

A VEGETAÇÃO E A PAISAGEM SONORA DE UM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO

THE VEGETATION AND SOUNDSCAPE OF AN URBAN FOREST FRAGMENT

Jefferson Dias de Oliveira¹ , Daniela Biondi² , Allan Rodrigo Nunho dos Reis³ , Juliane Nesi⁴ ,
Eduarda Ximenes⁵ 

RESUMO

O objetivo foi avaliar a influência da cobertura da vegetação sobre a paisagem sonora de um fragmento da floresta urbana em Curitiba, Paraná. Em 14 locais de coleta na parte interna e externa do fragmento, foram coletados os níveis do som ambiente com compensação em A (simulando a recepção humana) (dB (A)) e equivalente (dB_{eq}) para a classificação do som no local, durante o outono de 2018. Foram utilizados um decibelímetro DEC-470 para avaliar a pressão sonora e fotografias tomadas em lente olho-de-peixe para avaliar o Fator de Visão do Céu (FVC) e o Limitação do Céu (LIM). Constatou-se maiores níveis de pressão sonora e dB_{eq} nos locais P1 e P11, com 75,5 (56,2 dB_{eq}), e 76,5 dB (A) (56,1 dB_{eq}), respectivamente. Os menores valores de dB_{eq} foram registrados nos locais P3, P4, P7 e P8 com 46,4, 46,9, 47,1 e 47,6 dB_{eq}. O maior FVC foi 0,828 no P1 e o menor 0,070 no P4, no exterior e interior do fragmento, respectivamente. O FVC e os valores médios da pressão sonora apresentaram um coeficiente de correlação de 0,57. Há uma relação diretamente proporcional entre o FVC e o ruído.

Palavras-chave: Conforto acústico; Poluição Sonora; Qualidade de vida; Serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

The objective was to evaluate the influence of vegetation cover on the soundscape of an urban forest fragment in Curitiba, Paraná. In 14 collection sites in the internal and external part of the fragment, ambient sound levels were collected with compensation in A (simulating human reception) (dB (A)) and equivalent (dB_{eq}) for the classification of the sound in the place, during Autumn 2018. A DEC-470 decibel meter was used to assess sound pressure and photographs taken with a fisheye lens were used to assess Sky View Factor (FVC) and Sky Limitation (LIM). Higher sound pressure and dB_{eq} levels were found at sites P1 and P11, with 75.5 (56.2 dB_{eq}) and 76.5 dB (A) (56.1 dB_{eq}), respectively. The lowest dB_{eq} values were recorded at sites P3, P4, P7 and P8 with 46.4, 46.9, 47.1 and 47.6 dB_{eq}. The highest FVC was 0.828 in P1 and the lowest was 0.070 in P4, outside and inside the fragment, respectively. The FVC and mean values of sound pressure showed a correlation coefficient of 0.57. There is a directly proportional relationship between FVC and noise.

Keywords: Acoustic comfort; Ecosystem services; Noise pollution; Quality of Life.

Recebido em 20.12.2022 e aceito em 19.04.2023

1 Engenheiro Florestal. Mestre. Doutorando pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba/PR. E-mail: jeffddo@gmail.com

2 Engenheira Florestal. Doutora. Professora titular do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba/PR. E-mail: dbiondi@ufpr.br

3 Engenheiro Florestal. Mestre. Doutorando pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Curitiba/PR. E-mail: allan.nunho@gmail.com

4 Engenheira Florestal. Mestre. Curitiba/PR. E-mail: nesi.juliane@gmail.com

5 Engenheira Florestal. Mestre. São Mateus/ES. E-mail: eduardaximenes@live.com

INTRODUÇÃO

A tendência mundial de aumento populacional, em especial nos centros urbanos, é acompanhada por diversos tipos de poluição, relacionados ao ar, solo e água. Neste conjunto de problemas ambientais estão as emissões da poluição sonora. Embora o som possa ser um fator de prazer, por ser uma vibração acústica capaz de provocar sensações auditivas, quando se torna um ruído, ele pode causar perturbações ao sossego e efeitos psicológicos e fisiológicos negativos (CURITIBA, 2002).

A poluição sonora corresponde à emissão de som, ou ruído, que seja, direta ou indiretamente, ofensiva ou nociva à saúde, à segurança e ao bem-estar da coletividade que excedam os limites dispostos em leis como a 10.625/2002, do município de Curitiba (CURITIBA, 2002). No meio urbano, a poluição sonora é emitida principalmente por atividades humanas como transporte (tráfego rodoviário, ferroviário e aéreo), além da atividade industrial (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA), 2020).

A poluição sonora causa danos à saúde física e mental de pessoas e animais, além de exercer influência sobre as paisagens sonoras de diferentes ambientes. Como efeitos nocivos causados à saúde, tem-se o estresse, doenças cardiovasculares, prejuízos cognitivos e distúrbios do sono (CERWÉN; KREUTZFELDT; WINGREN, 2017; EEA, 2020). Em relação à fauna, ainda pode afetar sobremaneira a diversidade de espécies, tamanho e distribuição das populações, uso do espaço, eficiência do forrageamento e alimentação de filhotes, comunicação vocal, comportamento de acasalamento e defesa contra predadores (EEA, 2020).

A poluição sonora também pode afetar a paisagem sonora de ambientes naturais (MOLINA et al., 2013). A paisagem sonora é composta pelo total de sons presentes em um ambiente, podendo ser naturais ou artificiais, incluindo-se a capacidade física dos componentes presentes em transmiti-los (GOSWAMI, 2011; FARINA; PIERETTI, 2012; MOLINA et al., 2013). Em ambientes naturais, a paisagem sonora pode ser constituída unicamente por sons naturais, como os sons da avifauna, vento e água, ou pela sobreposição destes com os de atividades humanas (MOLINA et al., 2013), compostos principalmente por sons desagradáveis, os quais constituem os ruídos sonoros.

Os elementos que compõem uma paisagem sonora são estritamente conectados, uma vez que os padrões de vegetação, as infraestruturas e a diversidade faunística influenciam na produção e propagação dos sons (FARINA; PIERETTI, 2012; NG; BUTLER; WOODS, 2018). A vegetação é o elemento mais eficiente na atenuação do ruído nas áreas urbanas, devido à capacidade das folhas das plantas de absorver o ruído e de transmitir o som para outras superfícies, alterando a sua direção e misturando sons indesejados com outros mais agradáveis (YANG et al., 2011; CHOUDHURY, 2013; KIM et al., 2019). Além deste aspecto, as

folhas contribuem para a paisagem sonora ao produzirem sons como resposta a rajadas de vento (CERWÉN; KREUTZFELDT; WINGREN, 2017).

A vegetação presente em áreas verdes urbanas é reconhecida como um componente fundamental para a atenuação da pressão sonora (GAGE; AXEL, 2014; CERWÉN; KREUTZFELDT; WINGREN, 2017; OLIVEIRA et al., 2018a; KIM et al., 2019; JO; JEON, 2020). Oliveira et al. (2018a) quantificaram o efeito de barreiras de vegetação arbórea sobre a o ruído sonoro proveniente de tráfego veicular em parques de Curitiba, Paraná, e constataram uma redução de 15,5 a 15,6 dB no ruído sonoro.

Embora possuam suas características ecológicas alteradas, os fragmentos florestais urbanos têm a capacidade de prover serviços ecossistêmicos como a conservação da biodiversidade (REIS et al., 2021); fornecimento de conforto microclimático (SOLDERA et al., 2014; RAYMUNDO et al., 2020); fixação e armazenamento de carbono (BATISTA et al., 2020; DACÓL et al., 2020); e atenuação do ruído sonoro (OLIVEIRA et al., 2018a; b), dentre outros. Contudo, existe uma carência de conhecimento sobre a contribuição de fragmentos florestais urbanos como barreiras de ruído sonoro, considerando a sua paisagem sonora.

Assim, é necessário conhecer a relação entre o potencial de atenuação da pressão sonora pelos fragmentos florestais urbanos com aspectos relacionados à preservação das suas características naturais. Por isso, partiu-se da hipótese de que os fragmentos florestais urbanos podem servir como um elemento atenuante da pressão sonora urbana.

Os objetivos desta pesquisa foram caracterizar a paisagem sonora e avaliar a influência da cobertura de vegetação sobre a pressão sonora em um fragmento florestal urbano localizado em Curitiba, Paraná, Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A pesquisa foi realizada em uma trilha de aproximadamente 750 m de extensão, presente em um fragmento florestal conhecido como “Capão do Tigre”, localizado no Campus III – Jardim Botânico, da Universidade Federal do Paraná (UFPR), no perímetro urbano do município de Curitiba, Paraná. O fragmento situa-se nas coordenadas 25°26'50” - 25°27'33” S e 49°14'16” - 49°14'33” W, a aproximadamente 900 m de altitude (SOLDERA et al., 2014).

A área total do fragmento é de 15,24 ha, onde 12,96 ha são compostos por vegetação nativa da Floresta Ombrófila Mista Montana (FOM) e 2,28 ha por formações iniciais e intermediárias de sucessão vegetal (RONDON NETO et al., 2002).

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima de Curitiba é do tipo Cfb, subtropical úmido mesotérmico (INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC), 2014). A precipitação anual varia de 1400,1 a 1600 mm, com média de 1587,52; e a temperatura média anual é de 22,31 °C, variando de 18,22 °C no inverno a 25,68 °C no verão (WREGGE; FRITZSON, 2015).

As fontes de ruído proveniente de tráfego de veículos para a trilha são ao norte a avenida prefeito Lothario Meissner e a BR-476 no sentido sul, ambas com 225 m de distância do fragmento e com dois sentidos de tráfego.

Procedimentos metodológicos

Foram selecionados 14 locais de monitoramento no fragmento florestal urbano: próximo ao portal da trilha (P1), no início da trilha (P2) e 12 locais distribuídos ao longo de sua extensão, a cada 50 m, os quais foram georreferenciados utilizando um aparelho de GPS modelo Garmin GPS® 78s, com erro aproximado de 3 m (Figura 1).

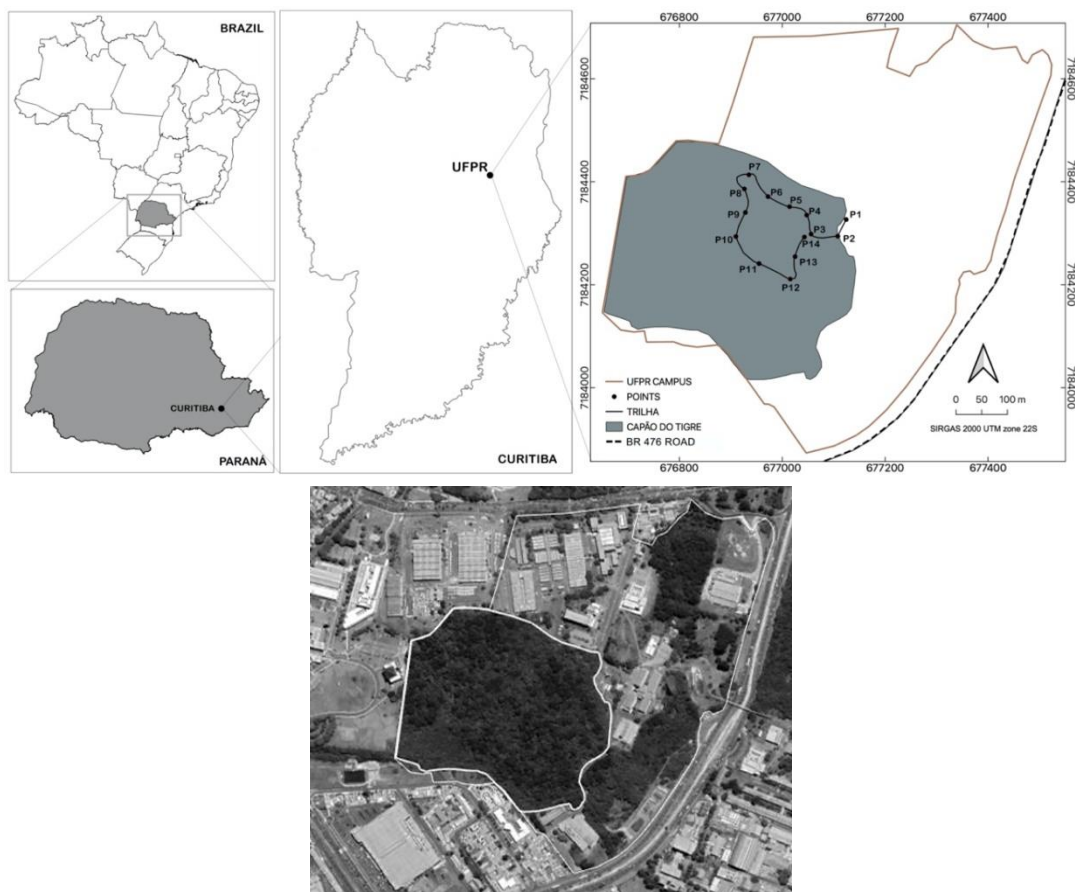


Figura 1. Localização do Campus III da UFPR e identificação dos locais de coleta na trilha do Capão do Tigre.

Figure 1. Location of UFPR Campus III and identification of collection sites on the Capão do Tigre trail.

No Brasil ainda não há metodologias que padronizem a coleta de sons para avaliar a paisagem sonora e o ruído de um fragmento florestal urbano. Desta forma, como a trilha é

amplamente utilizada para projetos sociais, foram escolhidos os pontos a cada 50 m a fim de comparação entre si e posteriormente, de uma forma geral, extrapolar os resultados para a trilha.

A vegetação foi avaliada por meio das variáveis Fator de Visão do Céu (FVC) e Limitação do Céu (LIM). De acordo com Ferreira (2015), o FVC pode ser avaliado em uma escala que varia de 0 (zero) a 1, em que o valor máximo representa uma área completamente desobstruída entre o observador e o céu. Para fins desta pesquisa, considerou-se que a região com menor FVC coincide com a área que apresenta a maior densidade de cobertura arbórea. Para avaliar o FVC e a LIM (que são inversamente proporcionais), foram tomadas fotos, simultaneamente à avaliação da paisagem sonora, com lente olho-de-peixe, conforme proposto por Martini (2016), sendo as imagens obtidas com uma câmera profissional Nikon d3300, com lente 52 mm 0.25x 180° *Super Fish Eye + Macro 12.5* acoplada à objetiva Af-s 18-55 mm F/3.5-5.6. A câmera foi acoplada a um tripé nivelado, mantido a 1,50 m do solo, com a lente voltada para a abóboda celeste.

A pressão sonora foi avaliada por meio de dados absolutos (dB (A)) (dados medidos a cada segundo) e pela média ponderada equivalente ao tempo de medição de cinco minutos (dB_{eq}).

Os dados da pressão sonora foram obtidos segundo a metodologia de Oliveira et al. (2018a). As coletas foram realizadas em dias úteis, de 13 a 20 de junho de 2018, entre 14h00 e 16h00, conforme as recomendações da NBR 10151:2000 (ABNT, 2000).

Foi utilizado um decibelímetro modelo DEC-470 com precisão de $\pm 1,5$ dB e intervalo de medição de 30,0 dB (A) a 130,0 dB (A), o qual foi configurado com as especificações apropriadas para medições externas de ruído ambiental, utilizando-se o circuito de compensação em A (simulando a recepção da audição humana), com ponderação no tempo de resposta lenta S (*slow*), a 1,50 m do solo coletando-se por cinco minutos. Em cada ponto foram feitas três repetições, as quais foram realizadas em dias diferentes.

Toda a coleta foi filmada com o auxílio de uma câmera digital do celular marca Asus modelo Zenfone 2, para auxiliar no armazenamento dos dados. Para a classificação dos sons foi utilizada a metodologia adaptada de Schafer (2001) e Szeremeta (2007), a qual considera:

1. Sons de tráfego: veículos leves ou pesados, como carros, motos, ônibus, caminhões etc.;
2. Sons humanos: produzidos pelo corpo humano, voz, passos, palmas, risadas etc.;
3. Sons naturais:
 - a. Bióticos: animais;
 - b. Abióticos: vento e água;
4. Sons relativos a máquinas: sons como exemplo britadeira, cortador de grama, ou qualquer outra máquina motorizada que não seja relativa ao tráfego;

5. Sons relativos à música: canto, assovio, a performance de algum instrumento musical ou rádio;
6. Sons relativos à comunicação e ou sinalização: sirenes, sinos, relógios, campainhas, entre outros;
7. Outros: que não se enquadraram nos segmentos descritos anteriormente.

Processamento dos dados

Para a análise e processamento, os dados absolutos provenientes do decibelímetro (dB (A)) foram convertidos em decibéis equivalentes (dB_{eq}), conforme a NBR 10151:2000 (ABNT, 2000). Posteriormente, os dados foram processados no programa Excel 2016 e analisados estatisticamente por meio do programa Assistat versão 7.7. As médias do som em cada local foram comparadas pelo teste t de Student a 5% de significância.

Os pontos também foram avaliados segundo a lei nº 10.625/2002 (CURITIBA, 2002), que considera o zoneamento e o valor médio de decibéis, para declarar se um local está poluído acusticamente.

A classificação dos sons obtidos foi feita manualmente a partir da coleta da câmera digital. Ouvindo-se gravação por gravação e a cada som distinto era marcado a sua classificação, assim obteve-se o resultado da qualidade do som em cada ponto avaliado, conforme metodologia adaptada de Schafer (2001).

Para o cálculo do FVC, as imagens foram editadas no programa Photoshop CC 2018 para remoção do céu, salvas em formato *bitmap* e posteriormente processadas no programa *RayMan* 1.2, segundo metodologia proposta por Ferreira (2015).

Foi aplicada a correlação de Pearson para os resultados do FVC e da LIM com as médias da pressão sonora nos locais por meio do *software* Statgraphics 16.2 e classificadas conforme Prestes (2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve diferença significativa nos valores do som ao longo da trilha do Capão do Tigre (Tabela 1). Os maiores níveis de pressão sonora ocorreram nos locais P1 e P11, com 75,5 e 76,5 dB (A), respectivamente. Nesses locais também foram encontrados os maiores valores de dB_{eq} (56,2 e 56,1 dB_{eq}). Os valores mínimos registrados foram nos locais P4 (36,2 dB (A)) e P10 (36,7 dB (A)). Já os menores valores de dB_{eq} foram registrados nos locais P3, P4, P7 e P8 com 46,4, 46,9, 47,1 e 47,6 dB_{eq} .

Entre os locais P1 (externo ao fragmento), P2 (borda) e P3 (interno), ocorreu uma amplitude de 5,4 dB entre os dois primeiros pontos e de 9,8 dB entre o P1 e o P3.

Tabela 1. Valores médios de decibéis equivalentes (dB_{eq}), máximos e mínimos (dB (A)) e análise estatística das médias (teste t a 95%).

Table 1. Mean values of equivalent decibels (dB_{eq}), maximum and minimum (dB (A)) and statistical analysis of means (95% t test).

Local	dB_{eq}		Máx	Mín
P1	56,2	a	75,5	45,2
P2	50,8	abc	57,8	39,0
P3	46,4	c	53,4	42,5
P4	46,9	c	53,1	36,2
P5	49,8	bc	59,7	45,2
P6	49,5	bc	69,0	43,4
P7	47,1	c	53,7	43,1
P8	47,6	c	59,5	42,7
P9	51,2	abc	67,3	42,8
P10	50,7	abc	61,4	36,7
P11	56,1	a	76,5	45,3
P12	54,5	ab	71,8	48,0
P13	51,3	abc	61,3	45,9
P14	52,2	abc	71,6	45,8

NOTA: As médias seguidas pela mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente entre si ($p = 0.0344$). Máx: valor máximo em dB (A); Mín: valor mínimo em dB (A).

Em todos os locais amostrais foram verificados sons provenientes do tráfego de veículos e sons naturais bióticos de animais (Tabela 2). Sons abióticos foram possíveis de observar nos locais P1, P3, P4 e P14.

Tabela 2. Classificação do som em cada local de coleta.

Table 2. Classification of sound in each collection site.

Local	Classificação do som
P1	tráfego, humanos, naturais bióticos: animais e abióticos: vento e sinalização
P2	tráfego, naturais bióticos: animais, e sinalização
P3	tráfego, naturais bióticos: animais, e abióticos: água, sinalização
P4	tráfego, naturais bióticos: animais, e abióticos: água, sinalização
P5	tráfego, naturais bióticos: animais, e máquinas
P6	tráfego, naturais bióticos: animais, máquinas, e humanos
P7	tráfego, naturais bióticos: animais, máquinas, e humanos
P8	tráfego, naturais bióticos: animais
P9	tráfego, naturais bióticos: animais
P10	tráfego, naturais bióticos: animais
P11	tráfego, naturais bióticos: animais
P12	tráfego, naturais bióticos: animais, e sinalização
P13	tráfego, naturais bióticos: animais
P14	tráfego, naturais bióticos: animais e abióticos: vento, e humano

Sons de sinalização foram observados nos locais P1, P2, P3, P4 e P12. E sons de máquinas nos pontos P5, P6 e P7. O local com maior diversidade de som foi o P1 com cinco classificações de som. Enquanto os locais com menor diversidade de som foram os pontos P8, P9, P10, P11 e P13 com duas classificações de sons.

O maior valor de FVC observado foi de 0,828 no local P1 e o menor de 0,070 no local P4, no exterior e interior do fragmento, respectivamente (Tabela 3).

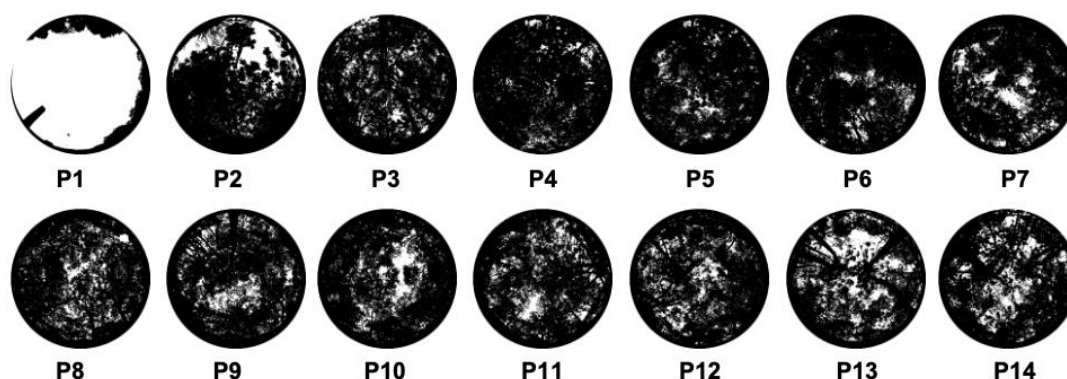
Tabela 3. Valores de Fator de visão do céu (FVC) e Limitação do céu (LIM) na trilha do Capão do Tigre
Table 3. Sky View Factor (FVC) and Sky Limitation (LIM) values on the Capão do Tigre trail.

LOCAL														
Variável	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
FVC	0,828	0,188	0,118	0,07	0,086	0,077	0,142	0,14	0,142	0,158	0,158	0,15	0,25	0,179
LIM (%)	17,2	81,2	88,2	93	91,4	92,3	85,8	86	85,8	84,2	84,2	85	75	82,1

Nota: FVC - Fator de visão do céu; LIM - Limitação do céu.

A LIM é uma variável derivada do FVC, que está diretamente ligada à densidade de copa dos locais avaliados. Desta forma, o local com maior LIM e menor densidade de copa foi o local P1 com 17,2% de LIM (Tabela 3 e Figura 1). Já o local com a maior densidade de copa foi o local P4 seguido do local P6 (93 e 92,3% LIM, respectivamente).

Figura 1. Fotos olho-de-peixe tiradas nos locais amostrados ao longo da trilha do Capão do Tigre.
Figure 1. Fisheye photos taken at the sampled locations along the Capão do Tigre trail.



A análise de correlação de Pearson entre as variáveis mostrou resultados fracos a médios, os quais podem ser visualizados na tabela 4.

Tabela 4. Correlação de Pearson aplicada entre as variáveis FVC e LIM.
Table 4. Pearson's correlation applied between the FVC and LIM variables.

Variável		Coeficiente	p valor	Variável		Coeficiente	p valor
FVC	dB _{eq}	0,57	média	LIM	dB _{eq}	-0,57	média
	Máx	0,45	média		Máx	-0,45	média
	Mín	0,25	fraca		Mín	-0,25	fraca

Nota: FVC - Fator de visão do céu; LIM - Limitação do céu.

O FVC e os valores médios da pressão sonora resultaram em um coeficiente de correlação de 0,57, indicando média correlação entre as variáveis. Para a variável LIM, os valores de correlação foram inversos (negativos), devido ao FVC ser calculado a partir dessa variável.

De acordo com a Lei Municipal nº 10.625/2002 da cidade de Curitiba, a qual estabelece como limite máximo o nível de pressão sonora equivalente de 55 dB para as áreas verdes no período diurno (CURITIBA, 2002), somente os locais P1 e P11 (56,2 e 56,1 dB_{eq}) estão em desacordo com o estabelecido. Isso pode ser explicado pela maior proximidade destes locais em relação à principal fonte de ruído (sons de tráfego de uma rodovia próxima) da trilha do Capão do Tigre, a BR-476, a cerca de 300 m de distância. No caso do P1, o maior valor também ocorreu por este se localizar fora do fragmento, em um local aberto.

Por outro lado, considerando as leis municipais nº 10.625/2002 (CURITIBA, 2002) e nº 15.511/2019 (CURITIBA, 2019) em relação ao zoneamento do uso do solo da cidade, verifica-se que todos os locais amostrados estão condizentes com o estabelecido para as Zonas Educacionais (ZE), cujo limite de ruído sonoro é de 60 dB (A). Reis, Schittini e Zannin (2021), em pesquisa realizada no Campus III - Centro Politécnico, da UFPR, a poucos metros do Capão do Tigre, verificaram que devido à proximidade com a referida rodovia, 29 dos 60 pontos de medição do ruído estavam dentro do limite de 60 dB (A) para ZE. Com isso, destaca-se que o fragmento florestal, por suas características ambientais, ele cumpre com a legislação municipal quanto à atenuação de ruído sonoro.

No Capão do Tigre há registros de animais como *Lontra longicaudis* (lontra), *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca), e *Lutreolina crassicaudata* (cuíca-de-cauda-grossa) (ALMEIDA; BIONDI; ALMEIDA, 2011), além de várias espécies de aves (STRAUBE, 2014). Desta forma, mesmo o ruído do ambiente estando, na maioria dos locais amostrados, no limite recomendado, este excesso de barulho, que em um fragmento florestal urbano é ampliado, o ruído acaba prejudicando os animais que vivem nestes locais.

Os valores máximos superiores registrados podem ser explicados pela presença do ruído proveniente da passagem de aeronaves, os quais foram observados nos locais P1, P11, P12 e P14, aumentando em até 8,1 dB (A) do valor médio das máximas registradas.

Conforme a tabela 2, pode-se observar que a paisagem sonora do entorno da trilha é caracterizada por diferentes tipos de sons, sendo os principais aqueles provenientes de tráfego rodoviário e os sons naturais, ou bióticos, de animais. Por se tratar de um fragmento urbano, já era esperado que os sons provenientes do tráfego de veículos se destacassem, conforme mencionado em outras pesquisas (GOSWAMI, 2011; GAGE; AXEL, 2014).

De acordo com Lacerda, Nascimento e Ramos (2021), os efeitos da poluição sonora são ainda incipientes e pouco discutidos, exceto pelas reclamações de populações que

residem próximas a grandes áreas de tráfego ou indústrias, onde a poluição sonora está ligada aos barulhos de motor, buzinas e máquinas. Além disso, o som pode ser poluente ao meio de diferentes formas a depender daquilo que constitui o ambiente e a sensibilidades de seus integrantes em relação à intensidade e frequência das ondas sonoras (LACERDA; NASCIMENTO; RAMOS, 2021).

A predominância de sons não naturais pode ser considerada desagradável, pois contrasta com a proposta das áreas verdes, de aproximação à natureza. No entanto, a presença de sons naturais considerados agradáveis pode melhorar o conforto acústico, mesmo quando o ruído é elevado (FEIBER, 2004). Assim, como esta pesquisa foi realizada em uma instituição educacional, pode-se inferir que a atenuação do ruído pela vegetação pode influenciar no bem-estar de estudantes e até sua concentração mental nas atividades acadêmicas, dados que necessitam de mais pesquisas (WEBER; HAASE; FRANCK, 2014; REIS; SCHITTINI; ZANNIN, 2021).

Houve também diferença entre os valores medidos externa e internamente, com valor médio de 5,9 dB_{eq}, próximo ao intervalo confortável de 6 a 7 dB sugerido por Kragh (1979), pelo fato de a vegetação poder atuar como amenizadora do ruído. Essa diferença foi devido ao FVC ser dependente da densidade de copa, que influencia a variação da pressão sonora nesses locais. Os locais P3 e P14 estão próximos e no interior do fragmento, entretanto apresentaram variação de 5,8 dB_{eq} isso pode ser explicado pelos FVCs nesses pontos também apresentarem variação (0,118 e 0,179, respectivamente). De acordo com Elisei, Suriano e Souza (2014), os maiores valores de LIM auxiliam a dispersão sonora. Por outro lado, o maior aumento do FVC reduz a pressão sonora em diversas frequências, por ser reflexo da densidade de copa (BOND; SOUZA; FERNANDES, 2018; OLIVEIRA et al., 2018a).

Portanto, quanto maiores forem os valores do FVC e menores os valores da limitação do céu, maior tende a ser o ruído sonoro nestes locais. Aylor (1972) comenta que a menor visibilidade e a maior cobertura de vegetação entre o ruído e o receptor, apresenta melhores resultados sobre a redução da poluição sonora. Isso ocorre porque os troncos das árvores fazem a reflexão, difração/blindagem e o espalhamento do som (VAN RENTERGHEM, 2014).

Além dos resultados obtidos nesta pesquisa, deve-se considerar a dinâmica fenológica do fragmento florestal, a qual influencia os valores de FVC e LIM ao longo do tempo. Por isso, é importante a realização de uma análise da paisagem ao longo das estações do ano, a fim de caracterizar melhor a paisagem sonora do local e a influência dos padrões fenológicos da vegetação na atenuação do ruído sonoro.

CONCLUSÕES

Diante dos resultados encontrados, conclui-se que a paisagem sonora da trilha no Capão do Tigre é diversificada, destacando-se os sons de tráfego de veículos e os sons bióticos de animais. Com exceção de dois locais (P1 e P11) a trilha não se encontra acusticamente poluída. Assim, é possível afirmar que o fragmento de floresta urbana (Capão do Tigre) fornece também o serviço ecossistêmico de atenuação do ruído sonoro do seu entorno, o que promove uma melhoria no bem-estar da comunidade que frequenta o campus onde está localizado.

Com as análises realizadas constatou-se que a cobertura da vegetação influencia na amenização do ruído sonoro proveniente do entorno do fragmento florestal e na sua paisagem sonora. Isso foi comprovado pela diferença de quase 10 dB_{eq} apenas entre o local mais externo de medição e o primeiro local dentro do fragmento florestal.

Conclui-se ainda que, nesta pesquisa, existe uma relação diretamente proporcional entre o FVC e o ruído, pois a propagação do som nos extratos da floresta é favorecida pela maior visibilidade e menor cobertura vegetal no local.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. G. D.; BIONDI, D.; ALMEIDA, A. M. R. Levantamento exploratório da mastofauna do Capão do Tigre subsídios para as atividades de educação ambiental. In: 19º Evento de Iniciação Científica da UFPR - EVINCI, 2011, Curitiba. **Anais...** 3ª Semana Integrada de Ensino, Pesquisa e Extensão - SIEPE. Curitiba: Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, 2011. p. 842-842.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10151**: Acústica - Avaliação do ruído em áreas habitadas, visando o conforto da comunidade – Procedimento. 2000. Disponível em: <<https://goo.gl/4ZcZjk>>. Acesso em: 20 abr. 2018.
- AYLOR, D. E. Noise reduction by vegetation and ground. **Journal of the Acoustical Society of America**, Melville, v. 51, p. 197-205, 1972.
- BATISTA, D. B.; DÁCOL, F. V.; DALLA CORTE, A. P.; MARTINE, A.; REIS, A. R. N. Aporte de serapilheira e teor de carbono orgânico em um fragmento florestal urbano. **Nature and Conservation**, Aracajú, v. 13, n. 4, p. 22-30, 2020.
- BOND, P. S.; SOUZA, L. C. L. D.; FERNANDES, R. A. D. S. Percepção da paisagem sonora no parque da represa em São José do Rio Preto, SP. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 143-160, 2018.
- CERWÉN, G.; KREUTZFELDT, J.; WINGREN, C. Soundscape actions: A tool for noise treatment based on three workshops in landscape architecture. **Frontiers of Architectural Research**, Amsterdam, v. 6, n. 4, p. 504-518, 2017.
- CHOUDHURY, T. S. Parks, soundscape and urban sustainability: an empirical study. **International Journal of Civil Engineering**, Tehran, v. 2, n. 4, p. 47-60, 2013.

CURITIBA. **Lei nº 10.625**. Dispõe sobre ruídos urbanos, proteção do bem estar e do sossego público, revoga as Leis 8583 de 02 de janeiro de 1995, 8726 de 19 de dezembro de 1996, 9142 de 18 de setembro de 1997, e dá outras providências. 2002. Disponível em: <<http://multimidia.curitiba.pr.gov.br/2010/00086318.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

CURITIBA. **Lei nº 15.511**. Dispõe sobre o zoneamento, uso e ocupação do solo no Município de Curitiba e dá outras providências. 2019. Disponível em: <<http://www.ippuc.org.br/lei/zoneamento/LEI%2015511-2019/LEI%2015511%202019.pdf>>. Acesso em 28 abr. 2021.

DACÓL, F. V.; BIONDI, D.; RAYMUNDO, E. P. B.; LEAL, M. D. S.; REKSIDLER, K. Avaliação expedita da serapilheira de um fragmento de floresta urbana. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 15, n. 4, p. 16-27, 2020.

ELISEI, L. H. S.; SURIANO, M. T.; SOUZA, L. C. L. Relações entre o Fator de Visão do Céu e o Tempo de Reverberação Urbana. In: CONGRESO IBEROAMERICANO DE ACÚSTICA, 9, Valdivia, 2014. **Anais...** Valdivia, 2014.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Environmental noise in Europe – 2020**. Luxembourg: European Environment Agency, 2020. 103 p.

FARINA, A.; PIERETTI, N. The soundscape ecology: a new frontier of landscape research and its application to islands and coastal systems. **Journal of Marine and Island Cultures**, Mokpo, v. 1, p. 21-26, 2012.

FEIBER, S. D. Áreas verdes urbanas imagem e uso – O caso do Passeio Público de Curitiba – PR. **RA'E GA**, Curitiba, v. 8, p. 93-105, 2004.

FERREIRA, G. R. **Estudo do campo térmico e sua relação com o sky view factor em situação sazonal de verão no centro urbano de Viçosa-MG**. 2015. 70f. Monografia (Bacharelado em Geografia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015.

GAGE, S. H.; AXEL, A. C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. **Ecological Informatics**, Amsterdam, v. 21, p. 100-109, 2014.

GOSWAMI, S. Soundscape of Bhadrak Town, India: an analysis from road traffic noise perspective. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, v.8, n.4, p.85-91, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Curitiba em dados**. Curitiba, 2014. Disponível em: <<http://curitibaemdados.ippuc.org.br/>>. Acesso em: 20 de nov. 2016.

JO, H. I.; JEON, J. Y. Effect of the appropriateness of sound environment on urban soundscape assessment. **Building and Environment**, Kidlington, v. 179, p. 106975, 2020.

KIM, Y. H.; HWANG, I. H.; HONG, J. Y.; LEE, S. C. Effects of vegetation on soundscape of an urban religious precinct: Case study of Myeong-dong cathedral in Seoul. **Building and Environment**, Kidlington, 155, 389-398, 2019.

KRAGH, J. Pilot study on railway noise attenuation by belts of trees. **Journal of Sound and Vibration**, London, v. 66, n. 3, p. 407-415, 1979.

LACERDA, T. J. D.; NASCIMENTO, A. V. F.; RAMOS, P. R. Combate à poluição sonora através de práticas de arborização em escolas e comunidades. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, Curitiba, v.4, n.2, p. 1795-1810, 2021.

MARTINI, A. **Análise quantitativa das variáveis meteorológicas em diferentes tipologias de floresta urbana de Curitiba – PR**. 130f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

MOLINA, R. H.; ZACARÍAS, F. F.; ANCELA, J. L. C.; FLORES, R. G. Las áreas naturales a través del análisis de su paisaje sonoro. **Revista de Acústica**, Logroño, v. 44, n. 1, 2013.

NG, M.-L.; BUTLER, N.; WOODS, N. Soundscapes as a surrogate measure of vegetation condition for biodiversity values: A pilot study. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 93, p. 1070-1080, 2018.

OLIVEIRA, J. D.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; REIS, A. R. N.; NESI, J. Atenuação do ruído de tráfego de vias urbanas pela vegetação em Curitiba–Paraná, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 13, n. 2, p. 13-26, 2018a.

OLIVEIRA, J. D.; REIS, A. R. N.; XIMENES, E.; NESI, J.; BIONDI, D. Paisagem sonora da trilha do Capão do Tigre–UFPR, Curitiba, Paraná. **Anais... 1ª Semana de Aperfeiçoamento Florestal – I SEAFLO**, Curitiba, 2018b.

PRESTES, I. **Estatística: correlação e regressão linear**. São Paulo: Escola Paulista de Negócios, 2015. Disponível em: <<http://www.umcpos.com.br>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

RAYMUNDO, E. P. B.; BIONDI, D.; DACÓL, F. V.; LEAL, M. S.; REKSIDLER, K. Efeitos microclimáticos de um fragmento de floresta urbana em Curitiba-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 15, n. 3, p. 18-27, 2020.

REIS, A. R. N.; BIONDI, D.; VIEZZER, J.; OLIVEIRA, J. D.; KOVALSYKI, B. Using landscape metrics and species potential distribution modeling in cities to develop the Selection of Areas for Species Conservation Index (SASCI). **Trees – Structure and Function**, Berlin, v. 35, n. 2, p. 1-10, 2021.

REIS, B. C. S.; SCHITTINI, G. K.; ZANNIN, P. H. T. **Avaliação do ruído rodoviário no campus Centro Politécnico e cálculo de mapas de ruído**. In: XXVII Congresso Nacional de Estudantes de Engenharia Mecânica 08 a 12 de fevereiro de 2021, Curitiba, PR, Brasil, 2021.

RONDON NETO, R. M.; KOZERA, C.; ANDRADE, R. D. R. et al. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em Curitiba, PR–Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 1, p. 3-16, 2002.

SCHAFER, M. **A afinação do mundo**. São Paulo: Editora UNESP. 2001, 384 p.

SOLDERA, C.; BATISTA, D. B.; MARTINI, A. Microclima e conforto térmico na trilha do Capão do Tigre – espaço com atividades de educação ambiental. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 19, p. 2348-2359, 2014.

SZEREMETA, B. **Avaliação e percepção da paisagem sonora de parques públicos de Curitiba - Paraná**. 100f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

VAN RENTERGHEM, T. Guidelines for optimizing road traffic noise shielding by non-deep tree belts. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 69, p. 276-286, 2014.

WEBER, N.; HAASE, D.; FRANCK, U. Assessing modelled outdoor traffic-induced noise and air pollution around urban structures using the concept of landscape metrics. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 125, p. 105-116, 2014.

WREGE, M. S.; FRITZSONS, E. **Dados climáticos dos municípios da região Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2015. p. 441.

YANG, F.; BAO, Z. Y.; ZHU J. Z. An assessment of psychological noise reduction by landscape plants. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 8, p. 1032-1048, 2011.