In Fifth International Congress on Acoustics (1965, Liege, BE). Proceedings. Liege, BE. 21 p.
- PCM (Presidencia de Consejo de Ministros, PE). Aprueban el Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Ruido. DS-085-2003-PCM. Lima: PCM, 2003.

- Probst, W. 2010. Accuracy and precision in traffic noise prediction. En Inter Noise 2010 – Noise and Sustainability (2010, Lisboa, PRT). Proceedings. Lisboa, PRT. 6 p.
- Quartieri, J; Mastorakis, NE; Iannone, G; Guarnaccia, C; D’Ambrosio, S ; Troisi, A ; Lenza, TLL. 2009. A Review of Traffic Noise Prediction Models. Recent Advances in Applied and Theoretical Mechanics dic. 2009: 72-80.
- Quartieri, J; Iannone, G; Guarnaccia, C. 2010. On the Improvement of Statistical Traffic Noise Prediction Tools. Recent Advances in Acoustics & Music jun. 2010: 201-207.
- Resnick, R; Halliday, D; Krane, K. 1997. Física. 4 ed. México, CECSA. v. 1, p. 495 – 498.
- Rossi, F; Di Matteo, U; Simoni, S. 2006. An original method for urban traffic noise prediction. In Euronoise (2006, Tampere, FI). Proceedings. Tampere, FI. p. 1-6.
- Santos, E. 2007. Contaminación sonora por ruido vehicular en la Avenida Javier Prado. Ind. data 10(1): 11-15.
- Spiegel, M. y Stephens, L. 2002. Estadística. 3 ed. México DF, MX, McGraw-Hill. 541 p.
- Suárez, E; Barros, JL; Báez, A; Stevens, J; Romero, R; Álvarez, JP; González, C; Rey, G. 2011. Estudio de percepción de ruido ambiental en la Comuna de Santiago de Chile. En Congreso Internacional de Acústica y Audio Profesional (2011, Valdivia, CL). Informe. Valdivia, CL. 10 p.
- Suárez, E; Barros, JL; Báez, A; Stevens, J; Romero, R; Álvarez, JP; González, C; Rey, G. 2011. Mapa de Ruido de la Comuna de Santiago de Chile mediante Modelación. En Congreso Internacional de Acústica y Audio Profesional (2011, Valdivia, CL). Informe. Valdivia, CL. 11 p.
- Subramani, T; Kavitha, M; Sivaraj, KP. 2012. Modelling of Traffic Noise Pollution. International Journal of Engineering Research and Applications 2(3): 3175-3182.
- Torres, M. y Paz, K. 2002. Tamaño de una muestra para una investigación de mercado. Facultad de Ingeniería, Universidad Rafael Landívar. Boletín Electrónico N° 2. 13 p.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency, US). 2000. Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications. North Carolina, US. 171 p.
- Villarreal, Y; Castillo, M. de los A; Muñoz, A; Toral, J; Flores, E. 2003. Nivel de ruido en la ciudad de Panamá. *Tecnociencia* 5(2): 97-108.
- Vivienda (Ministerio de Vivienda, PE). 2004. Primer Plan Integral de Saneamiento Atmosférico para Lima – Callao PISA L-C 2005-2010. Lima, PE. 122 p.
- Vivienda (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento PE). Reglamento Nacional de Edificaciones. D.S. N° 011-2006-VIVIENDA. Lima: Vivienda, 2006.
- WADC (Wright Air Development Center). 1952. Handbook of Acoustic Noise Control. Washington DC, US. 204 p.
- WG-AEN (European Commission Working Group – Assessment of Exposure to Noise, BE). 2006. Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure. Brussels, BE. 129 p.
- WMO (World Meteorological Organization, CH). 2006. Initial Guidance to Obtain Representative Meteorological Observations at Urban Sites. Vancouver, CA. 51 p.
- WMO (World Meteorological Organization, CH). 2008. Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation. 7th Ed. Geneva, CH. 681 p.

VIII. ANEXOS

ANEXO 1

FORMATO DE CONTEO VEHICULAR

CONTEO VEHICULAR				
Fecha:				
Hora inicio:		Hora término:		
Horario diurno:		Horario nocturno:		
Ruta:				
Categoría	Vehículos	Tiempo	Conteo	Suma
Vehículos ligeros (< 3,5 t)	Moto, auto, station wagon, pick-up, camioneta panel, combi rural	15'		
		15'		
		15'		
		15'		
Vehículos pesados (> 3,5 t)	Microbús (<i>coaster</i>), ómnibus, camión, seimtráiler, tráiler, maquinaria pesada	15'		
		15'		
		15'		
		15'		
Total				

ANEXO 2

**FORMATO DE MEDICIÓN DE VELOCIDAD VEHICULAR
PROMEDIO**

ANEXO 3

PLANO BÁSICO DEL DISTRITO DE SAN BORJA

ANEXO 4

**INFORMACIÓN DE ALTURAS DE LOS EDIFICIOS A
ALREDEDORES DEL CUARTEL GENERAL DEL EJÉRCITO
(INFORME N° 027-2014-MSB-GM-GDU-UCA)**

INFORME N° 027-2014-MSB-GM-GDU-UCA

A : ING. ROLANDO MEZA AVILES
Gerente de Medio Ambiente y Obras Públicas.

DE : ING. NANCY NINAPAITÁN DELGADO (e)
Jefe de la Unidad de Catastro

ASUNTO : INFORMACIÓN DE ALTURAS DE LOS EDIFICIOS A
ALREDEDORES DEL CUARTEL GENERAL DEL EJÉRCITO.

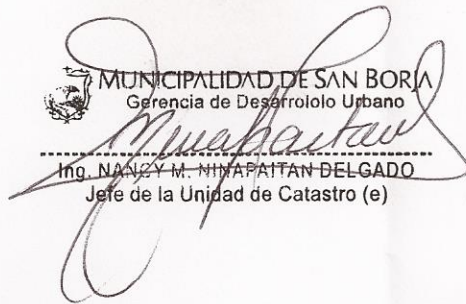
REFERENCIA : MEMO. N°086-2014-MSB-GMAOP

FECHA : SAN BORJA, 21 MAR. 2014

Me dirijo a usted, para remitirle el INFORME N°011-2014-MSB-GM-GDU-UCA/cpch, en respuesta a lo solicitado por su despacho mediante el Memorándum de la referencia, respecto a que se informe sobre las alturas de los edificios ubicados en el área de estudio indicada y Cuartel General del Ejército.

Se comunica, que personal técnico de ésta Unidad, ha realizado un plano donde se indica gráficamente la información solicitada y la lista de los lotes con código catastral que se encuentran dentro del área de estudio, identificados con la altura de edificación respectiva.
Se remiten adjunto al presente,plano del área de estudio e información solicitada.

Atentamente,



MUNICIPALIDAD DE SAN BORJA
Gerencia de Desarrollo Urbano
Ing. NANCY M. NINAPAITÁN DELGADO
Jefe de la Unidad de Catastro (e)

NND/cpch.



MUNICIPALIDAD DE SAN BORJA
Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas
237 24 MAR. 2014
RECIBIDO
Firma:..... Hora: 15:48

INFORME N°011-2014-MSB-GM-GDU-UCA/cpch

A : JEFE DE LA UNIDAD DE CATASTRO (e)
ING. NANCY NINAPAITAN DELGADO

DE : PISFIL CHAVESTA , CLAUDIA YESSENIA

ASUNTO : INFORMACIÓN DE ALTURAS DE LOS EDIFICIOS A
ALREDEDORES DEL CUARTEL GENERAL DEL EJÉRCITO.

REFERENCIA : MEMO. N°086-2014-MSB-GMAOP

FECHA : SAN BORJA,

Visto el **MEMORANDUM N°086-2014-MSB-GMAOP**, remitido por la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas, a través del cual solicita información de las alturas de los edificios ubicados en el área de estudio indicada y del Cuartel General del Ejército del Perú (planos,base de datos,etc.),para la medición de Ruido Ambiental.

Al respecto, se informa lo siguiente:

- 1.- Con Memo N°086-2014-MSB-GMAOP,la Gerencia de Medio Ambiente y Obras Públicas solicita información de las alturas de los edificios ubicados en el área de estudio indicada y del Cuartel General del Ejército del Perú (planos,base de datos,etc.).
- 2.-Revisado el Memorandum en mención, se solicitó la información requerida al Área de Tecnologías de la Información,dando respuesta a través del Memo N°142-2014-MSB-GTI.
- 3.-Se adjunta la información solicitada a Febrero del 2014 indicado con códigos de lotes catastrales y plano representando las alturas de los edificios ubicados en el área de estudio indicada, que da respuesta al MEMO. N°086-2014-MSB-GMAOP.

Es todo cuanto informo a usted para conocimiento y fines.

Atentamente,



CLAUDIA PISFIL CHAVESTA
Técnico de Catastro

INFORME DE ALTURA DE PISOS ALREDEDORES DEL CGEP A FEBRERO DEL 2014			
LOTE	PISOS	AZOTEA	DIRECCIÓN
30048810	5	AZOTEA	Av. BOULEVARD DE SURCO N°594
30052911	3		Calle 31 N°296
30052912	2		Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°806
30053105	2		Jr. 30 (Ex Ca. 30) N°396
30053107	3		Calle 31 N°295
30053117	2		Calle 32 (EX CA. A)M. CASTILLA N°194
30053118	3		Calle 32 (EX CA. A)M. CASTILLA N°197
30053212	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°382-A
30053214	4		Jr. 30 (Ex Ca. 30) N°385
30053408	3		Calle 22 (EX CA.4-B) M.CASTILLA N°160
30053701	5		Jr. 27 (EX CA.3-27) M.CASTILLA N°269
30053802	8	AZOTEA	Av. SAN BORJA NORTE N°1685
30053803	4	AZOTEA	Av. SAN BORJA NORTE N°1667
30053804	9	AZOTEA	Av. SAN BORJA NORTE N°1655
30053805	2		Av. SAN BORJA NORTE N°1635
30053806	4		Av. SAN BORJA NORTE N°1623
30053817	2		Av. SAN BORJA NORTE N°1611
30053818	NULL		Av. SAN BORJA NORTE N°CDRA16
30054102	8	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°707
30054103	3		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°112
30054104	9		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°122
30054105	2		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°136
30054106	9		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°142
30054107	2		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°152
30054108	3		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°166
30054109	3		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°172
30054110	2		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°186
30054111	NULL		Calle 20 (EX CA.2)MARISCAL CASTILLA N°192
30054201	NULL		Av. BUENA VISTA N°CDRA.7
30054202	8	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°786
30054203	3		Av. BUENA VISTA N°778
30054204	2		Av. BUENA VISTA N°762
30054205	3		Av. BUENA VISTA N°756
30054206	9		Av. BUENA VISTA N°748
30054207	2		Av. BUENA VISTA N°740
30054208	9		Av. BUENA VISTA N°732
30054209	9		Av. BUENA VISTA N°726
30054210	9		Av. BUENA VISTA N°720
30054211	5	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°708
30054212	2		Av. BUENA VISTA N°700
30054301	9		Av. BUENA VISTA N°692
30054302	8	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°680
30054303	3		Av. BUENA VISTA N°676
30054304	9		Av. BUENA VISTA N°662
30054305	8	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°654
30054306	9		Av. BUENA VISTA N°644
30054307	5		Av. BUENA VISTA N°640



30054308	4	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°630
30054309	9		Av. BUENA VISTA N°624
30054310	10		Av. BUENA VISTA N°620
30054311	2		Av. BUENA VISTA N°610
30054312	2		Psj. 19 (EX P.J.A)MARISCAL CASTILLA N°105
30054401	6		Av. BUENA VISTA N°590
30054402	3		Av. BUENA VISTA N°580
30054403	2		Av. BUENA VISTA N°574
30054404	9	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°558
30054405	9		Av. BUENA VISTA N°550
30054406	9	AZOTEA	Av. BUENA VISTA N°540
30054407	3		Av. BUENA VISTA N°530
30054408	3		Av. BUENA VISTA N°520
30054409	9		Av. BUENA VISTA N°502
30054601	5		Av. BUENA VISTA N°402
30071206	4		Av. SAN BORJA NORTE N°1398
30071207	5	AZOTEA	Av. BOULEVARD DE SURCO N°606
30071208	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°650
30073108	4	AZOTEA	Av. BOULEVARD DE SURCO N°656
30073109	1		Av. BOULEVARD DE SURCO N°698
30073903	3		Jr. EL GRECO N°392
30073904	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°708
30073905	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°714
30073906	NULL		Av. BOULEVARD DE SURCO N°CDRA.7
30073907	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°750
30073908	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°756
30073909	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°758
30073910	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°768
30073911	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°776
30073912	2		Av. BOULEVARD DE SURCO N°782
30073913	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°784
30073914	2		Calle MAYER N°195
30074102	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°800
30074103	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°808
30074104	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°818
30074105	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°820
30074106	5	AZOTEA	Av. BOULEVARD DE SURCO N°830
30074107	2		Av. BOULEVARD DE SURCO N°848
30074112	1		Av. BOULEVARD DE SURCO N°840
30075408	3		Jr. GRIS JUAN N°294
30075409	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°860
30075410	2		Av. BOULEVARD DE SURCO N°868
30075411	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°876
30075712	1		Av. BOULEVARD DE SURCO N°878
30075713	2		Av. BOULEVARD DE SURCO N°898
30078602	5		Jr. BEETHOVEN N°790
30078603	NULL		Av. BOULEVARD DE SURCO N°910
30078604	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°946



30078605	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°954
30078606	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°958
30078607	10		Av. BOULEVARD DE SURCO N°966
30078610	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°986
30078611	3		Av. BOULEVARD DE SURCO N°994
30078621	NULL		Av. BOULEVARD DE SURCO N°CDRA 9
30091709	6		Av. SAN BORJA SUR N°1190
30091710	4		Av. BOULEVARD DE SURCO N°1012
30120201	7		Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°550
30120202	2		Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°522
30120203	1		Av. DEL PINAR N°588
30120502	5		Av. LA FLORESTA N°453
30120503	3		Av. LA FLORESTA N°447
30120504	4		Av. LA FLORESTA N°425
30120505	5		Av. LA FLORESTA N°419
30120506	6	AZOTEA	Calle FLORENCIA N°181
30120902	3		Av. LA FLORESTA N°395
30120903	4		Av. LA FLORESTA N°389
30120904	5		Av. LA FLORESTA N°379
30120905	NULL		Av. LA FLORESTA N°CDRA.3
30120906	5		Av. LA FLORESTA N°365
30120907	3		Av. LA FLORESTA N°355
30120908	2		Av. LA FLORESTA N°345
30120909	4	AZOTEA	Av. LA FLORESTA N°337
30120910	5	AZOTEA	Av. LA FLORESTA N°319
30120911	4	AZOTEA	Av. LA FLORESTA N°313
30120912	3		Av. ESMERALDA N°516
30121001	32		Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°CDRA.
30121101	2		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°395
30121102	5	AZOTEA	Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°387
30121103	5		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°375
30121104	3	AZOTEA	Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°361
30121105	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°353
30121106	2		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°341
30121107	4	AZOTEA	Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°333
30121108	1		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°321
30121109	2		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°317
30121110	5		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°303
30121122	5		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°725
30121123	4	AZOTEA	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°717
30121124	2		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°709
30121201	2		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°287
30121202	5		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°271
30121203	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°259
30121204	5	AZOTEA	Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°245
30121205	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°235
30121206	4		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°211
30121301	4	AZOTEA	Psj. BUENA FE (EX P.J.S/NOMB) N°179

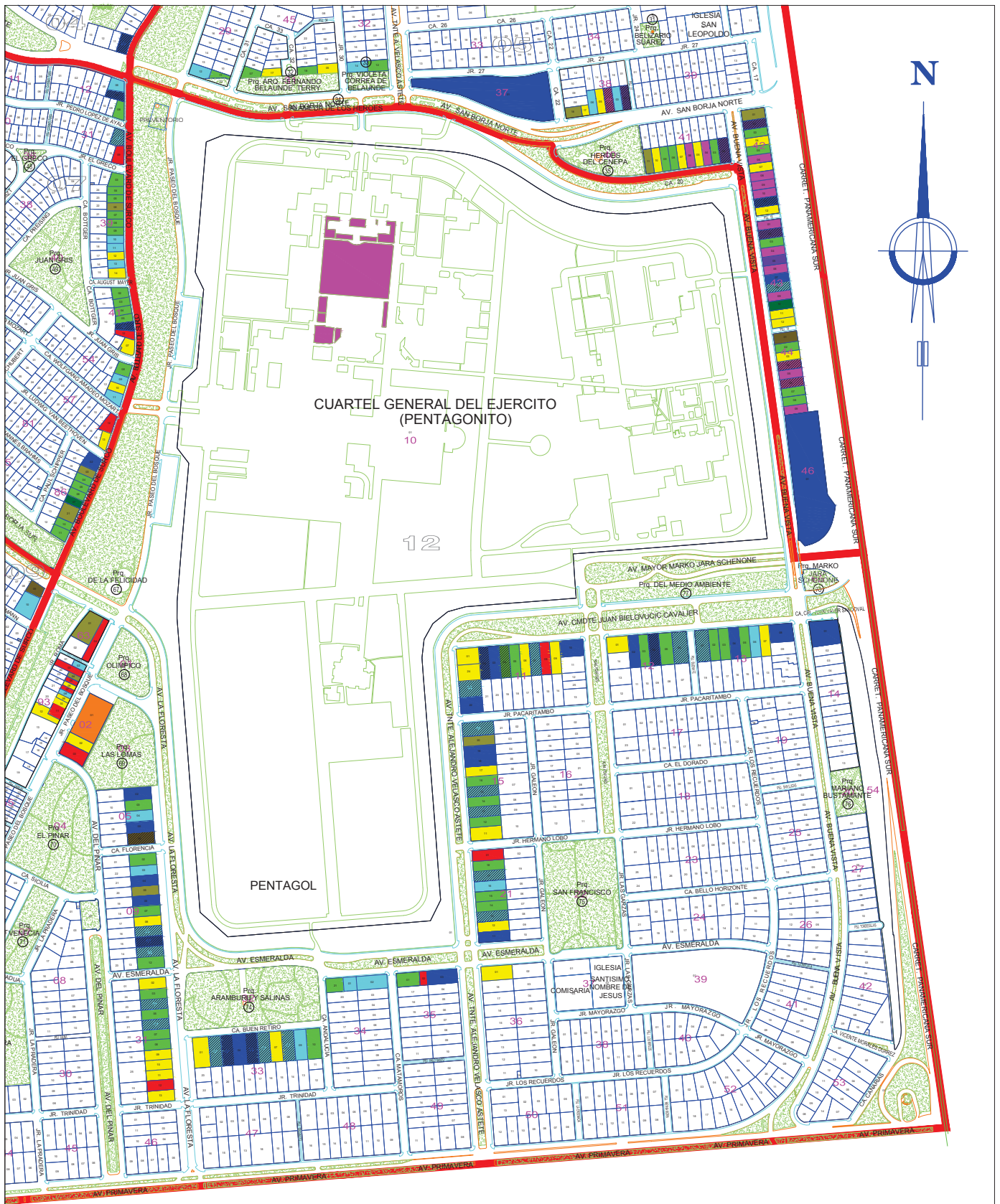


30121302	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°185
30121303	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°175
30121304	5		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°161
30121305	3		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°157
30121306	4	AZOTEA	Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°145
30121307	2		Av. CMDTE. JUAN BIELOVUCIC CAVALIER N°133
30121308	5		Av. BUENA VISTA N°397
30121401	5		Av. BUENA VISTA N°394
30121501	4	AZOTEA	Jr. PACARITAMBO N°391
30121511	2		Jr. HERMANO LOBO N°288
30121512	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°791
30121513	4	AZOTEA	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°785
30121514	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°777
30121515	4	AZOTEA	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°767
30121516	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°763
30121517	2		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°755
30121518	5		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°749
30121519	5		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°743
30121520	NULL		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°CDRA 7
30122101	1		Jr. HERMANO LOBO N°291
30122111	5		Av. ESMERALDA N°290
30122112	2		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°881
30122113	4	AZOTEA	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°873
30122114	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°859
30122115	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°847
30122116	4		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°839
30122117	4	AZOTEA	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°831
30122118	3		Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°817
30123102	2		Av. LA FLORESTA N°295
30123103	3		Av. LA FLORESTA N°285
30123104	4	AZOTEA	Av. LA FLORESTA N°277
30123105	3		Av. LA FLORESTA N°261
30123106	4	AZOTEA	Av. LA FLORESTA N°255
30123107	3		Av. LA FLORESTA N°247
30123108	3		Av. LA FLORESTA N°241
30123109	2		Av. LA FLORESTA N°235
30123110	2		Av. LA FLORESTA N°227
30123111	2		Av. LA FLORESTA N°215
30123112	1		Av. LA FLORESTA N°209
30123113	2		Jr. TRINIDAD N°320
30123301	2		Av. LA FLORESTA N°280
30123302	4	AZOTEA	Calle BUEN RETIRO N°CDRA1
30123303	5	AZOTEA	Calle BUEN RETIRO N°175
30123304	5		Calle BUEN RETIRO N°165
30123305	5	AZOTEA	Calle BUEN RETIRO N°155
30123306	4	AZOTEA	Calle BUEN RETIRO N°147
30123307	2		Calle BUEN RETIRO N°133
30123308	4	AZOTEA	Calle BUEN RETIRO N°123



30123309	4	Calle BUEN RETIRO N°111
30123310	3	Calle BUEN RETIRO N°101
30123401	4	Av. ESMERALDA N°379
30123402	4	Av. ESMERALDA N°359
30123421	3	Av. ESMERALDA N°387
30123501	3	Av. ESMERALDA N°341
30123502	1	Av. ESMERALDA N°327
30123503	5	Av. ESMERALDA N°309
30123601	2	Av. VELASCO ASTETE TNTE. ALEJANDRO N°901
30123604	4	Jr. GALEON (EX CA.) N°326
30126301	NULL	Av. SAN BORJA SUR N°1228
30126304	1	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°CDR.5
30129302	4	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°567
30129303	1	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°565
30129304	NULL	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°563
30129305	1	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°561
30129306	2	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°559
30129307	1	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°557
30129308	4	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°555
30129309	2	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°553
30129310	2	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°547
30129311	1	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°545
30129312	2	Jr. PASEO DEL BOSQUE (EX CA.) N°537





SANTIAGO DE SURCO

LEYENDA	
1 PISO	■
2 PISOS	■
3 PISOS	■
4 PISOS	■
5 PISOS	■
6 PISOS	■
7 PISOS	■
8 PISOS	■
9 PISOS	■
10 PISOS	■
NULL	■
AZOTEA	▨

 MUNICIPALIDAD DE SAN BORJA <small>... mi orgullo</small>			
MARCO ALVAREZ VARGAS ALCALDE	PLANO DE ALTURAS DE EDIFICIOS A ALREDEDORES DEL C.G.E.P.		ING. NANCY NIQUANTAN DELGADO GERENTE DE DESARROLLO URBANO
REALIZADO POR: CATASTRO	GERENCIA DE DESARROLLO URBANO UNIDAD DE CATASTRO	ESCALA: GRAFICA	
FECHA: FEBRERO 2014	FUENTE: ARCHIVO TECNICO LEGAL-BASE CATASTRAL	DIBUJO CAD: C.PISFIL	COORDINACION:

ANEXO 5

MODELO FRANCÉS NMPB-ROUTES-96

MODELO FRANCÉS

NMPB-ROUTES-96

La Directiva Europea 2002/49/EC que aborda los modelos de predicción de ruido debido al tráfico, sugiere utilizar el modelo estándar francés oficial *Nouvelle Methode de Prevision de Bruit* o simplemente NMPB-Routes-96.

Este método se basa en el concepto de la ruta de propagación del ruido. Pueden existir diversas rutas de propagación entre la fuente y el receptor, dependiendo de la topografía y los obstáculos y, en cada una de ellas, se puede asociar un nivel de ruido a largo plazo ($L_{Ai,LT}$).

El modelo NMPB-Routes-96 considera las condiciones meteorológicas estándar, tal como sugiere la norma ISO 9613, para ajustar la estimación en un periodo largo. Estas se clasifican en dos tipos: condiciones meteorológicas “favorables para la propagación” (como se define en la ISO 9613) y “condiciones acústicas homogéneas” (correspondientes a las condiciones utilizadas en el modelo francés antiguo *Guide de Bruit* de 1980).

Entonces, el nivel de ruido estimado en un periodo largo para cada ruta de propagación ($L_{Ai,LT}$) es evaluado sumando los términos correspondientes a estas dos condiciones:

$$L_{Ai,LT} = 10 \log[p_i \cdot 10^{(0,1L_{Ai,F})} + (1 - p_i) \cdot 10^{(0,1L_{Ai,H})}]$$

Donde:

$L_{Ai,F}$: Niveles de ruido globales evaluados para condiciones favorables.

$L_{Ai,H}$: Niveles de ruido globales evaluados para condiciones homogéneas.

p_i : Probabilidad de ocurrencia de condiciones favorables.

Estos niveles son calculados para cada banda de octava y para cada ruta de propagación desde la fuente, según las siguientes fórmulas:

$$L_{Ai,F} = L_{A,w} - A_{div} - A_{atm} - A_{grd,F} - A_{diff,F}$$

$$L_{Ai,H} = L_{A,w} - A_{div} - A_{atm} - A_{grd,H} - A_{diff,H}$$

Donde:

$L_{A,w}$: Nivel de potencia sonora

A_{div} : Propagación geométrica

A_{atm} : Absorción atmosférica

A_{grd} : Atenuación debido al efecto del suelo

A_{diff} : Atenuación debido a la difracción

Para cada ruta de propagación, el algoritmo calcula tres atenuaciones diferentes: la propagación geométrica (A_{div}) y la absorción atmosférica (A_{atm}), que son las mismas en ambas fórmulas, y las atenuaciones de frontera (A_{bnds}), que dependen de las condiciones de propagación y están influenciadas por el efecto del suelo (A_{grd}) y la difracción (A_{diff}).

El nivel de potencia sonora ($L_{A,w}$) es evaluado considerando el flujo vehicular horario (Q) y calculando directamente el nivel de presión sonora equivalente horario en dBA (E), asociado a un solo vehículo liviano o pesado. Con este procedimiento, la fuente de potencia acústica que representa la vía está dada por:

$$L_{Awi} = [(E_L + 10 \log Q_L) + (E_P + 10 \log Q_P)] + 20 + 10 \log I_i + R_j$$

Donde:

E_L : Niveles de emisión de ruido para vehículos livianos (dBA).

E_P : Niveles de emisión de ruido para vehículos pesados (dBA).

Q_L : Flujo vehicular horario para vehículos livianos (veh/h).

Q_P : Flujo vehicular horario para vehículos pesados (veh/h).

I_i : Longitud de la vía (m).

R_j : Valor del espectro de ruido normalizado del CEN 1793-3 (1995).

Es preciso indicar que el valor del espectro de ruido normalizado (R_j) toma en cuenta el comportamiento de la propagación con respecto a la frecuencia del ruido.

Asimismo, el nivel de presión sonora equivalente horario (E), para vehículos livianos y pesados, es obtenido a partir de la siguiente fórmula:

$$E = 37,3 + 10\log[Q(1 + 0,082P)]$$

Donde:

Q: Flujo vehicular horario (veh/h).

P: Porcentaje de vehículos pesados (%).

ANEXO 6

**PLANO DE ZONIFICACIÓN DE LOS USOS DE SUELO DEL
DISTRITO DE SAN BORJA**



ZONAS RESIDENCIALES

- RDB Residencial de Densidad Baja
- RDM Residencial de Densidad Media
- RDA Residencial de Densidad Alta

ZONAS COMERCIALES

- CV Comercio Vecinal
- CZ Comercio Zonal

ZONAS DE EQUIPAMIENTO

- E1 Educación Básica
- E2 Educación Superior Tecnológica
- E3 Educación Superior Universitaria
- E4 Educación Superior Post Grado

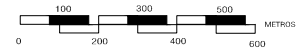
- H2 Centro de Salud
- H3 Hospital General
- H4 Hospital especializado

- ZRP Zona de Recreación Pública

- OU Otros Usos
- ZRE Zona de Reglamentación Especial

Limite de Area Diferenciada (A,B,C,D,E)

ESCALA GRAFICA



MUNICIPALIDAD DE SAN BORJA <small>191000</small>			
MARCO ALVAREZ VARGAS <small>ALCALDE</small>	PLANO DE ZONIFICACION DE LOS USOS DEL SUELO <small>GERENCIA DE DESARROLLO URBANO UNIDAD DE CATASTRO</small>	<small>ING. MARY EMERENCIANA DELGADO DIRECTORA DE DESARROLLO URBANO</small> <small>ING. HENRY GAMBITTA BAYONA JEFE DE UNIDAD DE CATASTRO</small>	
<small>FECHA:</small> MARZO 2012	<small>PROYECTO:</small> REALISTE DEL PLANO DE ZONIFICACION DE LOS USOS DEL SUELO <small>APROBADO POR ORDENANZA N° 012 Y REGISTRO DE LA ORDENANZA N° 1744-2011</small>	<small>ESCALA:</small> GRAFICA	<small>LAMINA:</small> P-01

NOTA: EL UNICO DOCUMENTO OFICIAL QUE ACREDITA LOS PARAMETROS NORMATIVOS DE UN INMUEBLE, ES EL CERTIFICADO DE PARAMETROS URBANISTICOS Y EDIFICATORIOS, FIRMADO Y SELLADO POR EL FUNCIONARIO MUNICIPAL AUTORIZADO.

ANEXO 7

**FORMATO DE ENCUESTA SOBRE LA PERCEPCIÓN DEL RUIDO
AMBIENTAL**

ENCUESTA

Se le solicitará su opinión sobre el ruido ambiental en general.

Fecha:

Edad:

Hora:

Sexo:

1. ¿Qué estudios ha realizado?

- a) Primaria
- b) Secundaria
- c) Superiores

2. ¿Cómo se encuentra de salud?

- a) Bien
- b) Regular
- c) Mal

3. ¿Cuánto tiempo pasa en su domicilio?

- a) Más de 8 horas
- b) Menos de 8 horas

4. ¿Le molesta el ruido cuando está en su casa?

- a) Mucho
- b) Regular
- c) Nada

5. ¿Se despierta durante la noche a causa del ruido?

- a) Frecuentemente
- b) A veces
- c) Nunca

6. ¿Qué ruido le molesta más?

- a) Vehículos
- b) Vecinos
- c) Otros

7. ¿Cuándo le molesta más?

- a) Día (07:00 h a 22:00 h)
- b) Noche (22:00 h a 07:00 h)
- c) Día y noche

8. ¿Considera usted necesarias medidas de mitigación para reducir los niveles de ruido ambiental?

- a) Sí
- b) No
- c) NS/NC

ANEXO 8

RESULTADOS DEL FLUJO VEHICULAR

**FLUJO VEHICULAR
HORARIO DIURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz

Fecha: 26/03/2014

Ruta	Ubicación	Vehículos Ligeros (veh/h)						Vehículos Pesados (veh/h)					
		1	2	3	4	5	Promedio	1	2	3	4	5	Promedio
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	1736	1650	1576	1680	1608	1650	8	0	8	4	0	4
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	1098	1028	1168	1116	1080	1098	5	8	8	4	0	5
C	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	680	628	690	720	732	690	0	4	0	4	2	2
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	420	377	400	348	340	377	4	0	1	0	0	1
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	688	616	588	468	580	588	8	4	4	0	4	4
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	396	386	420	360	368	386	20	8	5	12	5	10
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	314	276	308	336	336	314	4	4	4	4	4	4
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	240	228	196	219	212	219	24	12	13	4	12	13
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	1380	1268	1223	1064	1180	1223	24	12	32	16	21	21
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflores	536	504	500	513	512	513	12	16	32	20	20	20
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	1108	920	808	696	883	883	28	28	32	28	24	28
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	1008	976	892	904	1100	976	4	15	32	12	12	15
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	1168	824	877	732	784	877	16	0	8	16	10	10
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	608	504	672	504	752	608	4	8	0	4	4	4
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	1132	939	872	736	1016	939	8	16	16	13	12	13
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	588	560	584	574	564	574	12	6	8	0	4	6
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	844	757	744	704	736	757	4	0	16	4	6	6
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	1336	1396	1211	972	1140	1211	8	4	7	12	4	7

**FLUJO VEHICULAR
HORARIO NOCTURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 26/03/2014

Ruta	Ubicación	Vehículos Ligeros (veh/h)						Vehículos Pesados (veh/h)					
		1	2	3	4	5	Promedio	1	2	3	4	5	Promedio
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	643	756	604	644	576	645	0	4	0	1	0	1
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	564	780	662	716	592	663	4	0	1	0	0	1
C	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	544	436	396	434	368	436	0	0	0	0	0	0
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	232	284	116	205	196	207	0	0	0	0	0	0
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	336	360	296	292	204	298	0	0	0	0	0	0
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	208	229	192	216	304	230	0	0	0	0	0	0
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	144	116	132	76	115	117	0	0	0	0	0	0
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	168	141	148	128	128	143	0	0	0	0	0	0
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	500	620	480	524	384	502	8	0	0	4	3	3
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflores	148	136	122	96	112	123	0	0	0	0	0	0
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	264	256	264	260	244	258	4	8	4	0	4	4
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	788	696	612	635	448	636	16	12	16	14	12	14
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	284	311	340	356	268	312	0	0	0	0	0	0
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	372	372	313	304	212	315	0	4	0	0	1	1
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	332	317	368	280	296	319	0	0	0	0	0	0
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	416	420	260	344	284	345	0	0	0	0	0	0
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	480	389	380	316	388	391	0	1	0	4	0	1
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	526	548	652	444	468	528	1	0	4	0	0	1

ANEXO 9

**RESULTADOS DE LA MEDICIÓN DE VELOCIDAD VEHICULAR
PROMEDIO**

**VELOCIDAD VEHICULAR
HORARIO DIURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 28/03/2014

Ruta	Ubicación	Velocidad Vehicular (km/h)																				Promedio	Máximo	Mínimo
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20			
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	39	38	27	38	44	45	38	43	46	41	46	31	32	32	27	32	44	47	51	41	39,1	51	27
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	44	53	44	53	53	59	54	51	56	59	66	41	46	42	53	51	51	54	70	53	52,7	70	41
C	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	55	50	62	80	51	52	60	55	53	51	44	58	56	67	62	64	46	64	51	55	56,8	80	44
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	60	41	48	64	64	68	71	57	37	44	61	62	55	61	46	48	48	63	50	55	55,2	71	37
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	39	57	46	48	41	55	36	49	55	58	47	57	37	39	35	56	40	48	37	54	46,7	58	35
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	53	50	54	41	41	43	53	43	49	37	40	46	46	43	35	42	46	48	47	42	45,0	54	35
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	49	53	44	63	46	63	47	41	47	44	62	53	58	63	51	57	51	44	54	54	52,2	63	41
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	35	42	42	48	55	46	41	47	46	34	38	42	46	40	55	53	34	36	35	38	42,7	55	34
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	54	46	50	63	48	53	53	48	55	52	68	58	56	48	62	44	48	54	60	52	53,6	68	44
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflones	32	42	41	36	44	33	67	60	65	54	46	59	55	63	45	58	34	48	51	48	49,1	67	32
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	48	52	50	48	46	48	55	67	67	65	63	51	32	46	47	52	53	48	51	65	52,7	67	32
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	43	48	44	69	72	68	45	62	56	50	58	54	57	62	58	54	60	52	52	53	55,9	72	43
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	57	53	55	49	59	56	50	67	41	53	50	61	69	61	57	62	53	46	50	51	55,0	69	41
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	45	58	46	39	50	48	32	38	41	50	37	34	41	47	59	41	42	39	44	60	44,6	60	32
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	54	54	62	56	54	67	59	45	53	57	59	36	37	44	51	52	60	51	60	68	54,0	68	36
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	61	68	62	54	55	63	49	40	48	56	53	55	53	58	60	59	58	71	44	39	55,3	71	39
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	48	67	59	61	53	55	56	48	68	40	41	44	48	51	48	48	42	68	52	74	53,6	74	40
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	53	51	83	51	42	47	58	46	46	53	59	49	46	45	55	66	40	48	60	55	52,7	83	40

**VELOCIDAD VEHICULAR
HORARIO NOCTURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 28/03/2014

Ruta	Ubicación	Velocidad Vehicular (km/h)																				Promedio	Máximo	Mínimo
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20			
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	58	53	41	51	34	46	52	58	62	58	53	40	67	54	60	58	65	44	48	48	52,5	67	34
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	50	59	51	56	59	57	55	85	53	53	47	51	52	60	44	44	49	58	54	61	54,9	85	44
C	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	51	44	48	59	55	53	54	46	55	40	50	45	51	60	51	65	54	71	54	58	53,2	71	40
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	52	47	51	35	58	65	57	75	52	55	68	44	47	69	53	60	53	40	68	53	55,1	75	35
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	35	46	51	46	62	51	45	47	35	53	44	42	44	43	47	58	67	46	62	55	49,0	67	35
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	42	55	43	40	41	41	45	39	40	35	41	48	42	50	78	32	40	32	44	48	43,8	78	32
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	64	42	63	49	46	47	43	40	51	66	52	45	60	62	39	48	60	51	35	58	51,1	66	35
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	37	41	31	40	47	37	39	30	33	33	33	34	41	41	35	32	50	44	34	38	37,5	50	30
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	32	48	37	39	32	45	33	40	34	39	34	28	37	39	43	27	32	30	35	40	36,2	48	27
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflones	36	31	34	32	27	53	42	30	44	48	44	46	37	33	40	34	49	39	56	51	40,3	56	27
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	44	48	41	51	44	53	54	53	64	57	60	67	51	41	59	39	58	42	58	42	51,3	67	39
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	51	75	44	62	69	61	59	60	60	51	75	42	75	60	55	42	60	38	67	55	58,1	75	38
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	41	53	47	45	44	40	44	35	35	58	60	50	51	46	51	54	52	62	57	45	48,5	62	35
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	34	48	56	48	48	42	48	55	55	46	44	40	53	60	47	46	46	46	44	45	47,6	60	34
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	54	45	64	53	48	44	69	40	80	62	38	65	48	76	60	66	46	48	54	52	55,6	80	38
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	51	67	58	55	72	35	53	52	62	59	54	79	58	48	71	60	43	48	51	60	56,8	79	35
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	58	52	48	64	53	42	50	39	48	45	73	44	53	48	60	44	67	46	55	55	52,2	73	39
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	65	51	60	44	62	69	56	45	50	43	50	51	67	38	44	51	54	42	55	65	53,1	69	38

ANEXO 10

RESULTADOS DE LA LONGITUD DEL SEGMENTO DE RUTA

**LONGITUD DEL SEGMENTO DE RUTA
HORARIO DIURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 29/04/2014

Ruta	Ubicación	Intersecciones	Velocidad Vehicular (km/h)		
			Promedio	Acelerado	Desacelerado
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	Av. San Borja Norte con Av. Velasco Astete Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco	39	78	117
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Norte con Av. Velasco Astete	53	105	158
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	Cl. 20 con Av. Buenavista	55	110	165
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	47	93	140
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	45	90	135
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	52	104	157
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	43	85	128
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	54	107	161
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflores	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	49	98	147
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	53	105	158
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	56	112	168
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	55	110	165
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	45	89	134
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco	54	108	162
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque	55	111	166
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque Jr. Paseo Del Bosque con Puerta Principal del CGEP Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque	54	107	161
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco Av. Boulevard de Surco con Cl. Wolfgang Amadeo Mozart Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco	53	105	158

**LONGITUD DEL SEGMENTO DE RUTA
HORARIO NOCTURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz

Fecha: 29/04/2014

Ruta	Ubicación	Intersecciones	Velocidad Vehicular (km/h)		
			Promedio	Acelerado	Desacelerado
A	Av. San Borja Norte hacia Av. San Luis	Av. San Borja Norte con Av. Velasco Astete Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco	53	105	158
B	Av. San Borja Norte hacia la Carretera Panamericana Sur	Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Norte con Av. Velasco Astete	55	110	165
D	Cl. 20 hacia Av. Buenavista	Cl. 20 con Av. Buenavista	55	110	165
E	Av. Buenavista hacia Av. Primavera	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	49	98	147
F	Av. Buenavista hacia Av. San Borja Norte	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	44	88	131
G	Av. Bielovucic Cavalier hacia Av. Velasco Astete	Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	51	102	153
H	Av. Bielovucic Cavalier hacia Cl. Juan Valer Sandoval	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores Av. Buenavista con Av. Bielovucic Cavalier	38	75	113
I	Av. Jara Schenone hacia Carretera Panamericana Sur	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	36	72	109
J	Av. Jara Schenone hacia Alameda Picaflores	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	40	81	121
K	Av. Velasco Astete hacia Av. Primavera	Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	51	103	154
L	Av. Velasco Astete hacia Av. Bielovucic Cavalier	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda Av. Bielovucic Cavalier con Alameda Picaflores	58	116	174
M	Av. Esmeralda hacia Av. La Floresta	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	49	97	146
N	Av. Esmeralda hacia Jr. Galeón	Av. Velasco Astete con Av. Esmeralda	48	95	143
O	Av. La Floresta hacia Av. San Borja Sur	Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco	56	111	167
P	Av. La Floresta hacia Av. Esmeralda	Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque	57	114	170
Q	Jr. Paseo Del Bosque hacia Av. San Borja Norte	Av. San Borja Sur con Jr. Paseo Del Bosque Jr. Paseo Del Bosque con Puerta Principal del CGEP Av. San Borja Norte con Jr. Paseo Del Bosque	52	104	157
R	Av. Boulevard de Surco hacia Av. San Borja Sur	Av. San Borja Norte con Av. Boulevard de Surco Av. Boulevard de Surco con Cl. Wolfgang Amadeo Mozart Av. San Borja Sur con Av. Boulevard de Surco	53	106	159

ANEXO 11

RESULTADOS DE LA ALTURA DE LAS EDIFICACIONES

**ALTURA DE EDIFICACIONES
DISTRITO SAN BORJA**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 22/04/2014

Ubicación/Dirección		Código Receptor	Número de Pisos	Altura (m)
Avenida/Calle/Jirón/Pasaje	Nº			
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-01	2	6
Cl. 31	296	RCP-02	3	9
Cl. 31	295	RCP-03	3	9
Cl. 32	196	RCP-04	2	6
Cl. 32	197	RCP-05	3	9
Jr. 30	396	RCP-06	2	6
Jr. 30	385	RCP-07	4	12
Av. Velasco Astete	386	RCP-08	3	9
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-09	2	6
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-10	2	6
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-11	1	3
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-12	5	15
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-13	5	15
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-14	5	15
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-15	5	15
Av. San Borja Norte	1611	RCP-16	2	6
Av. San Borja Norte	1623	RCP-17	4	12
Av. San Borja Norte	1635	RCP-18	2	6
Av. San Borja Norte	1655	RCP-19	9	27
Av. San Borja Norte	1667	RCP-20	4	12
Av. San Borja Norte	1685	RCP-21	8	24
Ex. Cl. B	194	RCP-22	2	6
Av. San Borja Norte	1711	RCP-23	2	6
Av. San Borja Norte	1723	RCP-24	4	12
Av. San Borja Norte	1727	RCP-25	3	9
Av. San Borja Norte	1733	RCP-26	3	9
Av. San Borja Norte	1741	RCP-27	2	6
Av. San Borja Norte	1749	RCP-28	2	6
Av. San Borja Norte	1763	RCP-29	2	6
Ex. Cl. B	124	RCP-30	2	6
Av. San Borja Norte	1777	RCP-31	4	12
Av. San Borja Norte	1783	RCP-32	1	3
Av. San Borja Norte	1791	RCP-33	4	12
Av. Buenavista	796	RCP-34	8	24
Av. Buenavista	787	RCP-35	8	24
Av. San Borja Norte	1776	RCP-36	8	24
Av. San Borja Norte	1770	RCP-37	8	24
Av. San Borja Norte	1756	RCP-38	8	24
Av. San Borja Norte	1748	RCP-39	2	6
Ex. Cl. B	167	RCP-40	2	6
Av. San Borja Norte	1720	RCP-41	3	9
Av. San Borja Norte	1716	RCP-42	3	9
Psj. 21	132	RCP-43	8	24
Cl. 20	186	RCP-44	2	6
Cl. 20	172	RCP-45	3	9
Cl. 20	166	RCP-46	3	9
Cl. 20	152	RCP-47	2	6
Cl. 20	142	RCP-48	9	27
Cl. 20	136	RCP-49	2	6
Cl. 20	120	RCP-50	9	27
Cl. 20	112	RCP-51	3	9

Cl. 20	104	RCP-52	8	24
Av. Buenavista	786	RCP-53	8	24
Av. Buenavista	776	RCP-54	3	9
Av. Buenavista	766	RCP-55	2	6
Av. Buenavista	756	RCP-56	3	9
Av. Buenavista	748	RCP-57	9	27
Av. Buenavista	740	RCP-58	2	6
Av. Buenavista	732	RCP-59	9	27
Av. Buenavista	724	RCP-60	9	27
Av. Buenavista	720	RCP-61	9	27
Av. Buenavista	708	RCP-62	5	15
Av. Buenavista	704	RCP-63	2	6
Av. Buenavista	692	RCP-64	9	27
Av. Buenavista	680	RCP-65	8	24
Av. Buenavista	676	RCP-66	3	9
Av. Buenavista	662	RCP-67	9	27
Av. Buenavista	654	RCP-68	8	24
Av. Buenavista	644	RCP-69	9	27
Av. Buenavista	640	RCP-70	4	12
Av. Buenavista	630	RCP-71	4	12
Av. Buenavista	624	RCP-72	9	27
Av. Buenavista	620	RCP-73	10	30
Av. Buenavista	610	RCP-74	2	6
Av. Buenavista	600	RCP-75	2	6
Av. Buenavista	590	RCP-76	6	18
Av. Buenavista	580	RCP-77	3	9
Av. Buenavista	574	RCP-78	2	6
Av. Buenavista	558	RCP-79	9	27
Av. Buenavista	550	RCP-80	9	27
Av. Buenavista	540	RCP-81	9	27
Av. Buenavista	526	RCP-82	3	9
Av. Buenavista	520	RCP-83	3	9
Av. Buenavista	500	RCP-84	9	27
Av. Buenavista	400	RCP-85	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-86	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-87	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-88	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-89	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-90	5	15
Av. Buenavista	400	RCP-91	5	15
Av. Buenavista	394	RCP-92	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	133	RCP-93	2	6
Av. Bielvucic Cavalier	145	RCP-94	4	12
Av. Bielvucic Cavalier	157	RCP-95	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	161	RCP-96	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	175	RCP-97	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	185	RCP-98	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	195	RCP-99	4	12
Av. Bielvucic Cavalier	211	RCP-100	4	12
Av. Bielvucic Cavalier	235	RCP-101	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	245	RCP-102	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	257	RCP-103	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	271	RCP-104	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	287	RCP-105	2	6
Av. Bielvucic Cavalier	303	RCP-106	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	317	RCP-107	2	6
Av. Bielvucic Cavalier	321	RCP-108	1	3
Av. Bielvucic Cavalier	333	RCP-109	4	12

Av. Bielvucic Cavalier	341	RCP-110	2	6
Av. Bielvucic Cavalier	353	RCP-111	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	361	RCP-112	3	9
Av. Bielvucic Cavalier	375	RCP-113	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	387	RCP-114	5	15
Av. Bielvucic Cavalier	395	RCP-115	2	6
Av. Velasco Astete	709	RCP-116	2	6
Av. Velasco Astete	717	RCP-117	4	12
Av. Velasco Astete	725	RCP-118	5	15
Jr. Pacaritambo	391	RCP-119	4	12
Av. Velasco Astete	735	RCP-120	4	12
Av. Velasco Astete	743	RCP-121	5	15
Av. Velasco Astete	749	RCP-122	5	15
Av. Velasco Astete	755	RCP-123	2	6
Av. Velasco Astete	763	RCP-124	3	9
Av. Velasco Astete	767	RCP-125	4	12
Av. Velasco Astete	771	RCP-126	3	9
Av. Velasco Astete	783	RCP-127	4	12
Av. Velasco Astete	789	RCP-128	3	9
Jr. Hermano Lobo	292	RCP-129	2	6
Av. Velasco Astete	811	RCP-130	1	3
Av. Velasco Astete	815	RCP-131	3	9
Av. Velasco Astete	833	RCP-132	4	12
Av. Velasco Astete	839	RCP-133	4	12
Av. Velasco Astete	847	RCP-134	3	9
Av. Velasco Astete	859	RCP-135	3	9
Av. Velasco Astete	871	RCP-136	4	12
Av. Velasco Astete	881	RCP-137	2	6
Av. Esmeralda	290	RCP-138	5	15
Av. Velasco Astete	901	RCP-139	2	6
Av. Velasco Astete	902	RCP-140	5	15
Av. Esmeralda	102a	RCP-141	1	3
Av. Esmeralda	102b	RCP-142	3	9
Av. Esmeralda	357	RCP-143	4	12
Av. Esmeralda	359	RCP-144	4	12
Av. Esmeralda	379	RCP-145	4	12
Av. Esmeralda	387	RCP-146	3	9
Cl. Andalucía	115	RCP-147	3	9
Cl. Andalucía	123	RCP-148	4	12
Cl. Andalucía	133	RCP-149	2	6
Cl. Andalucía	147	RCP-150	2	6
Cl. Andalucía	157	RCP-151	3	9
Cl. Buen Retiro	101	RCP-152	3	9
Cl. Buen Retiro	111	RCP-153	4	12
Cl. Buen Retiro	123	RCP-154	4	12
Cl. Buen Retiro	133	RCP-155	2	6
Cl. Buen Retiro	143	RCP-156	4	12
Cl. Buen Retiro	155	RCP-157	5	15
Cl. Buen Retiro	165	RCP-158	5	15
Cl. Buen Retiro	175	RCP-159	5	15
Cl. Buen Retiro	185	RCP-160	4	12
Av. La Floresta	280	RCP-161	2	6
Av. La Floresta	235	RCP-162	2	6
Av. La Floresta	241	RCP-163	3	9
Av. La Floresta	245	RCP-164	3	9
Av. La Floresta	255	RCP-165	4	12
Av. La Floresta	265	RCP-166	3	9
Av. La Floresta	277	RCP-167	4	12
Av. La Floresta	285	RCP-168	3	9
Av. La Floresta	295	RCP-169	2	6

Av. La Floresta	303	RCP-170	3	9
Av. La Floresta	S/N	RCP-171	4	12
Av. La Floresta	319	RCP-172	5	15
Av. La Floresta	331	RCP-173	4	12
Av. La Floresta	345	RCP-174	2	6
Av. La Floresta	355	RCP-175	3	9
Av. La Floresta	365	RCP-176	5	15
Av. La Floresta	369	RCP-177	4	12
Av. La Floresta	379	RCP-178	5	15
Av. La Floresta	389	RCP-179	4	12
Av. La Floresta	397	RCP-180	3	9
Cl. La Florencia	181	RCP-181	6	18
Av. La Floresta	419	RCP-182	5	15
Av. La Floresta	429	RCP-183	4	12
Av. La Floresta	447	RCP-184	3	9
Av. La Floresta	453	RCP-185	5	15
Jr. Paseo Del Bosque	550	RCP-186	7	21
Jr. Paseo Del Bosque	522	RCP-187	2	6
Av. Del Pinar	588	RCP-188	1	3
Jr. Paseo Del Bosque	505	RCP-189	1	3
Av. San Borja Sur	1190	RCP-190	6	18
Av. Boulevard de Surco	994	RCP-191	3	9
Av. Boulevard de Surco	986	RCP-192	3	9
Av. Boulevard de Surco	974	RCP-193	8	24
Av. Boulevard de Surco	966	RCP-194	10	30
Av. Boulevard de Surco	956	RCP-195	3	9
Av. Boulevard de Surco	954	RCP-196	3	9
Av. Boulevard de Surco	946	RCP-197	3	9
Av. Boulevard de Surco	904	RCP-198	5	15
Av. Boulevard de Surco	914	RCP-199	2	6
Av. Boulevard de Surco	876	RCP-200	4	12
Av. Boulevard de Surco	868	RCP-201	2	6
Av. Boulevard de Surco	860	RCP-202	4	12
Av. Boulevard de Surco	850	RCP-203	3	9
Av. Boulevard de Surco	846	RCP-204	2	6
Av. Boulevard de Surco	830	RCP-205	4	12
Av. Boulevard de Surco	820	RCP-206	5	15
Av. Boulevard de Surco	818	RCP-207	3	9
Av. Boulevard de Surco	808	RCP-208	3	9
Av. Boulevard de Surco	800	RCP-209	3	9
Cl. August Mayer	195	RCP-210	2	6
Av. Boulevard de Surco	784	RCP-211	4	12
Av. Boulevard de Surco	782	RCP-212	2	6
Av. Boulevard de Surco	776	RCP-213	4	12
Av. Boulevard de Surco	768	RCP-214	4	12
Av. Boulevard de Surco	766	RCP-215	3	9
Av. Boulevard de Surco	756	RCP-216	3	9
Av. Boulevard de Surco	750	RCP-217	3	9
Av. Boulevard de Surco	716	RCP-218	3	9
Av. Boulevard de Surco	708	RCP-219	3	9
Av. Boulevard de Surco	702	RCP-220	3	9
Av. Boulevard de Surco	698	RCP-221	1	3
Av. Boulevard de Surco	652	RCP-222	4	12
Av. Boulevard de Surco	650	RCP-223	3	9
Av. Boulevard de Surco	610	RCP-224	5	15
Av. San Borja Norte	1398	RCP-225	4	12
Av. Boulevard de Surco	598	RCP-226	5	15
Jr. Paseo Del Bosque	S/N	RCP-227	9	27

ANEXO 12

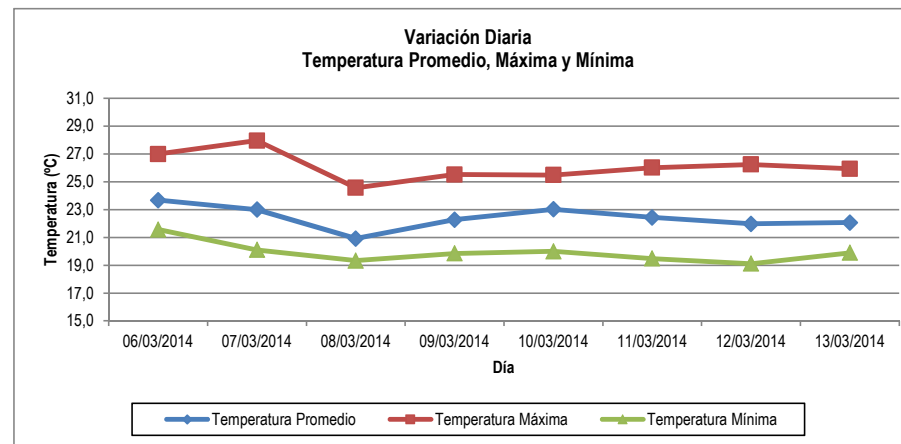
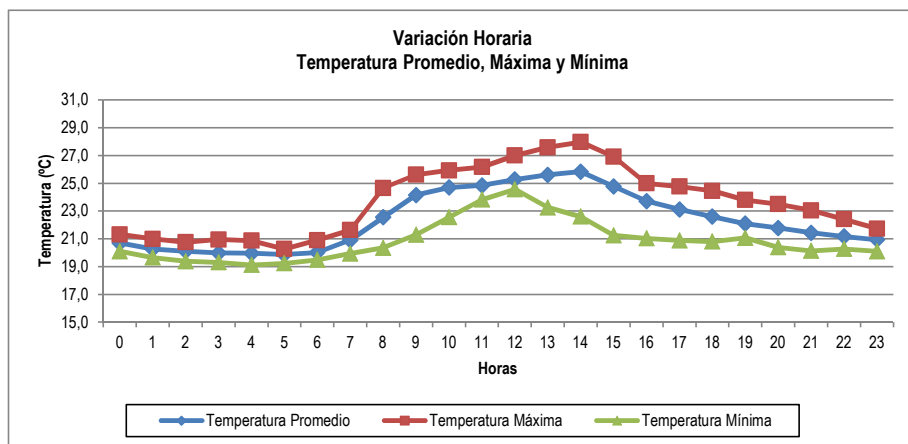
RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN METEOROLÓGICA

METEOROLOGÍA
TEMPERATURA AMBIENTAL (°C)

Estación: EMA-01
Coordenadas: 283 719 m-E, 8 662 437 m-N (WGS 84 Zona 18S)

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 24/03/2014

Fecha \ Hora	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	Promedio	Máximo	Mínimo
06/03/2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26,9	27,0	25,0	24,5	24,2	23,2	22,8	22,2	21,6	21,6	21,6	23,7	27,0	21,6
07/03/2014	21,2	20,2	20,2	21,0	20,9	20,2	20,2	21,5	23,8	25,6	25,6	26,2	27,0	27,6	28,0	26,9	24,6	22,9	22,6	22,3	22,2	21,2	20,3	20,1	23,0	28,0	20,1
08/03/2014	20,1	19,8	19,5	19,3	19,4	19,4	19,8	19,9	20,4	21,3	22,6	24,0	24,6	23,3	22,6	21,3	21,0	20,9	20,8	21,1	20,4	20,1	20,3	20,4	20,9	24,6	19,3
09/03/2014	20,5	20,4	20,2	20,0	19,9	20,1	19,9	20,3	22,0	25,2	25,3	23,8	24,6	24,4	25,5	25,2	23,5	23,2	22,3	21,8	21,7	21,5	21,6	21,6	22,3	25,5	19,9
10/03/2014	21,3	21,0	20,8	20,5	20,3	20,0	20,9	21,6	23,2	24,6	24,6	24,1	24,9	25,3	25,5	25,5	25,0	24,8	24,5	23,8	23,5	23,1	22,4	21,7	23,0	25,5	20,0
11/03/2014	21,2	20,3	20,2	19,9	20,3	20,0	19,5	21,4	24,7	25,2	25,3	25,8	25,4	26,0	26,0	24,4	23,3	22,5	22,1	21,4	21,2	21,3	21,0	20,4	22,4	26,0	19,5
12/03/2014	20,2	19,7	19,4	19,3	19,1	19,2	19,9	20,8	21,4	22,2	23,6	24,4	24,9	25,9	26,3	25,1	24,1	23,4	22,8	21,5	21,3	21,3	21,0	20,8	22,0	26,3	19,1
13/03/2014	20,5	20,5	20,6	19,9	19,9	20,3	20,0	20,8	22,4	25,0	25,9	25,7	25,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22,1	25,9	19,9
Promedio	20,7	20,3	20,1	20,0	20,0	19,9	20,0	20,9	22,5	24,2	24,7	24,8	25,3	25,6	25,8	24,8	23,7	23,1	22,6	22,1	21,8	21,4	21,2	20,9	22,4		
Máximo	21,3	21,0	20,8	21,0	20,0	20,3	20,9	21,6	24,7	25,6	25,9	26,2	27,0	27,6	28,0	26,9	25,0	24,8	24,5	23,8	23,5	23,1	22,4	21,7		28,0	
Mínimo	20,1	19,7	19,4	19,3	19,1	19,2	19,5	19,9	20,4	21,3	22,6	23,8	24,6	23,3	22,6	21,3	21,0	20,9	20,8	21,1	20,4	20,1	20,3	20,1			19,1

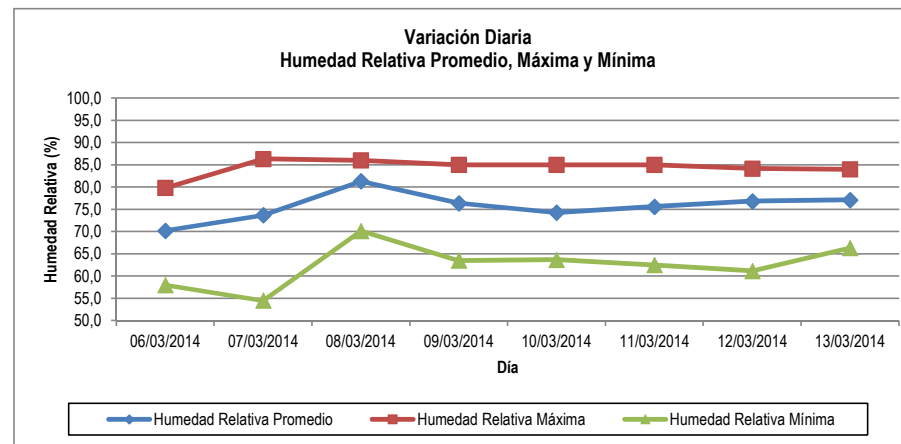
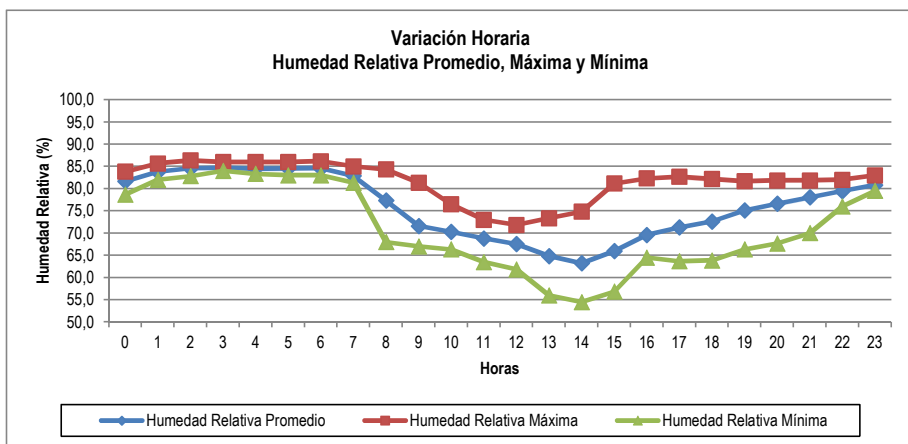


METEOROLOGÍA
HUMEDAD RELATIVA (%)

Estación: EMA-01
Coordenadas: 283 719 m-E, 8 662 437 m-N (WGS 84 Zona 18S)

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 24/03/2014

Hora Fecha	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	Promedio	Máximo	Mínimo
06/03/2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60,3	58,0	62,0	65,5	69,3	71,8	73,0	75,3	78,7	79,8	79,8	70,2	79,8	58,0
07/03/2014	81,2	85,7	86,3	84,0	83,7	85,7	86,2	82,7	74,5	67,3	68,0	63,5	61,8	56,0	54,5	56,8	64,5	68,7	69,8	71,8	74,0	77,8	82,0	83,0	73,7	86,3	54,5
08/03/2014	83,8	85,0	86,0	86,0	86,0	86,0	85,8	85,0	84,3	81,3	76,5	71,3	70,2	73,3	74,8	81,2	82,3	82,7	82,2	81,7	81,8	81,8	81,0	81,7	81,3	86,0	70,2
09/03/2014	81,7	82,0	83,8	84,5	85,0	84,8	85,0	84,3	79,3	67,0	66,3	73,0	71,8	69,3	63,8	63,5	69,8	71,0	74,0	76,7	77,8	80,0	79,8	79,7	76,4	85,0	63,5
10/03/2014	82,2	83,2	84,0	85,0	85,0	84,5	84,5	82,3	76,8	71,2	72,3	71,2	68,5	68,3	67,2	64,5	64,5	63,7	63,8	66,3	67,7	70,0	76,0	80,2	74,3	85,0	63,7
11/03/2014	81,3	84,5	85,0	85,0	84,5	84,7	83,7	81,3	68,0	68,2	67,3	64,8	66,3	62,5	63,2	67,8	71,0	72,8	75,3	78,2	79,7	78,2	79,2	82,0	75,6	85,0	62,5
12/03/2014	82,8	83,8	84,2	84,0	83,3	83,2	83,8	83,2	81,7	79,0	75,2	71,3	67,8	64,2	61,2	66,0	69,7	70,8	71,3	78,2	80,0	80,0	79,7	79,5	76,8	84,2	61,2
13/03/2014	78,7	82,5	82,8	84,0	83,8	83,0	83,0	81,5	76,7	67,3	66,3	66,5	66,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	77,1	84,0	66,3
Promedio	81,7	83,8	84,6	84,6	84,5	84,5	84,6	82,9	77,3	71,6	70,3	68,8	67,5	64,9	63,2	66,0	69,6	71,3	72,6	75,1	76,6	78,1	79,5	80,8	75,7		
Máximo	83,8	85,7	86,3	86,0	86,0	86,0	86,0	85,0	84,3	81,3	76,5	73,0	71,8	73,3	74,8	81,2	82,3	82,7	82,2	81,7	81,8	81,8	82,0	83,0		86,3	
Mínimo	78,7	82,0	82,8	84,0	83,3	83,0	83,0	81,3	68,0	67,0	66,3	63,5	61,8	56,0	54,5	56,8	64,5	63,7	63,8	66,3	67,7	70,0	76,0	79,5			54,5

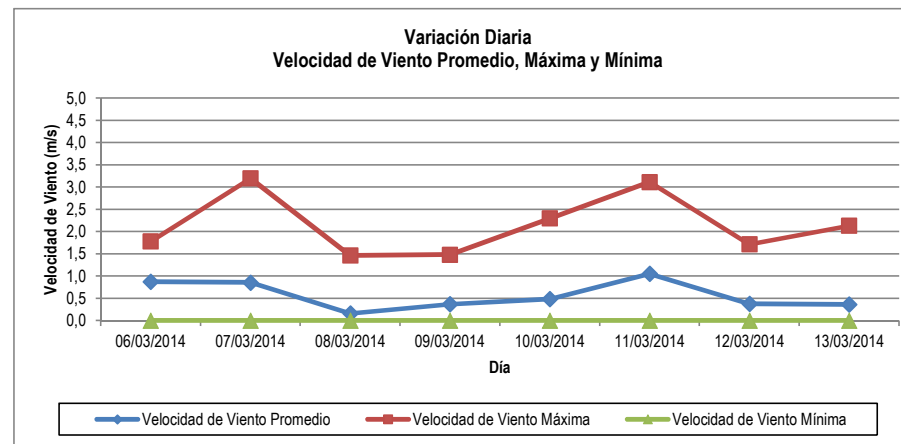
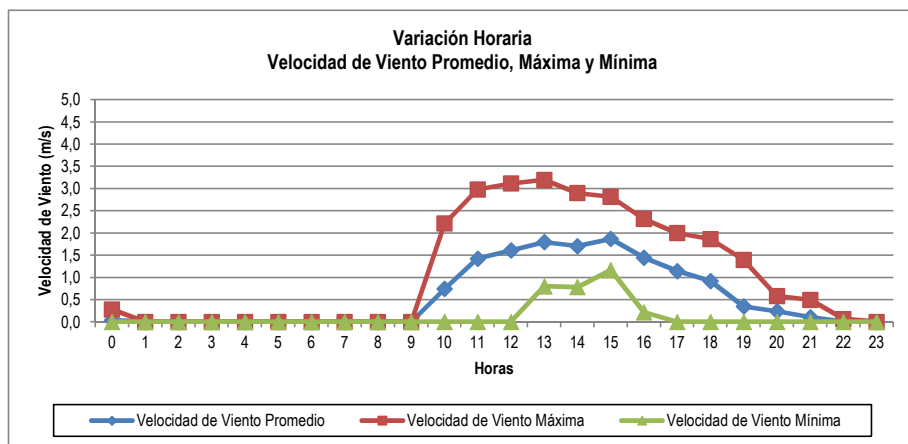


METEOROLOGÍA
VELOCIDAD DE VIENTO (m/s)

Estación: EMA-01
Coordenadas: 283 719 m-E, 8 662 437 m-N (WGS 84 Zona 18S)

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 24/03/2014

Hora Fecha	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	Promedio	Máximo	Mínimo
06/03/2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	1,6	1,8	1,1	1,0	1,3	0,6	0,6	0,1	0,0	0,0	0,9	1,8	0,0
07/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,9	2,2	3,2	2,5	2,8	2,3	1,8	0,9	0,1	0,4	0,5	0,1	0,0	0,9	3,2	0,0
08/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,5	1,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,5	0,0
09/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,4	0,8	0,8	1,2	1,2	1,1	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,5	0,0
10/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,5	1,3	1,8	1,0	1,9	2,3	1,4	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	2,3	0,0
11/03/2014	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	3,0	3,1	3,0	2,9	2,7	2,3	2,0	1,9	1,4	0,6	0,0	0,0	0,0	1,1	3,1	0,0
12/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	1,4	1,6	1,3	0,7	0,7	1,0	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,4	1,7	0,0
13/03/2014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	2,1	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	2,1	0,0
Promedio	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,4	1,6	1,8	1,7	1,9	1,4	1,1	0,9	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,6		
Máximo	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	3,0	3,1	3,2	2,9	2,8	2,3	2,0	1,9	1,4	0,6	0,5	0,1	0,0		3,2	
Mínimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	1,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0			0,0



ANEXO 13

UBICACIÓN DE LOS RECEPTORES DE PUNTO ÚNICO

UBICACIÓN DE RECEPTORES DE PUNTO ÚNICO

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 29/08/2014

Ubicación/Dirección		Código de Recetor	Este (m)	Norte (m)	Altitud (msnm)
Avenida/Calle/Jirón/Pasaje	Nº				
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-01	283595	8662039	176,7
Cl. 31	296	RCP-02	283625	8662030	176,8
Cl. 31	295	RCP-03	283670	8662031	176,9
Cl. 32	196	RCP-04	283701	8662033	176,9
Cl. 32	197	RCP-05	283754	8662036	177,0
Jr. 30	396	RCP-06	283784	8662038	177,0
Jr. 30	385	RCP-07	283828	8662040	177,1
Av. Velasco Astete	386	RCP-08	283858	8662041	177,1
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-09	283917	8662017	177,0
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-10	283942	8662013	177,2
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-11	283967	8662008	177,4
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-12	283991	8662001	177,6
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-13	284032	8661985	178,0
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-14	284076	8661971	181,2
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-15	284101	8661967	178,5
Av. San Borja Norte	1611	RCP-16	284166	8661975	179,0
Av. San Borja Norte	1623	RCP-17	284177	8661977	179,0
Av. San Borja Norte	1635	RCP-18	284189	8661979	179,1
Av. San Borja Norte	1655	RCP-19	284202	8661980	179,5
Av. San Borja Norte	1667	RCP-20	284214	8661982	179,3
Av. San Borja Norte	1685	RCP-21	284226	8661984	179,4
Ex. Cl. B	194	RCP-22	284246	8661987	179,9
Av. San Borja Norte	1711	RCP-23	284259	8661988	180,0
Av. San Borja Norte	1723	RCP-24	284271	8661990	180,2
Av. San Borja Norte	1727	RCP-25	284283	8661992	180,5
Av. San Borja Norte	1733	RCP-26	284296	8661994	180,8
Av. San Borja Norte	1741	RCP-27	284308	8661996	181,0
Av. San Borja Norte	1749	RCP-28	284321	8661997	181,3
Av. San Borja Norte	1763	RCP-29	284333	8661999	181,5
Ex. Cl. B	124	RCP-30	284345	8662001	181,8
Av. San Borja Norte	1777	RCP-31	284358	8662003	182,0
Av. San Borja Norte	1783	RCP-32	284370	8662004	182,3
Av. San Borja Norte	1791	RCP-33	284394	8662008	182,5
Av. Buenavista	796	RCP-34	284411	8661985	182,3
Av. Buenavista	787	RCP-35	284362	8661978	180,9
Av. San Borja Norte	1776	RCP-36	284348	8661976	180,6
Av. San Borja Norte	1770	RCP-37	284336	8661974	180,4
Av. San Borja Norte	1756	RCP-38	284323	8661972	180,2
Av. San Borja Norte	1748	RCP-39	284311	8661971	179,9
Ex. Cl. B	167	RCP-40	284287	8661967	179,5
Av. San Borja Norte	1720	RCP-41	284274	8661965	179,2
Av. San Borja Norte	1716	RCP-42	284262	8661964	179,0
Psj. 21	132	RCP-43	284250	8661962	179,3
Cl. 20	186	RCP-44	284273	8661891	178,3
Cl. 20	172	RCP-45	284285	8661893	178,5
Cl. 20	166	RCP-46	284297	8661895	178,8
Cl. 20	152	RCP-47	284309	8661897	179,0
Cl. 20	142	RCP-48	284322	8661898	179,2
Cl. 20	136	RCP-49	284334	8661900	179,5
Cl. 20	120	RCP-50	284346	8661902	182,7
Cl. 20	112	RCP-51	284358	8661904	179,9
Cl. 20	104	RCP-52	284377	8661925	180,2
Av. Buenavista	786	RCP-53	284397	8661960	181,8
Av. Buenavista	776	RCP-54	284399	8661947	181,5

Av. Buenavista	766	RCP-55	284401	8661935	181,3
Av. Buenavista	756	RCP-56	284403	8661922	181,0
Av. Buenavista	748	RCP-57	284404	8661909	180,8
Av. Buenavista	740	RCP-58	284406	8661896	180,6
Av. Buenavista	732	RCP-59	284408	8661884	180,3
Av. Buenavista	724	RCP-60	284410	8661871	180,1
Av. Buenavista	720	RCP-61	284412	8661858	179,9
Av. Buenavista	708	RCP-62	284414	8661845	179,7
Av. Buenavista	704	RCP-63	284416	8661833	179,5
Av. Buenavista	692	RCP-64	284419	8661812	179,1
Av. Buenavista	680	RCP-65	284420	8661799	178,9
Av. Buenavista	676	RCP-66	284422	8661785	178,7
Av. Buenavista	662	RCP-67	284424	8661772	178,5
Av. Buenavista	654	RCP-68	284426	8661759	178,2
Av. Buenavista	644	RCP-69	284428	8661746	178,1
Av. Buenavista	640	RCP-70	284430	8661733	177,9
Av. Buenavista	630	RCP-71	284432	8661720	177,8
Av. Buenavista	624	RCP-72	284434	8661706	177,6
Av. Buenavista	620	RCP-73	284436	8661693	177,5
Av. Buenavista	610	RCP-74	284438	8661680	177,3
Av. Buenavista	600	RCP-75	284439	8661667	177,2
Av. Buenavista	590	RCP-76	284443	8661645	176,9
Av. Buenavista	580	RCP-77	284445	8661631	176,9
Av. Buenavista	574	RCP-78	284447	8661618	176,8
Av. Buenavista	558	RCP-79	284449	8661604	176,8
Av. Buenavista	550	RCP-80	284450	8661591	176,7
Av. Buenavista	540	RCP-81	284452	8661578	176,6
Av. Buenavista	526	RCP-82	284454	8661565	176,6
Av. Buenavista	520	RCP-83	284456	8661552	176,5
Av. Buenavista	500	RCP-84	284458	8661539	176,4
Av. Buenavista	400	RCP-85	284460	8661521	176,4
Av. Buenavista	400	RCP-86	284463	8661499	176,2
Av. Buenavista	400	RCP-87	284465	8661478	176,0
Av. Buenavista	400	RCP-88	284475	8661443	175,7
Av. Buenavista	400	RCP-89	284489	8661416	175,4
Av. Buenavista	400	RCP-90	284496	8661401	174,9
Av. Buenavista	400	RCP-91	284484	8661370	174,5
Av. Buenavista	394	RCP-92	284497	8661209	171,3
Av. Bielvucic Cavalier	133	RCP-93	284428	8661222	170,7
Av. Bielvucic Cavalier	145	RCP-94	284413	8661221	170,5
Av. Bielvucic Cavalier	157	RCP-95	284398	8661220	170,4
Av. Bielvucic Cavalier	161	RCP-96	284383	8661219	170,3
Av. Bielvucic Cavalier	175	RCP-97	284368	8661218	170,3
Av. Bielvucic Cavalier	185	RCP-98	284353	8661216	170,3
Av. Bielvucic Cavalier	195	RCP-99	284335	8661215	170,2
Av. Bielvucic Cavalier	211	RCP-100	284303	8661212	170,1
Av. Bielvucic Cavalier	235	RCP-101	284282	8661211	170,0
Av. Bielvucic Cavalier	245	RCP-102	284264	8661210	170,0
Av. Bielvucic Cavalier	257	RCP-103	284249	8661208	169,9
Av. Bielvucic Cavalier	271	RCP-104	284234	8661207	169,9
Av. Bielvucic Cavalier	287	RCP-105	284211	8661205	169,8
Av. Bielvucic Cavalier	303	RCP-106	284143	8661200	168,9
Av. Bielvucic Cavalier	317	RCP-107	284119	8661198	168,6
Av. Bielvucic Cavalier	321	RCP-108	284104	8661197	168,3
Av. Bielvucic Cavalier	333	RCP-109	284089	8661196	168,0
Av. Bielvucic Cavalier	341	RCP-110	284074	8661195	167,7
Av. Bielvucic Cavalier	353	RCP-111	284059	8661194	167,5
Av. Bielvucic Cavalier	361	RCP-112	284044	8661192	167,2
Av. Bielvucic Cavalier	375	RCP-113	284029	8661191	166,9
Av. Bielvucic Cavalier	387	RCP-114	284014	8661190	166,6
Av. Bielvucic Cavalier	395	RCP-115	283990	8661188	166,0

Av. Velasco Astete	709	RCP-116	283976	8661151	165,8
Av. Velasco Astete	717	RCP-117	283978	8661127	165,6
Av. Velasco Astete	725	RCP-118	283980	8661103	165,5
Jr. Pacaritambo	391	RCP-119	283983	8661067	165,2
Av. Velasco Astete	735	RCP-120	283984	8661050	165,1
Av. Velasco Astete	743	RCP-121	283985	8661035	165,0
Av. Velasco Astete	749	RCP-122	283987	8661020	164,9
Av. Velasco Astete	755	RCP-123	283988	8661005	164,8
Av. Velasco Astete	763	RCP-124	283989	8660990	164,7
Av. Velasco Astete	767	RCP-125	283990	8660975	164,6
Av. Velasco Astete	771	RCP-126	283991	8660960	164,5
Av. Velasco Astete	783	RCP-127	283992	8660945	164,4
Av. Velasco Astete	789	RCP-128	283993	8660930	164,3
Jr. Hermano Lobo	292	RCP-129	283995	8660913	164,2
Av. Velasco Astete	811	RCP-130	283998	8660881	163,9
Av. Velasco Astete	815	RCP-131	283999	8660866	163,8
Av. Velasco Astete	833	RCP-132	284000	8660850	163,7
Av. Velasco Astete	839	RCP-133	284001	8660835	163,6
Av. Velasco Astete	847	RCP-134	284002	8660820	163,5
Av. Velasco Astete	859	RCP-135	284003	8660806	163,4
Av. Velasco Astete	871	RCP-136	284004	8660791	163,3
Av. Velasco Astete	881	RCP-137	284006	8660776	163,1
Av. Esmeralda	290	RCP-138	284007	8660760	162,8
Av. Velasco Astete	901	RCP-139	284011	8660707	161,7
Av. Velasco Astete	902	RCP-140	283952	8660713	160,5
Av. Esmeralda	102a	RCP-141	283925	8660711	160,3
Av. Esmeralda	102b	RCP-142	283902	8660709	160,0
Av. Esmeralda	357	RCP-143	283859	8660706	159,7
Av. Esmeralda	359	RCP-144	283837	8660704	159,7
Av. Esmeralda	379	RCP-145	283816	8660702	159,6
Av. Esmeralda	387	RCP-146	283794	8660701	159,4
Cl. Andalucía	115	RCP-147	283783	8660671	159,0
Cl. Andalucía	123	RCP-148	283784	8660657	158,7
Cl. Andalucía	133	RCP-149	283785	8660642	158,4
Cl. Andalucía	147	RCP-150	283787	8660627	158,1
Cl. Andalucía	157	RCP-151	283788	8660612	157,8
Cl. Buen Retiro	101	RCP-152	283762	8660626	157,7
Cl. Buen Retiro	111	RCP-153	283742	8660625	157,6
Cl. Buen Retiro	123	RCP-154	283724	8660623	157,5
Cl. Buen Retiro	133	RCP-155	283706	8660622	157,3
Cl. Buen Retiro	143	RCP-156	283688	8660621	157,1
Cl. Buen Retiro	155	RCP-157	283670	8660619	156,9
Cl. Buen Retiro	165	RCP-158	283652	8660618	156,7
Cl. Buen Retiro	175	RCP-159	283634	8660616	156,3
Cl. Buen Retiro	185	RCP-160	283616	8660615	156,0
Av. La Floresta	280	RCP-161	283596	8660613	155,6
Av. La Floresta	235	RCP-162	283553	8660589	154,2
Av. La Floresta	241	RCP-163	283552	8660604	154,6
Av. La Floresta	245	RCP-164	283551	8660619	154,8
Av. La Floresta	255	RCP-165	283550	8660634	155,0
Av. La Floresta	265	RCP-166	283549	8660649	155,0
Av. La Floresta	277	RCP-167	283548	8660664	155,4
Av. La Floresta	285	RCP-168	283546	8660679	155,7
Av. La Floresta	295	RCP-169	283545	8660695	155,9
Av. La Floresta	303	RCP-170	283543	8660725	156,3
Av. La Floresta	S/N	RCP-171	283542	8660742	156,5
Av. La Floresta	319	RCP-172	283540	8660757	156,5
Av. La Floresta	331	RCP-173	283539	8660772	156,6
Av. La Floresta	345	RCP-174	283538	8660786	156,7
Av. La Floresta	355	RCP-175	283537	8660801	156,8
Av. La Floresta	365	RCP-176	283536	8660816	156,9

Av. La Floresta	369	RCP-177	283535	8660831	157,0
Av. La Floresta	379	RCP-178	283533	8660846	157,1
Av. La Floresta	389	RCP-179	283532	8660861	157,1
Av. La Floresta	397	RCP-180	283531	8660878	157,2
Cl. La Florencia	181	RCP-181	283528	8660909	157,8
Av. La Floresta	419	RCP-182	283527	8660926	158,2
Av. La Floresta	429	RCP-183	283526	8660942	158,6
Av. La Floresta	447	RCP-184	283525	8660958	159,0
Av. La Floresta	453	RCP-185	283523	8660975	159,4
Jr. Paseo Del Bosque	550	RCP-186	283453	8661076	160,6
Jr. Paseo Del Bosque	522	RCP-187	283435	8661040	160,6
Av. Del Pinar	588	RCP-188	283427	8661023	160,6
Jr. Paseo Del Bosque	505	RCP-189	283437	8661241	161,5
Av. San Borja Sur	1190	RCP-190	283363	8661269	163,1
Av. Boulevard de Surco	994	RCP-191	283400	8661353	164,0
Av. Boulevard de Surco	986	RCP-192	283406	8661367	164,3
Av. Boulevard de Surco	974	RCP-193	283413	8661383	164,7
Av. Boulevard de Surco	966	RCP-194	283420	8661400	165,0
Av. Boulevard de Surco	956	RCP-195	283425	8661411	165,2
Av. Boulevard de Surco	954	RCP-196	283430	8661422	165,5
Av. Boulevard de Surco	946	RCP-197	283435	8661433	165,7
Av. Boulevard de Surco	904	RCP-198	283446	8661458	166,2
Av. Boulevard de Surco	914	RCP-199	283460	8661492	166,5
Av. Boulevard de Surco	876	RCP-200	283480	8661554	167,2
Av. Boulevard de Surco	868	RCP-201	283484	8661569	167,3
Av. Boulevard de Surco	860	RCP-202	283488	8661582	167,4
Av. Boulevard de Surco	850	RCP-203	283493	8661597	167,6
Av. Boulevard de Surco	846	RCP-204	283499	8661640	167,9
Av. Boulevard de Surco	830	RCP-205	283499	8661651	168,1
Av. Boulevard de Surco	820	RCP-206	283498	8661664	168,2
Av. Boulevard de Surco	818	RCP-207	283496	8661677	168,4
Av. Boulevard de Surco	808	RCP-208	283494	8661689	168,6
Av. Boulevard de Surco	800	RCP-209	283491	8661708	168,9
Cl. August Mayer	195	RCP-210	283486	8661743	169,4
Av. Boulevard de Surco	784	RCP-211	283484	8661756	169,6
Av. Boulevard de Surco	782	RCP-212	283483	8661768	169,8
Av. Boulevard de Surco	776	RCP-213	283483	8661780	170,0
Av. Boulevard de Surco	768	RCP-214	283483	8661792	170,1
Av. Boulevard de Surco	766	RCP-215	283483	8661804	170,3
Av. Boulevard de Surco	756	RCP-216	283483	8661816	170,5
Av. Boulevard de Surco	750	RCP-217	283483	8661828	170,8
Av. Boulevard de Surco	716	RCP-218	283483	8661852	171,5
Av. Boulevard de Surco	708	RCP-219	283483	8661864	171,8
Av. Boulevard de Surco	702	RCP-220	283483	8661880	172,5
Av. Boulevard de Surco	698	RCP-221	283483	8661917	173,6
Av. Boulevard de Surco	652	RCP-222	283483	8661942	174,2
Av. Boulevard de Surco	650	RCP-223	283483	8661982	175,1
Av. Boulevard de Surco	610	RCP-224	283483	8662003	175,4
Av. San Borja Norte	1398	RCP-225	283483	8662018	175,7
Av. Boulevard de Surco	598	RCP-226	283479	8662068	176,8
Jr. Paseo Del Bosque	S/N	RCP-227	283777	8661770	172,9

ANEXO 14

**RESULTADOS DE LOS L_{eq} EN LOS RECEPTORES DE PUNTO
ÚNICO**

RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN DE RUIDO AMBIENTAL EN RECEPTORES DE PUNTO ÚNICO

Analista: Iván Vargas Ortiz
 Fecha: 29/08/2014

Ubicación/Dirección		Código de Recetor	Leq Diurno (dBA)	Leq Nocturno (dBA)	ECA-NAE Diurno (dBA)	ECA-NAE Nocturno (dBA)	Diferencia Leq Diurno (dBA)	Diferencia Leq Nocturno (dBA)	Cumple ECA-NAE Diurno	Cumple ECA-NAE Nocturno
Avenida/Calle/Jirón/Pasaje	Nº									
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-01	70,9	67,6	60,0	50,0	10,9	17,6	No	No
Cl. 31	296	RCP-02	69,0	66,1	60,0	50,0	9,0	16,1	No	No
Cl. 31	295	RCP-03	66,2	64,1	60,0	50,0	6,2	14,1	No	No
Cl. 32	196	RCP-04	65,5	63,6	60,0	50,0	5,5	13,6	No	No
Cl. 32	197	RCP-05	65,4	63,3	60,0	50,0	5,4	13,3	No	No
Jr. 30	396	RCP-06	65,9	63,5	60,0	50,0	5,9	13,5	No	No
Jr. 30	385	RCP-07	67,6	64,2	60,0	50,0	7,6	14,2	No	No
Av. Velasco Astete	386	RCP-08	68,3	64,5	60,0	50,0	8,3	14,5	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-09	72,4	68,7	60,0	50,0	12,4	18,7	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-10	71,9	68,4	60,0	50,0	11,9	18,4	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-11	71,4	68,0	60,0	50,0	11,4	18,0	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-12	70,9	67,5	60,0	50,0	10,9	17,5	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-13	70,7	67,9	60,0	50,0	10,7	17,9	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-14	69,1	66,5	60,0	50,0	9,1	16,5	No	No
Av. San Borja Norte	S/N	RCP-15	67,2	64,7	60,0	50,0	7,2	14,7	No	No
Av. San Borja Norte	1611	RCP-16	67,4	65,0	60,0	50,0	7,4	15,0	No	No
Av. San Borja Norte	1623	RCP-17	67,9	65,5	60,0	50,0	7,9	15,5	No	No
Av. San Borja Norte	1635	RCP-18	68,7	66,3	60,0	50,0	8,7	16,3	No	No
Av. San Borja Norte	1655	RCP-19	69,9	67,4	60,0	50,0	9,9	17,4	No	No
Av. San Borja Norte	1667	RCP-20	70,4	67,9	60,0	50,0	10,4	17,9	No	No
Av. San Borja Norte	1685	RCP-21	70,8	68,4	60,0	50,0	10,8	18,4	No	No
Ex. Cl. B	194	RCP-22	71,4	69,0	60,0	50,0	11,4	19,0	No	No
Av. San Borja Norte	1711	RCP-23	71,4	69,1	60,0	50,0	11,4	19,1	No	No
Av. San Borja Norte	1723	RCP-24	71,5	69,2	60,0	50,0	11,5	19,2	No	No
Av. San Borja Norte	1727	RCP-25	71,6	69,2	60,0	50,0	11,6	19,2	No	No
Av. San Borja Norte	1733	RCP-26	71,6	69,3	60,0	50,0	11,6	19,3	No	No
Av. San Borja Norte	1741	RCP-27	71,7	69,4	60,0	50,0	11,7	19,4	No	No
Av. San Borja Norte	1749	RCP-28	71,9	69,5	60,0	50,0	11,9	19,5	No	No
Av. San Borja Norte	1763	RCP-29	71,9	69,5	60,0	50,0	11,9	19,5	No	No
Ex. Cl. B	124	RCP-30	71,8	69,4	60,0	50,0	11,8	19,4	No	No
Av. San Borja Norte	1777	RCP-31	71,8	69,2	60,0	50,0	11,8	19,2	No	No
Av. San Borja Norte	1783	RCP-32	71,8	69,1	60,0	50,0	11,8	19,1	No	No
Av. San Borja Norte	1791	RCP-33	71,2	68,5	60,0	50,0	11,2	18,5	No	No
Av. Buenavista	796	RCP-34	70,7	68,0	60,0	50,0	10,7	18,0	No	No
Av. Buenavista	787	RCP-35	72,2	69,7	60,0	50,0	12,2	19,7	No	No
Av. San Borja Norte	1776	RCP-36	72,6	70,2	60,0	50,0	12,6	20,2	No	No
Av. San Borja Norte	1770	RCP-37	72,6	70,4	60,0	50,0	12,6	20,4	No	No
Av. San Borja Norte	1756	RCP-38	72,7	70,4	60,0	50,0	12,7	20,4	No	No
Av. San Borja Norte	1748	RCP-39	72,7	70,4	60,0	50,0	12,7	20,4	No	No
Ex. Cl. B	167	RCP-40	72,6	70,4	60,0	50,0	12,6	20,4	No	No
Av. San Borja Norte	1720	RCP-41	72,6	70,3	60,0	50,0	12,6	20,3	No	No
Av. San Borja Norte	1716	RCP-42	72,5	70,3	60,0	50,0	12,5	20,3	No	No
Psj. 21	132	RCP-43	72,6	70,4	60,0	50,0	12,6	20,4	No	No
Cl. 20	186	RCP-44	61,7	58,0	60,0	50,0	1,7	8,0	No	No
Cl. 20	172	RCP-45	61,8	58,1	60,0	50,0	1,8	8,1	No	No
Cl. 20	166	RCP-46	61,9	58,2	60,0	50,0	1,9	8,2	No	No
Cl. 20	152	RCP-47	62,1	58,5	60,0	50,0	2,1	8,5	No	No
Cl. 20	142	RCP-48	62,4	58,7	60,0	50,0	2,4	8,7	No	No
Cl. 20	136	RCP-49	62,8	59,1	60,0	50,0	2,8	9,1	No	No
Cl. 20	120	RCP-50	63,4	59,7	60,0	50,0	3,4	9,7	No	No
Cl. 20	112	RCP-51	64,2	60,6	60,0	50,0	4,2	10,6	No	No
Cl. 20	104	RCP-52	71,6	68,2	60,0	50,0	11,6	18,2	No	No
Av. Buenavista	786	RCP-53	70,4	67,1	60,0	50,0	10,4	17,1	No	No
Av. Buenavista	776	RCP-54	70,2	66,9	60,0	50,0	10,2	16,9	No	No
Av. Buenavista	766	RCP-55	70,1	66,8	60,0	50,0	10,1	16,8	No	No
Av. Buenavista	756	RCP-56	69,9	66,6	60,0	50,0	9,9	16,6	No	No
Av. Buenavista	748	RCP-57	69,6	66,2	60,0	50,0	9,6	16,2	No	No
Av. Buenavista	740	RCP-58	69,1	65,7	60,0	50,0	9,1	15,7	No	No
Av. Buenavista	732	RCP-59	68,6	65,2	60,0	50,0	8,6	15,2	No	No
Av. Buenavista	724	RCP-60	68,4	64,8	60,0	50,0	8,4	14,8	No	No
Av. Buenavista	720	RCP-61	68,5	64,6	60,0	50,0	8,5	14,6	No	No
Av. Buenavista	708	RCP-62	68,5	64,5	60,0	50,0	8,5	14,5	No	No
Av. Buenavista	704	RCP-63	68,4	64,4	60,0	50,0	8,4	14,4	No	No
Av. Buenavista	692	RCP-64	68,5	64,4	60,0	50,0	8,5	14,4	No	No
Av. Buenavista	680	RCP-65	68,5	64,4	60,0	50,0	8,5	14,4	No	No
Av. Buenavista	676	RCP-66	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	662	RCP-67	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	654	RCP-68	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	644	RCP-69	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	640	RCP-70	68,6	64,3	60,0	50,0	8,6	14,3	No	No
Av. Buenavista	630	RCP-71	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	624	RCP-72	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No
Av. Buenavista	620	RCP-73	68,5	64,2	60,0	50,0	8,5	14,2	No	No
Av. Buenavista	610	RCP-74	68,5	64,2	60,0	50,0	8,5	14,2	No	No
Av. Buenavista	600	RCP-75	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	590	RCP-76	68,4	64,1	60,0	50,0	8,4	14,1	No	No
Av. Buenavista	580	RCP-77	68,4	64,1	60,0	50,0	8,4	14,1	No	No
Av. Buenavista	574	RCP-78	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	558	RCP-79	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	550	RCP-80	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	540	RCP-81	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	526	RCP-82	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	520	RCP-83	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	500	RCP-84	68,4	64,2	60,0	50,0	8,4	14,2	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-85	68,5	64,3	60,0	50,0	8,5	14,3	No	No

Av. Buenavista	400	RCP-86	68,6	64,4	60,0	50,0	8,6	14,4	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-87	68,6	64,4	60,0	50,0	8,6	14,4	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-88	66,4	62,3	60,0	50,0	6,4	12,3	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-89	64,3	60,4	60,0	50,0	4,3	10,4	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-90	63,5	59,6	60,0	50,0	3,5	9,6	No	No
Av. Buenavista	400	RCP-91	64,5	60,6	60,0	50,0	4,5	10,6	No	No
Av. Buenavista	394	RCP-92	68,7	65,3	60,0	50,0	8,7	15,3	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	133	RCP-93	65,8	62,4	60,0	50,0	5,8	12,4	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	145	RCP-94	65,4	62,0	60,0	50,0	5,4	12,0	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	157	RCP-95	65,2	61,8	60,0	50,0	5,2	11,8	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	161	RCP-96	65,0	61,6	60,0	50,0	5,0	11,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	175	RCP-97	65,0	61,6	60,0	50,0	5,0	11,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	185	RCP-98	65,5	61,6	60,0	50,0	5,5	11,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	195	RCP-99	66,2	61,6	60,0	50,0	6,2	11,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	211	RCP-100	66,5	62,0	60,0	50,0	6,5	12,0	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	235	RCP-101	66,8	62,6	60,0	50,0	6,8	12,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	245	RCP-102	67,8	64,3	60,0	50,0	7,8	14,3	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	257	RCP-103	68,3	65,1	60,0	50,0	8,3	15,1	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	271	RCP-104	68,7	65,5	60,0	50,0	8,7	15,5	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	287	RCP-105	69,9	66,7	60,0	50,0	9,9	16,7	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	303	RCP-106	69,8	67,1	60,0	50,0	9,8	17,1	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	317	RCP-107	69,0	66,7	60,0	50,0	9,0	16,7	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	321	RCP-108	68,8	66,6	60,0	50,0	8,8	16,6	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	333	RCP-109	68,7	66,5	60,0	50,0	8,7	16,5	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	341	RCP-110	68,6	66,5	60,0	50,0	8,6	16,5	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	353	RCP-111	68,6	66,5	60,0	50,0	8,6	16,5	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	361	RCP-112	68,6	66,5	60,0	50,0	8,6	16,5	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	375	RCP-113	68,8	66,8	60,0	50,0	8,8	16,8	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	387	RCP-114	69,7	68,0	60,0	50,0	9,7	18,0	No	No
Av. Bielovucic Cavalier	395	RCP-115	70,5	68,8	60,0	50,0	10,5	18,8	No	No
Av. Velasco Astete	709	RCP-116	70,1	68,2	60,0	50,0	10,1	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	717	RCP-117	70,2	68,2	60,0	50,0	10,2	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	725	RCP-118	70,2	68,3	60,0	50,0	10,2	18,3	No	No
Jr. Pacaritambo	391	RCP-119	70,2	68,2	60,0	50,0	10,2	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	735	RCP-120	70,1	68,2	60,0	50,0	10,1	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	743	RCP-121	70,1	68,2	60,0	50,0	10,1	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	749	RCP-122	70,2	68,2	60,0	50,0	10,2	18,2	No	No
Av. Velasco Astete	755	RCP-123	70,2	68,3	60,0	50,0	10,2	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	763	RCP-124	70,2	68,3	60,0	50,0	10,2	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	767	RCP-125	70,2	68,3	60,0	50,0	10,2	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	771	RCP-126	70,2	68,3	60,0	50,0	10,2	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	783	RCP-127	70,3	68,4	60,0	50,0	10,3	18,4	No	No
Av. Velasco Astete	789	RCP-128	70,3	68,4	60,0	50,0	10,3	18,4	No	No
Jr. Hermano Lobo	292	RCP-129	70,3	68,4	60,0	50,0	10,3	18,4	No	No
Av. Velasco Astete	811	RCP-130	70,0	68,3	60,0	50,0	10,0	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	815	RCP-131	70,0	68,3	60,0	50,0	10,0	18,3	No	No
Av. Velasco Astete	833	RCP-132	70,1	68,4	60,0	50,0	10,1	18,4	No	No
Av. Velasco Astete	839	RCP-133	70,5	68,7	60,0	50,0	10,5	18,7	No	No
Av. Velasco Astete	847	RCP-134	70,8	68,9	60,0	50,0	10,8	18,9	No	No
Av. Velasco Astete	859	RCP-135	70,9	69,0	60,0	50,0	10,9	19,0	No	No
Av. Velasco Astete	871	RCP-136	71,2	69,2	60,0	50,0	11,2	19,2	No	No
Av. Velasco Astete	881	RCP-137	71,9	69,8	60,0	50,0	11,9	19,8	No	No
Av. Esmeralda	290	RCP-138	73,4	71,2	60,0	50,0	13,4	21,2	No	No
Av. Velasco Astete	901	RCP-139	71,0	68,7	60,0	50,0	11,0	18,7	No	No
Av. Velasco Astete	902	RCP-140	70,6	67,3	60,0	50,0	10,6	17,3	No	No
Av. Esmeralda	102a	RCP-141	70,0	66,7	60,0	50,0	10,0	16,7	No	No
Av. Esmeralda	102b	RCP-142	69,8	66,4	60,0	50,0	9,8	16,4	No	No
Av. Esmeralda	357	RCP-143	69,5	66,0	60,0	50,0	9,5	16,0	No	No
Av. Esmeralda	359	RCP-144	69,6	66,3	60,0	50,0	9,6	16,3	No	No
Av. Esmeralda	379	RCP-145	69,6	66,2	60,0	50,0	9,6	16,2	No	No
Av. Esmeralda	387	RCP-146	68,6	65,3	60,0	50,0	8,6	15,3	No	No
Cl. Andalucía	115	RCP-147	59,0	56,2	60,0	50,0	-1,0	6,2	Sí	No
Cl. Andalucía	123	RCP-148	57,4	55,0	60,0	50,0	-2,6	5,0	Sí	No
Cl. Andalucía	133	RCP-149	55,8	53,7	60,0	50,0	-4,2	3,7	Sí	No
Cl. Andalucía	147	RCP-150	54,3	52,5	60,0	50,0	-5,7	2,5	Sí	No
Cl. Andalucía	157	RCP-151	52,5	50,7	60,0	50,0	-7,5	0,7	Sí	No
Cl. Buen Retiro	101	RCP-152	56,4	54,5	60,0	50,0	-3,6	4,5	Sí	No
Cl. Buen Retiro	111	RCP-153	56,5	54,7	60,0	50,0	-3,5	4,7	Sí	No
Cl. Buen Retiro	123	RCP-154	56,6	54,8	60,0	50,0	-3,4	4,8	Sí	No
Cl. Buen Retiro	133	RCP-155	56,6	54,8	60,0	50,0	-3,4	4,8	Sí	No
Cl. Buen Retiro	143	RCP-156	56,6	54,8	60,0	50,0	-3,4	4,8	Sí	No
Cl. Buen Retiro	155	RCP-157	56,6	54,8	60,0	50,0	-3,4	4,8	Sí	No
Cl. Buen Retiro	165	RCP-158	56,5	54,8	60,0	50,0	-3,5	4,8	Sí	No
Cl. Buen Retiro	175	RCP-159	56,4	54,7	60,0	50,0	-3,6	4,7	Sí	No
Cl. Buen Retiro	185	RCP-160	56,2	54,5	60,0	50,0	-3,8	4,5	Sí	No
Av. La Floresta	280	RCP-161	56,0	54,3	60,0	50,0	-4,0	4,3	Sí	No
Av. La Floresta	235	RCP-162	52,7	51,3	60,0	50,0	-7,3	1,3	Sí	No
Av. La Floresta	241	RCP-163	53,7	52,3	60,0	50,0	-6,3	2,3	Sí	No
Av. La Floresta	245	RCP-164	54,4	52,9	60,0	50,0	-5,6	2,9	Sí	No
Av. La Floresta	255	RCP-165	55,3	53,7	60,0	50,0	-4,7	3,7	Sí	No
Av. La Floresta	265	RCP-166	56,1	54,5	60,0	50,0	-3,9	4,5	Sí	No
Av. La Floresta	277	RCP-167	57,2	55,3	60,0	50,0	-2,8	5,3	Sí	No
Av. La Floresta	285	RCP-168	58,3	56,2	60,0	50,0	-1,7	6,2	Sí	No
Av. La Floresta	295	RCP-169	59,5	57,1	60,0	50,0	-0,5	7,1	Sí	No
Av. La Floresta	303	RCP-170	62,1	59,2	60,0	50,0	2,1	9,2	No	No
Av. La Floresta	S/N	RCP-171	63,6	60,5	60,0	50,0	3,6	10,5	No	No
Av. La Floresta	319	RCP-172	64,9	61,7	60,0	50,0	4,9	11,7	No	No
Av. La Floresta	331	RCP-173	66,1	62,9	60,0	50,0	6,1	12,9	No	No
Av. La Floresta	345	RCP-174	67,0	63,8	60,0	50,0	7,0	13,8	No	No
Av. La Floresta	355	RCP-175	67,6	64,4	60,0	50,0	7,6	14,4	No	No
Av. La Floresta	365	RCP-176	67,8	64,6	60,0	50,0	7,8	14,6	No	No
Av. La Floresta	369	RCP-177	67,8	64,7	60,0	50,0	7,8	14,7	No	No

Av. La Floresta	379	RCP-178	67,8	64,7	60,0	50,0	7,8	14,7	No	No
Av. La Floresta	389	RCP-179	67,8	64,7	60,0	50,0	7,8	14,7	No	No
Av. La Floresta	397	RCP-180	67,8	64,7	60,0	50,0	7,8	14,7	No	No
Cl. La Florencia	181	RCP-181	67,9	64,7	60,0	50,0	7,9	14,7	No	No
Av. La Floresta	419	RCP-182	67,9	64,7	60,0	50,0	7,9	14,7	No	No
Av. La Floresta	429	RCP-183	67,9	64,8	60,0	50,0	7,9	14,8	No	No
Av. La Floresta	447	RCP-184	67,9	64,8	60,0	50,0	7,9	14,8	No	No
Av. La Floresta	453	RCP-185	67,9	64,7	60,0	50,0	7,9	14,7	No	No
Jr. Paseo Del Bosque	550	RCP-186	58,9	56,6	60,0	50,0	-1,1	6,6	Sí	No
Jr. Paseo Del Bosque	522	RCP-187	56,9	54,8	60,0	50,0	-3,1	4,8	Sí	No
Av. Del Pinar	588	RCP-188	55,8	53,7	60,0	50,0	-4,2	3,7	Sí	No
Jr. Paseo Del Bosque	505	RCP-189	73,3	70,0	60,0	50,0	13,3	20,0	No	No
Av. San Borja Sur	1190	RCP-190	74,1	70,4	60,0	50,0	14,1	20,4	No	No
Av. Boulevard de Surco	994	RCP-191	71,2	67,6	60,0	50,0	11,2	17,6	No	No
Av. Boulevard de Surco	986	RCP-192	71,0	67,4	60,0	50,0	11,0	17,4	No	No
Av. Boulevard de Surco	974	RCP-193	70,7	67,2	60,0	50,0	10,7	17,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	966	RCP-194	70,5	67,0	60,0	50,0	10,5	17,0	No	No
Av. Boulevard de Surco	956	RCP-195	70,5	66,9	60,0	50,0	10,5	16,9	No	No
Av. Boulevard de Surco	954	RCP-196	70,4	66,9	60,0	50,0	10,4	16,9	No	No
Av. Boulevard de Surco	946	RCP-197	70,4	66,9	60,0	50,0	10,4	16,9	No	No
Av. Boulevard de Surco	904	RCP-198	72,2	68,6	60,0	50,0	12,2	18,6	No	No
Av. Boulevard de Surco	914	RCP-199	73,5	69,9	60,0	50,0	13,5	19,9	No	No
Av. Boulevard de Surco	876	RCP-200	72,1	68,5	60,0	50,0	12,1	18,5	No	No
Av. Boulevard de Surco	868	RCP-201	70,5	67,1	60,0	50,0	10,5	17,1	No	No
Av. Boulevard de Surco	860	RCP-202	70,2	66,7	60,0	50,0	10,2	16,7	No	No
Av. Boulevard de Surco	850	RCP-203	70,1	66,7	60,0	50,0	10,1	16,7	No	No
Av. Boulevard de Surco	846	RCP-204	70,0	66,6	60,0	50,0	10,0	16,6	No	No
Av. Boulevard de Surco	830	RCP-205	70,1	66,6	60,0	50,0	10,1	16,6	No	No
Av. Boulevard de Surco	820	RCP-206	70,1	66,7	60,0	50,0	10,1	16,7	No	No
Av. Boulevard de Surco	818	RCP-207	70,2	66,7	60,0	50,0	10,2	16,7	No	No
Av. Boulevard de Surco	808	RCP-208	70,2	66,7	60,0	50,0	10,2	16,7	No	No
Av. Boulevard de Surco	800	RCP-209	70,4	66,8	60,0	50,0	10,4	16,8	No	No
Cl. August Mayer	195	RCP-210	71,6	68,0	60,0	50,0	11,6	18,0	No	No
Av. Boulevard de Surco	784	RCP-211	71,6	68,0	60,0	50,0	11,6	18,0	No	No
Av. Boulevard de Surco	782	RCP-212	71,7	68,1	60,0	50,0	11,7	18,1	No	No
Av. Boulevard de Surco	776	RCP-213	71,7	68,1	60,0	50,0	11,7	18,1	No	No
Av. Boulevard de Surco	768	RCP-214	71,7	68,1	60,0	50,0	11,7	18,1	No	No
Av. Boulevard de Surco	766	RCP-215	71,7	68,1	60,0	50,0	11,7	18,1	No	No
Av. Boulevard de Surco	756	RCP-216	71,8	68,2	60,0	50,0	11,8	18,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	750	RCP-217	71,8	68,2	60,0	50,0	11,8	18,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	716	RCP-218	71,8	68,2	60,0	50,0	11,8	18,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	708	RCP-219	71,8	68,2	60,0	50,0	11,8	18,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	702	RCP-220	71,8	68,2	60,0	50,0	11,8	18,2	No	No
Av. Boulevard de Surco	698	RCP-221	71,9	68,4	60,0	50,0	11,9	18,4	No	No
Av. Boulevard de Surco	652	RCP-222	71,9	68,4	60,0	50,0	11,9	18,4	No	No
Av. Boulevard de Surco	650	RCP-223	72,4	68,9	60,0	50,0	12,4	18,9	No	No
Av. Boulevard de Surco	610	RCP-224	73,0	69,5	60,0	50,0	13,0	19,5	No	No
Av. San Borja Norte	1398	RCP-225	74,2	70,8	60,0	50,0	14,2	20,8	No	No
Av. Boulevard de Surco	598	RCP-226	72,9	69,7	60,0	50,0	12,9	19,7	No	No
Jr. Paseo Del Bosque	S/N	RCP-227	55,6	54,5	60,0	50,0	-4,4	4,5	Sí	No

ANEXO 15

RESULTADOS DE LAS MEDICIONES EN CAMPO DE LOS L_{eq}

**NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL
HORARIO DIURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz

Fecha: 28/03/2014

Estación	Ubicación	Niveles de Ruido Ambiental (L _{eq})																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Promedio
RA-01	Av. San Borja Norte	64,4	70,2	68,4	66,5	69,3	62,8	69,1	64,3	65,8	69,2	56,5	71,5	62,8	69,4	68,2	62,1	67,4	63,4	64,9	71,0	67,6
RA-02	Cl. 20	67,9	53,6	70,1	58,8	54,8	66,7	56,0	56,2	56,9	53,1	65,8	58,6	62,2	70,2	69,0	72,1	72,5	65,7	54,7	55,3	66,4
RA-03	Av. Buenavista	61,2	64,1	60,0	64,1	58,2	64,5	66,0	61,7	64,5	66,0	60,5	61,9	61,3	63,1	58,5	66,4	64,8	65,8	60,4	65,0	64,6
RA-04	Av. Bielovucic Cavalier	62,1	67,2	62,7	59,3	64,1	65,9	62,6	65,1	67,8	60,1	59,2	58,6	65,7	63,6	62,3	61,0	65,7	59,3	68,8	61,1	64,2
RA-05	Av. Velasco Astete	59,3	61,8	63,9	59,5	62,9	59,9	65,4	62,4	65,2	62,9	67,7	64,4	60,6	62,8	58,0	64,4	62,9	59,2	62,6	65,4	64,2
RA-06	Av. Esmeralda	60,2	62,8	64,6	66,2	58,5	67,8	62,6	65,1	50,8	61,8	60,9	63,1	69,8	54,4	73,0	68,5	58,9	67,2	59,0	61,0	66,5
RA-07	Av. La Floresta	66,5	64,3	66,7	68,2	61,7	63,5	64,8	68,8	67,7	59,4	56,4	64,8	68,3	67,8	63,4	68,2	56,3	72,0	66,7	60,7	66,4
RA-08	Jr. Paseo Del Bosque	68,7	62,9	70,4	67,5	70,1	59,8	62,5	56,6	60,2	67,0	71,4	72,3	65,8	64,9	57,6	63,9	67,9	70,4	63,7	60,4	67,3

**NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL
HORARIO NOCTURNO**

Analista: Iván Vargas Ortiz
Fecha: 28/03/2014

Estación	Ubicación	Niveles de Ruido Ambiental (L _{eq})																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Promedio
RA-01	Av. San Borja Norte	69,1	66,0	61,6	63,8	71,2	61,6	68,0	58,3	---	68,9	66,3	64,6	63,2	54,0	61,3	63,7	68,2	64,3	70,4	61,8	66,3
RA-02	Cl. 20	65,2	53,2	62,5	67,5	53,4	58,4	65,5	68,1	69,6	54,7	56,7	57,6	57,8	60,4	53,1	68,3	68,0	56,8	59,5	62,6	64,0
RA-03	Av. Buenavista	66,1	56,5	61,5	60,4	56,7	56,8	54,5	59,5	56,7	53,5	60,6	60,1	66,1	51,4	57,0	56,2	59,0	54,4	52,7	62,7	61,2
RA-04	Av. Bielovucic Cavalier	57,1	57,1	60,6	55,8	57,0	55,5	54,3	58,3	54,2	59,4	56,2	60,1	56,5	58,4	56,2	54,6	63,3	56,7	62,2	60,3	58,5
RA-05	Av. Velasco Astete	65,0	64,7	50,5	58,6	59,4	66,3	57,7	61,1	52,0	63,0	64,4	57,1	60,6	58,9	60,2	---	65,8	51,7	62,5	66,4	63,4
RA-06	Av. Esmeralda	55,0	63,9	47,6	62,9	53,5	54,9	67,7	55,2	72,8	70,9	62,4	69,0	52,9	58,4	56,6	62,0	63,0	50,9	57,6	69,1	66,3
RA-07	Av. La Floresta	66,9	48,0	65,2	71,1	46,9	59,1	52,7	59,2	70,5	45,9	67,6	45,3	52,1	66,9	48,1	67,6	65,2	58,9	69,4	50,7	65,0
RA-08	Jr. Paseo Del Bosque	59,6	52,1	56,6	70,7	64,4	67,2	53,7	60,6	65,0	53,7	69,5	69,3	52,2	57,7	58,6	54,2	66,3	67,3	64,4	63,7	64,8

ANEXO 16

**RESULTADOS DE LAS MEDIDAS DE ASOCIACIÓN DE LAS
VARIABLES CUALITATIVAS DE LA ENCUESTA**

**RESULTADOS DE LAS MEDIDAS DE ASOCIACIÓN DE LAS
VARIABLES CUALITATIVAS DE LA ENCUESTA**

1. GÉNERO VS. MOLESTIA A CAUSA DEL RUIDO

Tabulación Cruzada - Género * Molestia a causa del ruido

			Género		Total
			Hombres	Mujeres	
Molestia a causa del ruido	Nada	Recuento	9	15	24
		% del total	6,3%	10,5%	16,8%
	Regular	Recuento	15	40	55
		% del total	10,5%	28,0%	38,5%
	Mucho	Recuento	24	40	64
		% del total	16,8%	28,0%	44,8%
Total	Recuento	48	95	143	
	% del total	33,6%	66,4%	100,0%	

Pruebas de chi-cuadrado

	Valor	gl	Sig. asintótica (2 caras)	Significación exacta (2 caras)
Chi-cuadrado de Pearson	1,588 ^a	2	,452	,470
N de casos válidos	143			

a. 0 casillas (0,0%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es 8,06.

Medidas simétricas

		Valor	Aprox. Sig.	Significación exacta
Nominal por Nominal	Phi	,105	,452	,470
	V de Cramer	,105	,452	,470
N de casos válidos		143		

2. EDAD VS. MOLESTIA A CAUSA DEL RUIDO

Tabulación Cruzada - Edad * Molestia a causa del ruido

			Edad							Total	
			15-25	26-35	36-45	46-55	56-65	66-75	76-85		86 a más
Molestia a causa del ruido	Nada	Recuento	3	5	5	4	3	4	0	0	24
		% del total	2,1%	3,5%	3,5%	2,8%	2,1%	2,8%	0,0%	0,0%	16,8%
	Regular	Recuento	7	11	12	10	8	4	2	1	55
		% del total	4,9%	7,7%	8,4%	7,0%	5,6%	2,8%	1,4%	0,7%	38,5%
	Mucho	Recuento	4	11	12	11	15	10	1	0	64
		% del total	2,8%	7,7%	8,4%	7,7%	10,5%	7,0%	0,7%	0,0%	44,8%
Total		Recuento	14	27	29	25	26	18	3	1	143
		% del total	9,8%	18,9%	20,3%	17,5%	18,2%	12,6%	2,1%	0,7%	100,0%

Pruebas de chi-cuadrado

	Valor	gl	Sig. asintótica (2 caras)	Sig. Monte Carlo (2 caras)		
				Sig.	99% de intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
Chi-cuadrado de Pearson	8,466 ^a	14	,864	,892 ^b	,884	,900
N de casos válidos	143					

a. 12 casillas (60,0%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es 17.

b. Se basa en 10000 tablas de muestras con una semilla de inicio 2000000.

Medidas simétricas

		Valor	Error estándar asintótico ^a	Aprox. S ^b	Aprox. Sig.	Sig. Monte Carlo		
						Sig.	99% de intervalo de confianza	
							Límite inferior	Límite superior
Ordinal por ordinal	Gamma	,144	,096	1,498	,134	,139 ^c	,130	,148
N de casos válidos		143						

a. No se supone la hipótesis nula.

b. Utilización del error estándar asintótico que asume la hipótesis nula.

c. Se basa en 10000 tablas de muestras con una semilla de inicio 2000000.

3. NIVEL EDUCATIVO VS. MOLESTIA A CAUSA DEL RUIDO

Tabulación Cruzada – Nivel Educativo * Molestia a causa del ruido

			Nivel Educativo			Total
			Primario	Secundario	Superior	
Molestia a causa del ruido	Nada	Recuento	1	7	16	24
		% del total	0,7%	4,9%	11,2%	16,8%
	Regular	Recuento	1	16	38	55
		% del total	0,7%	11,2%	26,6%	38,5%
	Mucho	Recuento	1	12	51	64
		% del total	0,7%	8,4%	35,7%	44,8%
Total		Recuento	3	35	105	143
		% del total	2,1%	24,5%	73,4%	100,0%

Pruebas de chi-cuadrado

	Valor	gl	Sig. asintótica (2 caras)	Significación exacta (2 caras)
Chi-cuadrado de Pearson	2,781 ^a	4	,595	,594
N de casos válidos	143			

a. 3 casillas (33,3%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,50.

Medidas simétricas

		Valor	Error estándar asintótico ^a	Aprox. S ^b	Aprox. Sig.	Significación exacta
Ordinal por ordinal	Gamma	,234	,147	1,524	,128	,137
N de casos válidos		143				

a. No se supone la hipótesis nula.

b. Utilización del error estándar asintótico que asume la hipótesis nula.

4. ESTADO DE SALUD VS. MOLESTIA A CAUSA DEL RUIDO

Tabulación Cruzada – Estado de Salud * Molestia a causa del ruido

			Estado de Salud			Total
			Mal	Regular	Bien	
Molestia a causa del ruido	Nada	Recuento	0	8	16	24
		% del total	0,0%	5,6%	11,2%	16,8%
	Regular	Recuento	1	12	42	55
		% del total	0,7%	8,4%	29,4%	38,5%
	Mucho	Recuento	3	9	52	64
		% del total	2,1%	6,3%	36,4%	44,8%
Total		Recuento	4	29	110	143
		% del total	2,8%	20,3%	76,9%	100,0%

Pruebas de chi-cuadrado

	Valor	gl	Sig. asintótica (2 caras)	Significación exacta (2 caras)
Chi-cuadrado de Pearson	5,464 ^a	4	,243	,239
N de casos válidos	143			

a. 4 casillas (44,4%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,67.

Medidas simétricas

		Valor	Error estándar asintótico ^a	Aprox. S ^b	Aprox. Sig.	Significación exacta
Ordinal por ordinal	Gamma	,193	,158	1,184	,236	,239
N de casos válidos		143				

a. No se supone la hipótesis nula.

b. Utilización del error estándar asintótico que asume la hipótesis nula.

5. TIEMPO QUE PASA EN EL DOMICILIO VS. MOLESTIA A CAUSA DEL RUIDO

Tabulación Cruzada – Tiempo que pasa en el domicilio * Molestia a causa del ruido

			Tiempo que pasa en el domicilio		Total
			Menos de 8 horas	Más de 8 horas	
Molestia a causa del ruido	Nada	Recuento	7	17	24
		% del total	4,9%	11,9%	16,8%
	Regular	Recuento	8	47	55
		% del total	5,6%	32,9%	38,5%
	Mucho	Recuento	10	54	64
		% del total	7,0%	37,8%	44,8%
Total		Recuento	25	118	143
		% del total	17,5%	82,5%	100,0%

Pruebas de chi-cuadrado

	Valor	gl	Sig. asintótica (2 caras)	Significación exacta (2 caras)
Chi-cuadrado de Pearson	2,753 ^a	2	,252	,273
N de casos válidos	143			

a. 1 casillas (16,7%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es 4,20.

Medidas simétricas

		Valor	Error estándar asintótico ^a	Aprox. S ^b	Aprox. Sig.	Significación exacta
Ordinal por ordinal	Gamma	,190	,186	,978	,328	,331
N de casos válidos		143				

a. No se supone la hipótesis nula.

b. Utilización del error estándar asintótico que asume la hipótesis nula.