

Michelle Lanzer

**Efeitos do ruído de tráfego de veículos motorizados sobre aves que habitam um
fragmento florestal urbano em Curitiba**

**Monografia apresentada ao Departamento de Zoologia do Setor
de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná como
requisito parcial para obtenção de título e grau de Bacharel em
Ciências Biológicas**

Orientador: Prof. Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho

Co-orientadores: Alberto Urben Filho, Biólogo

Prof. Paulo Henrique Trombetta Zannin

Curitiba

2007

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	2
RESUMO	3
INTRODUÇÃO.....	4
MATERIAL E MÉTODOS	6
ÁREA DE ESTUDO.....	6
PROCEDIMENTOS.....	6
RESULTADOS	9
DISCUSSÃO	14
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	17
REFERÊNCIAS.....	18
ANEXO 1.....	21
DEFINIÇÕES	21

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Thelma e Roberto, pelo infinito amor, companheirismo, paciência e dedicação durante toda minha vida. Pela luta diária, apoio e excelente trabalho que realizaram para minha educação e formação pessoal. Pelos bons exemplos éticos e morais, pelas lições sobre a vida e ensinamentos diários. Por não medirem esforços para que eu pudesse alcançar meus objetivos.

Ao meu irmão, Thiago, pelo exemplo nos estudos e nas conquistas pessoais e profissionais. Pelo seu amor e incentivo nas minhas escolhas e decisões. À minha cunhada, Carol, pelo carinho, amizade e apoio.

Ao Marcelo pelo companheirismo, dedicação e pelo amor que compartilhamos. Pelo apoio constante, incentivo e imensurável paciência! Por toda sua compreensão, ética e respeito. Por todo o tempo que passamos juntos.

Ao Emygdio pela paciência, apoio e dedicação na orientação deste trabalho. Pelos ensinamentos e constante incentivo às minhas idéias e decisões profissionais desde os primeiros anos do curso. Pelo respeito e valorização dispensados aos trabalhos acadêmicos. Sem dúvida, um grande exemplo profissional.

Ao Beto pela orientação e apoio ao desenvolvimento deste trabalho. Pelas ótimas idéias, pelo empréstimo de equipamentos e literatura. Pelo seu bom-humor e pelas boas risadas na Toca!

Ao Zannin pelo empréstimo de equipamentos, literatura, revisão e sugestões ao manuscrito.

Ao Bani pelo grande auxílio em campo, empréstimo de literatura e incentivo ao desenvolvimento do trabalho.

Aos professores Fernando e Euclides, do Museu de Ciências Naturais, pela oportunidade de aprendizado, pelos ensinamentos e discussões sobre biologia, ciência, ética e responsabilidades profissionais. Pelo incentivo aos estudos e desenvolvimento de projetos. Sem dúvida, os três anos de trabalho no Museu tiveram grande importância na minha formação.

Aos amigos Marco, Renata, David, Camila e Fernando Straube pelo apoio e amizade.

RESUMO

Uma das características da sociedade humana é o alto grau de interferência que causa sobre o ambiente, visando a adaptá-lo às suas necessidades. O crescente número de pessoas vivendo em cidades leva ao aumento do ruído nos ambientes urbanos e naturais. As principais fontes antropogênicas de ruído são as indústrias e os meios de transporte, sendo estes considerados os de maior relevância para a vida selvagem em virtude de sua ampla distribuição global. O ruído de tráfego é conhecido por causar impactos negativos sobre populações de aves, podendo acarretar, inclusive, redução na densidade populacional e sucesso reprodutivo por estresse ou mascaramento. Estudos indicam que o mascaramento pode interferir na comunicação, prejudicando a atração de parceiros, coesão social, defesa, detecção de presas, navegação e outros comportamentos. Com o objetivo de verificar potenciais impactos da poluição sonora sobre uma comunidade de aves, o presente estudo foi desenvolvido em um fragmento florestal urbano delimitado por duas rodovias de alto tráfego na cidade de Curitiba, Estado do Paraná. Os níveis de pressão sonora na área de estudo foram obtidos por meio de medições *in situ*, utilizando-se um medidor de nível sonoro modelo BK 2238 classe 1, e o *software* BK 7820 para gerar os níveis sonoros equivalentes (L_{eq}) em decibéis ponderados em “A” [dB(A)]. Foram feitas gravações de vozes de espécies escolhidas ao acaso através de buscas ativas por aves em atividade vocal. A fim de registrar as vocalizações juntamente com o ruído de fundo foram utilizados gravador National–RQ–2211MA e microfone multidirecional Sennheiser–ME64. Os níveis de pressão sonora obtidos encontram-se entre 57,2 e 80,7 dB(A), todos acima dos limites permitidos por lei Municipal. As análises dos cantos e do ruído, feitas com o *software* Canary 1.2.1, mostraram que o ruído de tráfego alcança frequências próximas a 8000 Hz, sendo que os maiores níveis de pressão sonora encontram-se em frequências de até 4000 Hz. As vocalizações de dez espécies de aves estudadas possuem frequências dentro da faixa do ruído de tráfego. Algumas espécies (*e.g. Leucochloris albicollis*) vocalizam em altas frequências, onde há menores níveis de ruído e podem estar sujeitas a menor interferência acústica; outras, como *Synallaxis spixi* e *Turdus rufiventris*, emitem sinais acústicos que se encontram tanto em baixas quanto em altas frequências e, desse modo, sofrem mascaramento parcial de seus cantos. Os cantos de espécies que vocalizam abaixo de 1000 Hz (*e.g. Leptotila spp.*) se apresentaram completamente mascarados, não sendo possível discriminá-los do ruído dos veículos. Os resultados evidenciam a forte influência do ruído de tráfego sobre o fragmento estudado, levando a maioria das espécies desse fragmento a sofrer variados níveis de interferência acústica. Uma vez que diferentes espécies possuem faixas de sensibilidade auditiva condizentes com seus hábitos, ainda não é possível prever o nível de interferência que os ruídos causarão sobre cada espécie.

INTRODUÇÃO

Uma das características da sociedade humana é o alto grau de interferência que causa sobre o ambiente visando a adaptá-lo às suas necessidades. Muitas dessas interferências causam impactos negativos às populações de outros organismos, tais como as diferentes formas de poluição¹. A poluição sonora é considerada a terceira poluição ambiental mais perigosa, precedida somente pela poluição do ar e da água (WHO 1999).

O crescente número de pessoas vivendo em cidades gera um aumento do ruído nos ambientes urbanos que, conseqüentemente, se estende, cada vez mais, além dos limites das cidades e invade ambientes naturais (Katti e Warren 2004). As mudanças nas características acústicas decorrentes da poluição sonora antropogênica alteram habitats naturais e geram novas pressões seletivas sobre diversos animais (Slabbekoorn e Peet 2003, Katti e Warren 2004).

Muitos estudos têm sido realizados para avaliar os níveis da poluição sonora em áreas urbanas a fim de propor medidas para a diminuição dos efeitos dos ruídos e melhoria da qualidade de vida humana (ver Zannin *et al.* 2002). Apesar do ruído afetar humanos tanto psicologicamente como fisicamente, pouca atenção tem sido dada aos potenciais efeitos que o ruído pode exercer sobre a vida selvagem (Radle 1998). A poluição sonora pode interferir com a comunicação de várias espécies selvagens que dependem de sinais acústicos para atração de parceiros, coesão social, fuga de predadores, detecção de presas, navegação e outros tipos de comportamentos (Dooling *et al.* 2000, Swarup e Patra 2005, Katti e Warren 2004).

As principais fontes antropogênicas de ruído são as indústrias e os meios de transporte (Swarup e Patra 2005), sendo os últimos considerados os de maior impacto para a vida selvagem devido a sua ampla distribuição no globo. Pesquisas que avaliam os efeitos do ruído sobre a vida selvagem vêm sendo realizadas no Hemisfério Norte desde a década de 1970, mas os resultados desses trabalhos estão amplamente dispersos na literatura e são freqüentemente inconclusivos (Radle 1998, Swarup e Patra 2005).

O ruído de tráfego de automóveis é conhecido por ter impactos negativos sobre populações de aves em geral, podendo levar à perda da diversidade de espécies e redução da densidade (Rheindt 2003). Estudos realizados na Holanda detectaram um “efeito-estrada” em comunidades de aves ao longo de rodovias, o qual foi apontado como responsável pela redução da densidade dessas populações. O ruído foi indicado como o fator mais relevante para explicar esse efeito, através do

¹ Poluição pode ser definida como a alteração humana das características químicas ou físicas do ambiente em um nível prejudicial aos organismos vivos (Swarup e Patra 2005).

mascaramento² (*masking*) e do estresse (Foppen e Reijnen 1994, Reijnen e Foppen 1994, 1995, Reijen *et al.* 1995, 1996, 1997). Alguns autores apontaram possíveis estratégias utilizadas pelas aves para diminuir ou evitar a interferência do mascaramento, as quais podem consistir em alterações de alguns parâmetros do canto ou modificações nos horários de maior atividade vocal. As primeiras incluem: (1) aumento reflexo na amplitude do canto em resposta a aumento da amplitude do ruído ambiental, conhecido como efeito Lombard (Lombard 1911, Potash 1972, Cynx *et al.* 1998, Manabe *et al.* 1998, Brumm e Todt 2002, Brumm 2004); (2) investimento maior de energia (amplitude) nas porções do canto de frequência mais elevada em relação às porções do canto com frequência mais baixa (Wood e Yezerinac 2006), e (3) aumento da frequência mínima do canto para frequências acima daquelas sob forte interferência do ruído ambiental (Slabbekoorn e Peet 2003, Katti e Warren 2004, Slabbekoorn e Boer-Visser 2006, Wood e Yezerinac 2006). As modificações temporais foram observadas em aves que tem sua atividade vocal em horários que coincidem com os horários de maior tráfego urbano (início da manhã e final da tarde). Neste caso, as aves alteraram seu comportamento cantando mais cedo ou durante a noite (Bergen e Abs 1997, Fuller *et al.* 2007).

No Brasil, a bioacústica tem seus estudos direcionados, principalmente, à compreensão dos mecanismos de comunicação sonora em aves (Vielliard 2000). Até o momento, os esforços nessa área do conhecimento não têm se desenvolvido com o intuito de avaliar os possíveis impactos da poluição sonora sobre a avifauna nacional.

Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivos verificar os potenciais impactos da poluição sonora sobre comunidades de aves em um fragmento florestal urbano adjacente a rodovias de alto tráfego, além de levantar informações que subsidiem estratégias de conservação em áreas naturais.

² Mascaramento é aqui definido como aquele fenômeno que ocorre quando o ruído ambiental sobrepuja um sinal acústico por apresentarem frequência e amplitude semelhantes, dificultando ou inviabilizando a recepção do sinal.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo compreende o fragmento florestal denominado Mata Viva (MV) localizado no *Campus III* da Universidade Federal do Paraná e, áreas adjacentes, no município de Curitiba, PR (Figura 1). Possui cerca de 5 ha e é delimitado pelas rodovias BR 116 e BR 277. Caracteriza-se por diferentes estágios sucessionais de vegetação arbórea e pequenas áreas de banhado, adjacentes às duas nascentes do Córrego do Aviário, afluente da margem esquerda do Rio Belém.

A área de estudo situa-se no domínio da floresta ombrófila mista e apresenta clima temperado úmido, com predomínio do tipo climático Cfb, ocorrência de geadas severas e freqüentes, sem estação seca definida (Maack 1968).

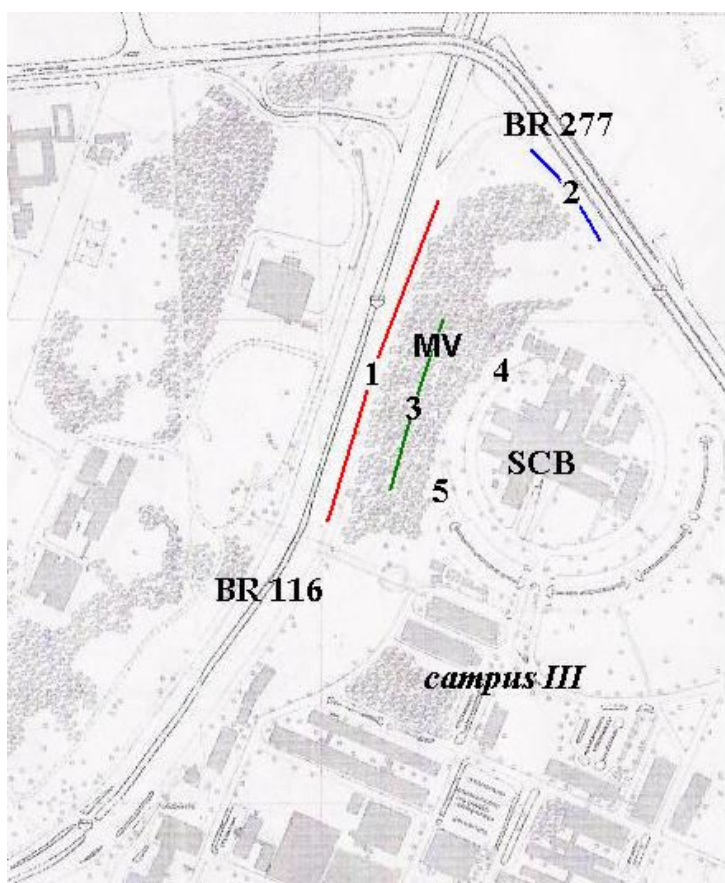


Figura 1. Mapa da área de estudo localizada no *Campus III* da Universidade Federal do Paraná. MV: Mata Viva; SCB: Setor de Ciências Biológicas. Os números de 1 a 5 indicam as localidades onde foram realizadas as gravações. 1: BR 116; 2: BR 277; 3: Interior de mata; 4: Biotério; 5: Portal. As linhas coloridas representam a extensão das localidades. Adaptado de Kruegar *et al.* (2001).

Procedimentos

As definições de alguns termos de acústica ambiental utilizadas neste trabalho são apresentadas no Anexo 1.

Com o intuito de avaliar níveis precisos de ruído no fragmento florestal, foram realizadas medições *in situ* dos níveis de pressão sonora. Para tanto, utilizou-se um medidor de nível sonoro modelo BK 2238 classe 1, e o *software* BK 7820 para gerar os níveis sonoros equivalentes (L_{eq}) em decibéis ponderados em “A” [dB(A)], uma vez que a curva de sensibilidade auditiva das aves é semelhante a de humanos (Pumphrey 1961, Dooling *et. al.*2000). Foram efetuadas medições em dez pontos na área de estudo, buscando abranger toda sua extensão (Figura 2). As medições tiveram duração de um minuto em cada ponto e foram realizadas em dia útil, sob condições meteorológicas ideais (ausência de chuva e vento) e entre 08:30h e 09:30h, horário de grande fluxo de veículos.

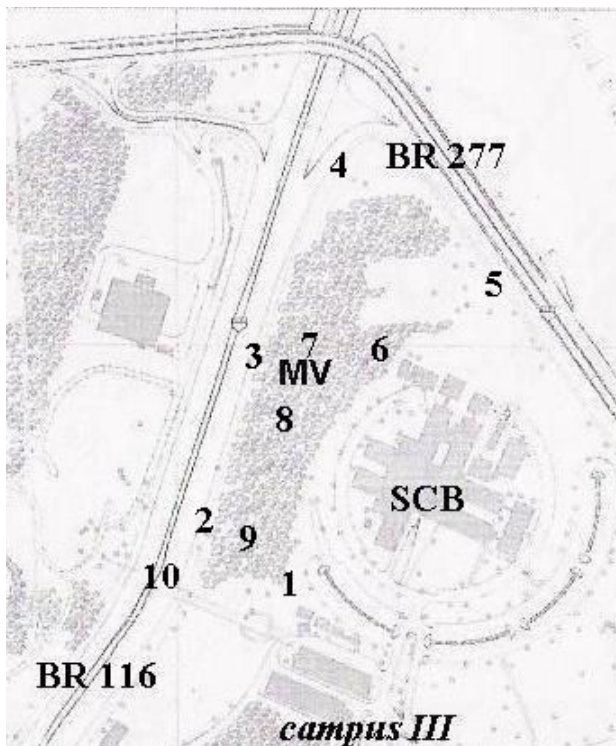


Figura 2. Mapa da área de estudo localizada no *Campus* III da Universidade Federal do Paraná. MV: Mata Viva; SCB: Setor de Ciências Biológicas. Os números de 1 a 10 indicam os pontos onde foram realizadas as medições *in situ* dos níveis de pressão sonora. Adaptado de Kruegar *et al.* (2001).

Para verificar possíveis interferências do ruído de tráfego de veículos motorizados no canto das aves, foram feitas gravações de vozes de espécies escolhidas ao acaso. Para tal, foram feitas buscas ativas por aves em atividade vocal, sendo que as gravações foram realizadas a partir da menor distância possível. Foram utilizados gravador analógico National–RQ–2211MA e microfone multidirecional Sennheiser ME64, a fim de registrar a vocalização das aves juntamente com o ruído ambiental. Os trabalhos de campo foram desenvolvidos sob condições meteorológicas ideais e entre 07:00h e 10:00h, horário de maior atividade vocal das aves, assim como de intenso tráfego nas rodovias adjacentes. Os cantos foram analisados com o *software* Canary 1.2.1, utilizando-se os

seguintes parâmetros acústicos: frequência mínima (Hz), frequência máxima, incluindo os harmônicos observados (Hz) e frequência na qual foi encontrada a maior energia (Hz). O ruído de tráfego foi analisado nas mesmas gravações segundo os seguintes parâmetros: frequência máxima (Hz) e os maiores valores de pressão sonora (dB) determinadas em faixas de frequências com intervalos de 1000Hz.

Com o intuito de verificar a presença de possíveis alterações nos parâmetros analisados e o nível de mascaramento devido à interferência do ruído, as vocalizações gravadas na MV foram comparadas com gravações de vocalizações das mesmas espécies gravadas em locais com ausência de ruído de tráfego, pertencentes ao acervo da Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais.

RESULTADOS

Os valores das medições *in situ* dos níveis de ruído, são mostrados na tabela 1.

Tabela 1. Valores dos níveis sonoros equivalentes (L_{eq}) obtidos a partir das medições *in situ*.

Ponto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
dB(A)	62,7	71,1	69,9	61,8	69,6	60	57,2	60,8	60,9	80,7

Pode-se verificar que as rodovias emitem níveis sonoros equivalentes próximos a 80 dB(A) (ponto 10) e que o fragmento florestal recebe níveis sonoros equivalentes que variam de cerca de 71,1 dB(A), nas áreas adjacentes às rodovias, com exceção do ponto 4, a 57,2 dB(A) no interior do fragmento (figura 2).

O ruído do tráfego alcançou frequências de até 8000 Hz, sendo dividido arbitrariamente em duas categorias: ruído de baixa frequência (até 4000 Hz) e ruído de alta frequência (4001 Hz – 8000 Hz). As análises do ruído mostram que os níveis de pressão sonora mais elevados estão concentrados em baixas frequências (figura 3). Foi analisado um total de 131 vocalizações de nove espécies de aves gravadas em cinco locais do fragmento, a saber: BR 116, Interior de mata, BR 277, Biotério e Portal (figura 1); a tabela 2 mostra as espécies e o número de vocalizações analisadas obtidas nas diferentes localidades.

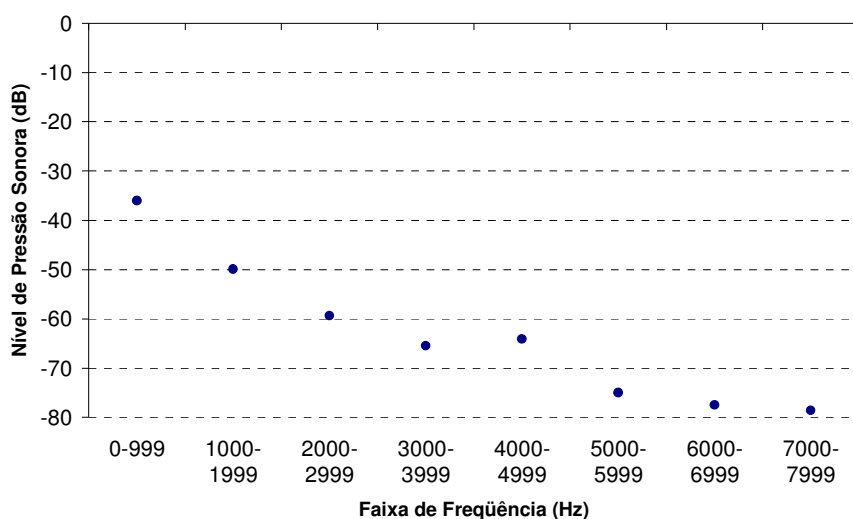


Figura 3. Distribuição relativa das médias dos níveis de pressão sonora nas faixas de frequência. Os dados foram obtidos pela gravação do ruído em áreas adjacentes a BR 116, a saber: BR 116, BR 277, Interior de Mata, Biotério e Portal. A pressão sonora mínima tem valor de -80 dB; os níveis de pressão sonora aumentam à medida que se aproximam de 0 dB.

Tabela 2. Número de vocalizações das espécies analisadas em cada localidade do fragmento florestal. **Sy**: *Synallaxis spixi*; **Tu**: *Turdus rufiventris*; **Vi**: *Vireo olivaceus*; **Cy**: *Cyclarhis gujanensis*; **Sa**: *Saltator similis*; **El**: *Elaenia parvirostris*; **Le**: *Leucochloris albicollis*; **Ca**: *Carduelis magellanica*; **Ba Ch**: *Basileuterus leucoblepharus* – Chamado; **Ba Ca**: *Basileuterus leucoblepharus* – Canto.

Local.	Espécie										
	Sy	Tu	Vi	Cy	Sa	El	Le	Ca	Ba Ch	Ba Ca	
BR 116	25	06	26	-	-	-	-	-	07	02	
BR 277	-	-	-	-	-	15	-	-	-	-	
Interior de mata	-	-	13	07	10	-	-	-	-	-	
Biotério	-	-	-	-	-	-	02	10	-	-	
Portal	-	-	08	-	-	-	-	-	-	-	

Os cantos das espécies analisadas possuem sinais cujas frequências observadas variaram de 1538 Hz a 7514 Hz, incluindo os harmônicos (figura 4). Os sinais acústicos abaixo dos 1500 Hz não foram considerados, devido à impossibilidade de discriminá-los do ruído de tráfego (figura 5). A figura 5 mostra que, das nove espécies analisadas, cinco investem mais energia na porção do canto com frequências inferiores a 4000 Hz.

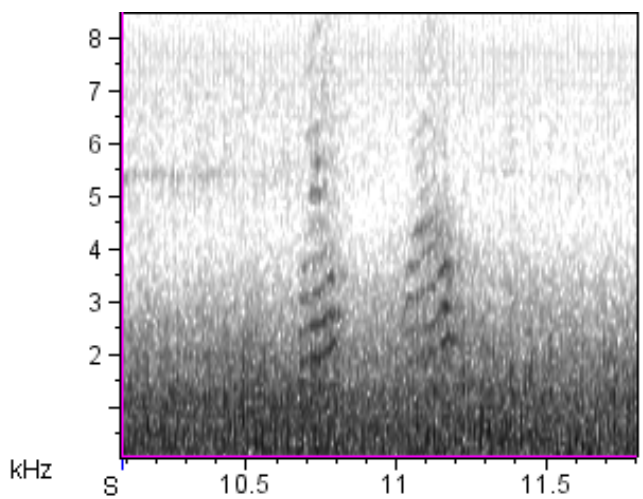


Figura 5. Espectrograma de vocalizações de *Turdus rufiventris* (Sabiá-laranjeira), evidenciando forte mascaramento do canto pelo ruído de tráfego em frequências abaixo de 1500 Hz.

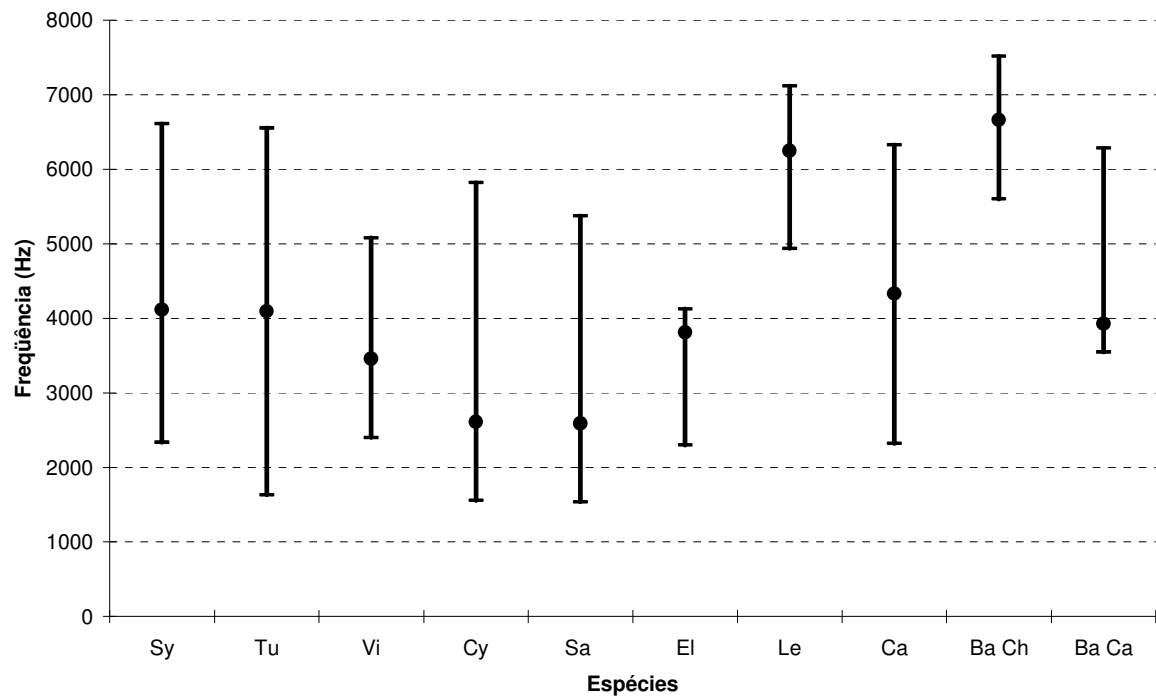


Figura 4. Distribuição das faixas de frequências das vocalizações das espécies analisadas. Todas as espécies possuem suas vocalizações dentro da faixa de ruído do tráfego de veículos motorizados (até 8000 Hz). As barras horizontais inferiores e superiores representam as frequências mínimas e máximas (incluindo os harmônicos) das vocalizações. Os círculos representam a frequência na qual foi detectada a maior energia investida nas vocalizações. **Sy**: *Synallaxis spixi*; **Tu**: *Turdus rufiventris*; **Vi**: *Vireo olivaceus*; **Cy**: *Cyclarhis gujanensis*; **Sa**: *Saltator similis*; **El**: *Elaenia parvirostris*; **Le**: *Leucochloris albicollis*; **Ca**: *Carduelis magellanica*; **Ba Ch**: *Basileuterus leucoblepharus* – Chamado; **Ba Ca**: *Basileuterus leucoblepharus* – Canto.

A comparação dos cantos gravados na MV com os de áreas sem interferência do ruído de tráfego mostrou que o mascaramento afeta as espécies em diferentes níveis (figura 7). Observa-se que a frequência mínima das vocalizações das espécies gravadas na MV somente são detectadas em uma frequência um pouco acima daquelas de áreas controle e, em algumas espécies, nota-se que há diferença na frequência onde foi detectada a maior energia investida nos cantos (figura 6).

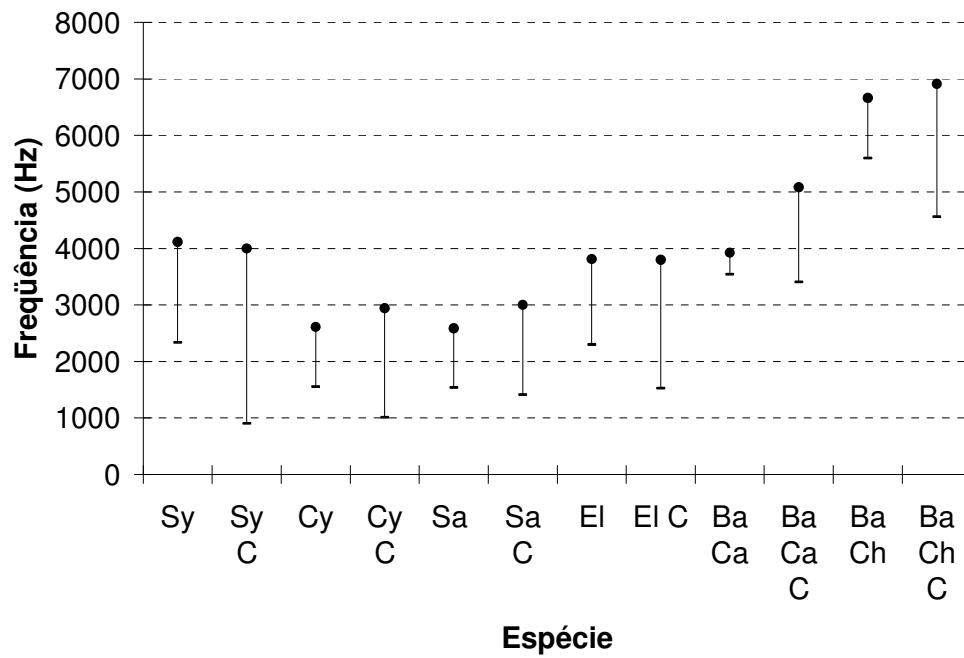


Figura 6. Comparação da distribuição das frequências mínimas e das frequências onde foram observados os maiores níveis sonoros entre as vocalizações das espécies presentes no MV e as de áreas controle. As barras horizontais representam as frequências mínimas e os círculos, a frequência na qual foi detectada a energia investida nas vocalizações. **Sy**: *Synallaxis spixi*; **Cy**: *Cyclarhis gujanensis*; **Sa**: *Saltator similis*; **El**: *Elaenia parvirostris*; **Ba Ch**: *Basileuterus leucoblepharus* – Chamado; **Ba Ca**: *Basileuterus leucoblepharus* – Canto. As iniciais das espécies acompanhadas pela letra C representam as espécies gravadas em área controle.

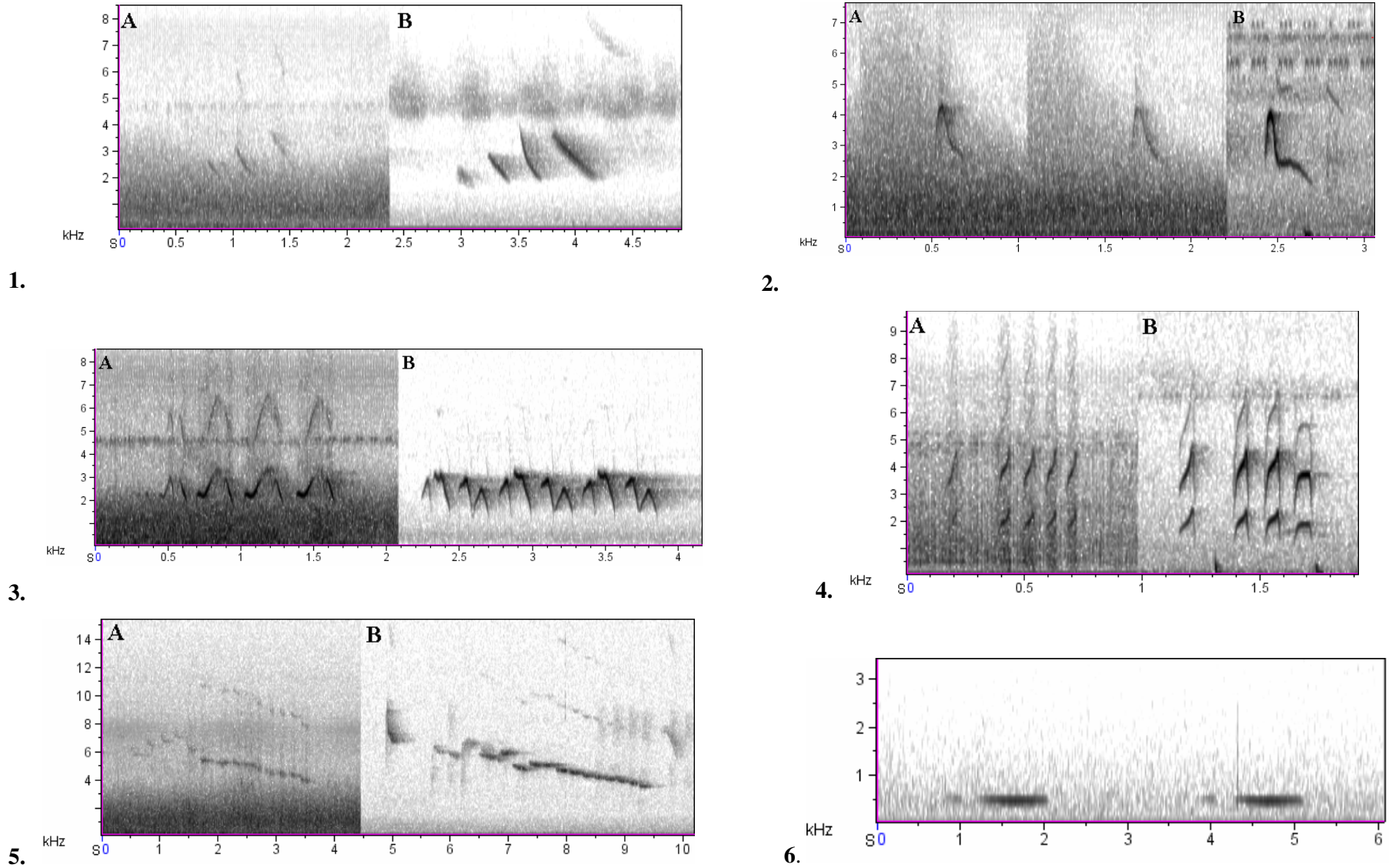


Figura 7. Espectrogramas de vocalizações de espécies de aves gravadas na MV (A) e nas áreas controle (B), mostrando diferentes níveis de mascaramento. 1. *Saltator similis*; 2. *Elaenia parvirostris* (chamado); 3. *Cyclarhis gujanensis*; 4. *Sinallaxis spixi*; 5. *Basileuterus leucoblepharus* (canto); 6. *Leptotila* sp. (área controle, Parque Regional do Iguçu. Sem mascaramento).

DISCUSSÃO

O nível sonoro equivalente inferior a 70 dB(A) encontrado no ponto 4 (tabela 1), pode ser explicado, em parte, por sua localização abaixo do nível da rodovia, podendo provocar a atenuação do ruído. A possível diminuição do fluxo de veículos durante a medição também é um fator a ser considerado. O nível sonoro equivalente (L_{eq}) médio de 72,1 dB(A) encontrado na MV, está acima do permitido pela Lei Municipal nº 10.625/2002, que estabelece o limite máximo de 55 dB(A) no período diurno em áreas verdes.

Uma vez que os maiores níveis de pressão sonora do ruído de tráfego estão concentrados em frequências abaixo dos 4000Hz (figura 3), espera-se que as espécies cujos sinais acústicos se encontram predominantemente nessa faixa de frequência estejam sujeitas a maior interferência do mascaramento (figura 4). *Leptotila* sp. (Columbidae), cujos sinais acústicos estão abaixo dos 1000Hz (figura 7.6), apresentou mascaramento completo de suas vocalizações. É provável que apesar da alta sensibilidade auditiva de columbídeos em frequências baixas, como verificado em *Columba livia* (Quine 1978), a completa degradação de seus sinais acústicos pelo ruído de tráfego impede que eles sejam detectados por outros indivíduos. Desse modo, essa espécie pode ser levada a diminuir o tamanho do seu território para facilitar a comunicação acústica com seus conspecíficos.

Leucochloris albicollis (Trochilidae) aparentemente é menos susceptível aos efeitos do mascaramento, uma vez que seus sinais acústicos concentram-se em altas frequências, onde são encontrados menores níveis de pressão sonora. *Basileuterus leucoblepharus* (Parulidae), no entanto, pode sofrer mascaramento parcial de seus sinais acústicos (figura 7.5). É importante destacar que essa espécie possui diferenças individuais no final da primeira metade do canto, o que permite a identificação e reconhecimento entre os indivíduos vizinhos a distâncias inferiores a 100m (Aubin *et al.* 2004). Sendo assim, é possível que em ambientes com elevados níveis de pressão sonora, como é o caso da MV, a propagação da informação individual seja degradada pelo ruído antes de ser detectada por outros conspecíficos. Uma vez que a propagação desse tipo de informação evita respostas agressivas a indivíduos estranhos e limita o gasto de energia na defesa do território (Aubin *et al.* 2004), a não detecção dessa informação pode levar a importantes prejuízos fisiológicos e ecológicos nessa espécie.

Turdus rufiventris (Turdidae), *Synallaxis spixi* (Furnariidae), *Vireo olivaceus* (Vireonidae), *Carduellis magelanicus* (Fringillidae) e *Elaenia parvirostris* (Tyrannidae) apresentam mascaramento parcial de seus sinais acústicos (figuras 6 e 7). Devido à escassez de informações a respeito da comunicação acústica dessas espécies, torna-se difícil prever as consequências das interferências observadas, mas espera-se que elas estejam mais susceptíveis a predação, estresse, danos auditivos, dificuldades em atrair e manter fêmeas e de defender o território (Foppen e Reijnen

1994, Reijnen e Foppen 1994, 1995, Reijen *et al.* 1995, 1996, 1997, Dooling 2005, Slabbekoorn e Bôer-Visser 2006).

A partir das análises das vocalizações de *Elaenia parvirostris* pode-se observar um aumento do nível sonoro em seus cantos seguindo o aumento do nível de ruído ambiental (figura 7.2A). É possível que tal resposta esteja relacionada ao efeito Lombard (Lombard 1911), fenômeno já verificado em várias espécies de aves (Cynx *et al.* 1998, Manabe *et al.* 1998, Brumm e Todt 2002, Brumm 2004). Para se testar esta hipótese são necessários estudos direcionados sobre esta espécie em diferentes regiões perturbadas. Esses estudos indicam que, à semelhança dos humanos (Lee 1950), as aves podem monitorar suas vocalizações, assim como estimar a quantidade de ruído ambiental e fazer ajustes na sua amplitude a fim de torná-las detectáveis (Cynx *et al.* 1998, Brumm e Todt 2002). Desse modo, o efeito Lombard pode diminuir os prejuízos na troca de informações entre indivíduos, ajudando a manter a distância na qual podem perceber seus sinais acústicos (Brumm 2004). No entanto, a produção de sons com níveis sonoros mais altos requer um maior gasto energético (Oberweger e Goller 2001, Brumm e Todt 2002, Brumm 2004), gerando, portanto, prejuízo à espécie.

Cyclarhis gujanensis (Vireonidae), *Saltator similis* (Cardinalidae) e *Basileuterus leucoblepharus* parecem aumentar os níveis sonoros nas frequências mais baixas de seus cantos, as quais são mais afetadas pelo mascaramento (figura 6). Esse tipo de resposta foi verificada em *Luscinia megarhynchos* (Brumm e Todt 2002), mas contrasta com a encontrada em *Melospiza melodia*, a qual aumentou os níveis sonoros nas frequências mais altas (Wood e Yezerinac 2006).

Cyclarhis gujanensis na presença de ruído emitiu cantos com menor número de notas, em comparação com o de área controle (figura 7.3). O mesmo fenômeno foi observado em *Carpodacus mexicanus* (Fringillidae) e poderia refletir um balanço entre gastos energéticos associados a um aumento dos níveis sonoros dos cantos e suas durações (Fernández-Juricic *et al.* 2005). Semelhantemente, *Melospittacus undulatus* (Psittacidae) pode emitir chamados mais curtos e com maiores níveis sonoros na presença de ruído (Manabe *et al.* 1998). No entanto, no presente trabalho, ainda não se pode descartar a possibilidade de que esse canto faça parte do repertório vocal de *C. gujanensis* ou de que seja uma variação regional da espécie. Sendo assim, essa observação merece estudos futuros.

A detecção da frequência mínima das vocalizações das espécies gravadas na MV um pouco acima da frequência mínima das espécies gravadas em áreas controle (figura 6), provavelmente se deve ao mascaramento, o qual impossibilita discriminá-las do ruído de tráfego em frequências baixas. No entanto, há trabalhos que mostram que algumas espécies são capazes de alterar a frequência mínima de suas vocalizações para frequências acima daquelas que estão sob forte interferência do ruído, como alternativa para diminuir os efeitos do mascaramento (Slabbekoorn e Peet 2003, Fernández-Juricic *et al.* 2005, Slabbekoorn e Boer-Visser 2006, Wood e Yezerinac

2006). Nesses três casos o ajuste da frequência em resposta ao ruído provocou redução da faixa de frequência das vocalizações, uma vez que o aumento da frequência mínima não implicou no aumento da frequência máxima (Slabbekoorn e Peet 2003, Fernández-Juricic *et al.* 2005, Slabbekoorn e Boer-Visser 2006, Wood e Yezerinac 2006). Porém, para verificar a presença desse fenômeno nas espécies do MV, são necessários longos períodos de gravação de vocalizações em diferentes áreas com e sem interferência de ruído de tráfego.

Espera-se que as espécies que não possam modificar os parâmetros de suas vocalizações encontrem outras alternativas para evitar ou diminuir os efeitos do mascaramento, como, por exemplo, a seleção de vocalizações do repertório que sofram menor interferência (Wood e Yezerinac 2006). A mudança do horário da atividade vocal também pode ser uma opção para minimizar os efeitos do mascaramento em ambientes urbanos. Um estudo realizado na Inglaterra verificou que *Erithacus rubecula* (Muscicapidae) possui atividade vocal noturna em áreas urbanas com altos níveis de ruído e sugere que essas aves vocalizem à noite para reduzir o tempo total gasto competindo com o ruído, ou que elas tirem vantagem de uma condição mais silenciosa durante a noite para ter uma sinalização extra (Fuller *et al.* 2007). Porém, esse tipo de adaptação pode ser custoso, dado que a atividade vocal noturna leva a um aumento na taxa metabólica quando comparada ao sono (Ward *et al.* 2003). Em contraste, outro estudo mostrou que *Parus major* (Paridae), *Parus caeruleus* (Paridae) e *Fringilla coelebs* (Fringillidae) começam a cantar mais cedo durante a manhã em áreas ruidosas (Bergen e Abs 1997).

Os elevados níveis de pressão sonora encontrados na MV (57,2 dB(A)– 80,7 dB(A)) afetam negativamente as espécies que o habitam e o utilizam como local de reprodução, devido principalmente ao estresse e interferência acústica na comunicação causada pelo ruído de tráfego. Trabalhos realizados na Europa apontam o estresse e interferência acústica como as principais causas da redução da diversidade e da densidade populacional de várias espécies de aves em áreas adjacentes a rodovias de alto tráfego (Scheringer 1973 *apud* Reijen *et al.* 1995b Foppen e Reijnen 1994, Reijnen e Foppen 1994, 1995, Reijen *et al.* 1995b, 1996, 1997, Rheindt 2003). Além disso, perdas auditivas também já foram observadas em algumas espécies de aves após exposição contínua a elevados níveis de pressão sonora (Dooling *in litt.*).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade de aves da Mata Viva, de fato, encontra-se sob variados níveis de interferência acústica decorrente do ruído de tráfego emitido pelas rodovias BR 116 e BR 277. Assim, o mascaramento afeta as espécies de aves em diferentes intensidades, porém devido à escassez de literatura disponível acerca da história natural e bioacústica de aves nativas, torna-se difícil prever as conseqüências desse efeito sobre cada uma das espécies estudadas. A presença de possíveis estratégias usadas por várias espécies de aves para evitar ou diminuir os efeitos do mascaramento e suas conseqüências tanto em nível individual como populacional, também permanecem obscuras e merecem investigações futuras. Portanto, a realização de trabalhos específicos nessa área do conhecimento é de extrema necessidade para o entendimento dos efeitos da interferência acústica sobre a comunicação de aves, bem como para que possam ser adotadas medidas que visem a diminuir esses impactos.

Tendo em vista os elevados níveis de pressão sonora detectados na área de estudo e os impactos causados sobre toda a fauna associada, sugiro o desenvolvimento de ações que visem a diminuir tais impactos. Sendo assim, a implantação de uma cerca viva ao longo da MV e a realização de trabalhos de monitoramento contínuo da área e da fauna residente, poderiam constituir ações viáveis em curto prazo. É importante destacar que as cidades podem fornecer muitas possibilidades de exploração científica, uma vez que a urbanização afeta ambientes naturais e exerce diferentes pressões seletivas sobre espécies selvagens.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **NBR 10151. Acústica – avaliação do ruído em áreas habitadas, visando o conforto da comunidade – procedimento.** jun. 2000.
- Aubin, T., N. Mathevon, M.L. da Silva, J.M.E. Vielliard e F. Sebe. How a simple and stereotyped acoustic signal transmits individual information: the song of the White-browed Warbler *Basileuterus leucoblepharus*. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 76, n. 2, p. 335-344, 2004.
- Bergen, F e M. Abs. Etho-ecological study of the singing activity of the Blue Tit (*Parus caeruleus*), Great Tit (*Parus major*) and Chaffinch (*Fringilla coelebs*). **J. Ornithol.**, v. 138, p. 451-467, 1997.
- Bistafa, S. R. **Acústica aplicada ao controle do ruído.** São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 2006.
- Brüel & Kjaer. **Basic concepts of sound.** Disponível em: <<http://www.bksv.com>>. Acessado em 08 set. 2007.
- Brumm, H. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 434-440, 2004.
- Brumm, H. e D. Todt. Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial songbird. **Animal Behaviour**, v. 63, p. 891-897, 2002.
- Charif, RA, S. Mitchell e C.W. Clark. **Canary 1.2 User's Manual.** Ithaca: Cornell Laboratory of Ornithology. 1995.
- Curitiba. **Lei nº 10.625, de 19 de dezembro de 2002.** Dispõe sobre ruídos urbanos, proteção do bem estar e do sossego público e dá outras providências. Câmara Municipal de Curitiba, Curitiba, 2002.
- Cynx, J., R. Lewis, B. Tavel e H. Tse. Amplitude regulation of vocalizations in noise by a songbird, *Taeniopygia guttata*. **Animal Behaviour**, v. 56, p. 107-113, 1998.
- Dooling, R.J., B. Lohr, M.L. Dent. Hearing in Birds and Reptiles. In: Dooling, R.J., R.R. Fay, A.N. Popper (Eds.) **Comparative Hearing: Birds and Reptiles.** New York: Springer-Verlag, 2000. p. 308-359.
- Fernández-Juricic, E., R. Poston, K. de Collibus, T. Morgan, B. Bastaín, C. Martín, K. Jones e R. Tremínio. Microhabitat Selection and Singing Behavior Patterns of Male House Finches (*Carpodacus mexicanus*) in Urban Parks in a Heavily Urbanized Landscape in the Western U.S. **Urban Habitats**, vol. 3, n. 1, p. 49-69, dez. 2005.
- Foppen, R. e R. Reijnen. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. **J. Appl. Ecol.**, v. 31, p. 95-101, 1994.

- Fuller, R. A., P. H. Warren e K. J. Gaston. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. **Biology letters**, v. 3, p. 368-370, abr. 2007.
- Katti, M. e P. S. Warren. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 3, p. 109-110, 2004.
- Kruegar, C. P., C. R. Sluter, E. A. Mitishita, L. A. K. Veiga, M. A. A. Olivas e P. L. Faggion. UFPR - Campus Cidade Universitária. Curitiba. 2001. 1 mapa: color.; 42 x 29,5 cm. Escala 1:5000.
- Lee, B.S. Effects of delayed speech feedback. **Journal of the Acoustical Society of America**, v. 22. p. 639-640, 1950.
- Lombard, E. Le signe de l'élévation de la voix. **Annales Maladies Oreille, Larynx, Nez, Pharynx**. v. 37, p. 101-119, 1911.
- Manabe, K., E. I. Sadr, R. J. Dooling. Control of vocal intensity in budgerigars (*Melopsittacus undulatus*): differential reinforcement of vocal intensity and the Lombard effect. **Journal of Acoustical Society of America**, v. 103, p. 1190-1198, 1998.
- Oberweger, K. e F. Goller. The metabolic cost of birdsong production. **Journal of Experimental Biology**, v. 204. p. 3379-3388, 2001.
- Potash, L. M. Noise-induced changes in calls of the Japanese quail. **Psychonomic Science**, v. 26. p. 252-254, 1972.
- Pumphrey, R.J. Sensory organs: hearing. In: Marshall, A.J. (Ed.) **Biology and Comparative Physiology of Birds**. Vol.2. London: Academic Press., 1961. p. 69-86.
- Quine, D.B. Infrasound detection and ultra low frequency discrimination in the homing pigeon (*Columba livia*). **Journal of the Acoustical Society of America**, v. 63, p. S75, 1978.
- Radle, A. L. 1998. **The effects of noise on wildlife: literature review**. Disponível em: <http://interact.uoregon.edu/MediaLit/wfae/library/articles/radle_effect_noise_wildlife.pdf> Acesso em: 26 set. 2007.
- Reijnen, R. e R. Foppen. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. **J. Appl. Ecol.** v. 31, p. 85-94, 1994
- Reijnen, R. e R. Foppen. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. **J. Appl. Ecol.** v. 32, p. 481-91, 1995
- Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak e J. Thissen. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. **J. Appl. Ecol.** v. 32, p. 187-202, 1995.
- Reijnen, R., R. Foppen e H. Meeuwssen. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. **Biological Conservation**. v. 75, p. 255-260, 1996.

- Reijnen, R., R. Foppen e G. Veenbaas. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing roads corridors. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 567-581, 1997.
- Rheindt, F. E. The impact of roads on birds: Does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? **J. Ornithol.**, v. 144, p. 295-306, 2003.
- Slabbekoorn, H. e M. Peet. Birds sing at a higher pitch in urban noise. **Nature**, v. 424, p. 267, 2003.
- Slabbekoorn, H. e A. den Boer-Visser. Cities Change the Songs of Birds. **Current biology**, v. 16, p. 2326-2331, dez. 2006.
- Swarup, D. e R. C. Patra. Environmental pollution and its impact on domestic animals and wildlife. **Indian Journal of Animal Sciences**, v. 75, n. 2, p. 231-240, 2005.
- Vielliard, J. M. E. Estado atual das pesquisas em Bioacústica e sua contribuição para o estudo e a proteção das aves no Brasil. In: **A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas**. Rio de Janeiro: EdUERJ, 2000. p. 287-301.
- Ward, S., Speakman, J.R. e Slater, P.J.B. The energy cost of song in the canary, *Serinus canaria*. **Anim. Behav.**, v. 66, p. 893-902, 2003.
- WHO (World Health Organization): **Guidelines for Community Noise**, WHO-expert task force meeting held in London, April, UK, 1999.
- Wood, W. E. e S. M. Yezerinac. Song Sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. **The Auk**, v. 123, n. 3, p. 650-659, 2006.
- Zannin, P. H. T., F. B. Diniz e W. A. Barbosa. Environmental noise pollution in the city of Curitiba, Brazil. **Applied Acoustics**, v. 63, p. 351-358, 2002.

ANEXO 1

Definições

Neste trabalho foram utilizados alguns conceitos e termos técnicos, os quais não são usualmente usados na área biológica. Desse modo, julgou-se importante defini-los aqui.

- I. Pressão sonora: corresponde a mudança da pressão ambiental produzida por um som. Quando nenhum som está presente em um meio (ar ou água) a pressão sonora é igual a 0, ou seja, não há propagação de mudança na pressão ambiental (Charif *et al.* 1995). A unidade de pressão sonora é o pascal (Pa). Uma vez que a menor pressão sonora audível no ar está na ordem de 10^{-6} Pa, os valores de pressão sonora usualmente são expressos em μPa . A pressão sonora é a grandeza mais importante para caracterizar os efeitos do som sobre o ser humano (Bistafa 2006).
- II. Nível de pressão sonora: medida física utilizada para caracterizar a sensação subjetiva da intensidade³ de sons, sendo que sua unidade é o decibel (dB). É calculada pela fórmula $L_p = 20 \log (p/p_{\text{ref}})$, onde L_p é o nível de pressão sonora, p_{ref} é a pressão sonora de referência, normalmente igual a $20 \mu\text{Pa}$ (limiar da audibilidade) e p é a pressão sonora medida (Charif *et al.* 1995). A figura A apresenta a relação entre as pressões sonoras e os níveis de pressão sonora compreendidos entre o limiar da audibilidade e o limiar da dor.
- III. Nível sonoro equivalente (L_{eq}): obtido a partir do valor médio quadrático da pressão sonora (com ponderação em A) referente a todo o intervalo de medição (ABNT 2000).
- IV. dB: unidade adimensional usada para expressar o logaritmo da razão entre um valor dado e um valor de referência especificado. A escala de dB é muito conveniente para expressar os valores de pressão sonora, uma vez que para a audibilidade humana esses valores variam de $20 \mu\text{Pa}$ (limiar da audibilidade) a $100.000.000 \mu\text{Pa}$ (*e.g.* o valor para um motor a jato a 25m de distância). Esses valores correspondem a níveis de pressão sonora de 0 e aproximadamente 140 dB, respectivamente (Charif *et al.* 1995). Desse modo, a escala logarítmica comprime os valores para facilitar o trabalho com esses dados.
- V. dB(A): a escala de dB ponderada em A enfatiza a pressão sonora nas frequências nas quais o ouvido humano é mais sensível, enquanto fornece uma atenuação nas frequências muito baixas e muito altas. O objetivo do filtro A é buscar uma correlação entre as pressões medidas (por equipamentos adequados) e a percepção subjetiva do ouvido humano.

³ O termo “intensidade” não foi aqui utilizado no sentido técnico do termo “intensidade sonora”.

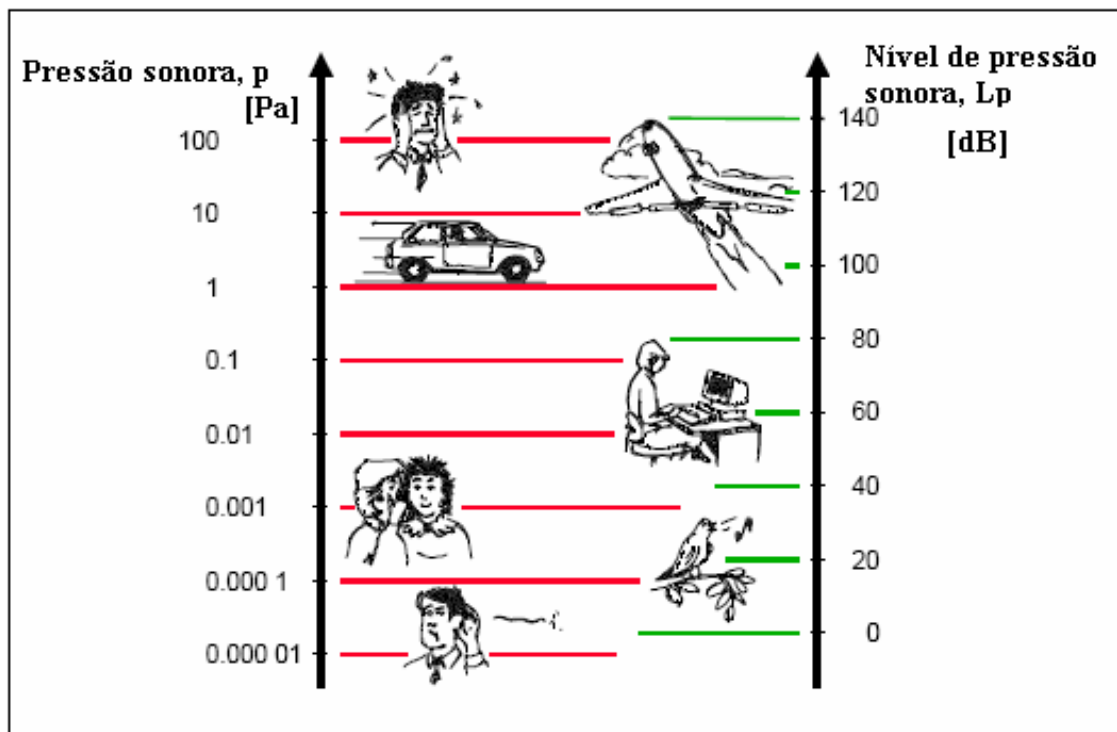


Figura A. Pressões sonoras compreendidas entre o limiar da audibilidade (10^{-6} Pa) e o limiar da dor (10^2 Pa), e os correspondentes níveis de pressão sonora. Os desenhos ilustram as atividades geradoras dos sons associados. Adaptado de Brüel & Kjaer (1998).