

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUIZ HENRIQUE VARZINCZAK

**ANÁLISE POR MODELOS NULOS DOS PADRÕES DE COCORRÊNCIA E  
ABUNDÂNCIA ENTRE ESPÉCIES DE MORCEGOS EM UMA REGIÃO DE MATA  
ATLÂNTICA**

CURITIBA

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUIZ HENRIQUE VARZINCZAK

**ANÁLISE POR MODELOS NULOS DOS PADRÕES DE COCORRÊNCIA E  
ABUNDÂNCIA ENTRE ESPÉCIES DE MORCEGOS EM UMA REGIÃO DE MATA  
ATLÂNTICA**

Monografia apresentada à disciplina  
BIO-028 Estágio Supervisionado em  
Biologia, como pré-requisito à conclusão  
do Curso de Bacharelado em Ciências  
Biológicas, Setor de Ciências Biológicas,  
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr. Fernando de Camargo  
Passos

Coorientador: MSc. Itiberê Piaia Bernardi

CURITIBA

2014

## **AGRADECIMENTOS**

A minha família, especialmente na figura dos meus pais Nelson e Elódia, pelo apoio, suporte e carinho mesmo sem entender direito o que estudo e para quê serve meu trabalho.

Ao meu orientador, Dr. Fernando de Camargo Passos, por ter possibilitado minha entrada no laboratório ainda no início da minha graduação em 2010 e por ter me orientado ao longo dos últimos anos contribuindo imensamente para meu conhecimento acerca da biologia e ecologia dos mamíferos.

Ao MSc. Itiberê Piaia Bernardi por ter se interessado pelo projeto e aceito o convite para coorientar este trabalho trazendo sugestões e ideias frutíferas ao longo da realização deste estudo.

A todos do Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, especialmente ao MSc. Marcelo B. G. Rubio por ter me iniciado nos estudos com os morcegos e pelas conversas ao longo deste estudo.

Ao CNPq pela bolsa de Iniciação Científica a mim concedida.

Ao Prof. Dr. Gustavo Graciolli pela disponibilidade e pela cessão de dados dos morcegos do Parque Nacional do Superagui.

Ao Alexander H. O. Wada por ter disponibilizado seu tempo em buscar e me enviar os dados da região do Ariri presentes na biblioteca de Dissertações da USP.

A Laura M. Schaedler por todo amor e carinho e por dedicar seu tempo para me ouvir contando histórias sobre os morcegos e sua ecologia.

De maneira geral agradeço a todos que contribuíram para minha formação acadêmica e que por algum lapso de memória não foram citados nas linhas acima.

*Seek simplicity and distrust it.*

Alfred N. Whitehead.

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 01.** Espécies registradas neste estudo. Nomenclatura segue o adotado por Miranda et al. (2011). (1): presença da espécie; (0): ausência da espécie. Guildas: Nec – Nectarívoro; Fru – Frugívoro; Carn – Carnívoro; San – Sanguívoro; Ins – Insetívoro; Pis – Piscívoro. Total Linhas: número de ocorrência para cada espécie. Total Colunas: número de espécies em cada comunidade.....8
- Tabela 02.** Valores observados para as métricas, a média das simulações e as probabilidades para cada algoritmo. Os valores em itálico são significativos. Como no algoritmo FF não há variação no número de espécies por comunidades o valor da métrica V-Ratio não pôde ser calculado.....9
- Tabela 03.** Dados de abundância de morcegos frugívoros registrados na região do Lagamar.....9
- Tabela 04.** Valores observados para as métricas CA e AA na análise da abundância das espécies frugívoras e o intervalo de confiança.....10

## RESUMO

O objetivo do presente estudo foi testar através de modelos nulos os padrões de coocorrência entre espécies de morcegos em uma região de Mata Atlântica e se interações competitivas poderiam ser apontadas como um fator estruturando essas comunidades. Dados de 10 comunidades da região do Lagamar foram tabulados em matriz binária de presença-ausência. Duas métricas foram utilizadas para quantificar os padrões de coocorrência: C-score, que calcula o padrão de segregação entre as espécies, e V-Ratio, que calcula a covariância entre as espécies entre os locais. Os algoritmos que mantêm o somatório das linhas fixo foram adotados. As análises foram divididas entre todas as espécies e posteriormente separadas para morcegos frugívoros e insetívoros. As análises foram realizadas com o software EcoSim através de 5000 randomizações. Para testar se interações competitivas poderiam atuar sob o tamanho populacional das diferentes espécies, dados de abundância foram tabulados e testados através de programa CoOccurrence pelas métricas CA e AA com 1000 randomizações. Devido ao viés de amostragem favorecer as capturas de morcegos frugívoros, para dados de abundância, apenas dados de espécies desta guilda foram utilizados. Para todas as análises foi adotado o nível de significância de 0,05. Para dados de presença-ausência, nenhum dos resultados de C-Score mostrou um padrão diferente daquele que seria esperado ao acaso. No caso de V-Ratio, três resultados indicaram associação não aleatória entre os pares de espécies. Nas análises com dados de abundância, nenhum desvio do que seria esperado ao acaso foi observado para as duas métricas. Apesar de uma das métricas para presença-ausência ter demonstrado resultados significativos, não há evidências de que interações competitivas possuam um papel central na estruturação das comunidades estudadas. A grande diversificação ocorrida neste grupo, bem como fatores ambientais e filogenéticos, podem contribuir para a coexistência das espécies de morcegos. No caso das análises com dados de abundância, o viés do método de amostragem pode interferir na verificação dos verdadeiros padrões ecológicos das comunidades. Desta forma, dados de presença-ausência podem fornecer um panorama mais confiável acerca dos padrões de coocorrência entre espécies de morcegos.

**Palavras-chave:** Chiroptera, competição, interações interespecíficas, ecologia de comunidades, Lagamar

## ABSTRACT

The aim of this study is to verify through null models analysis the co-occurrence and abundance patterns of bats species in a region of Atlantic Rainforest in Brazil and whether competitive interactions could be appointed as a factor structuring these communities. Data from 10 communities of Lagamar region was tabulated in binary matrices of presence-absence. Two metrics have been used to quantify the co-occurrence patterns: C-Score, which calculates the 'checkerboard' pattern between pairs of species, and V-Ratio, which calculates the covariance between species. Certain algorithms that keep the row values fixed were adopted. The analyses were divided into trophic guilds of frugivores and insectivores bats. All analysis was performed with EcoSim software with 5000 interactions. To verify if competitive interactions could be appointed as a factor shaping the size of populations of bat species, two metrics that quantify the abundance patterns was utilized: CA and AA. In this case data only of frugivores species was utilized due to bias of sampling method. For abundance analysis CoOccurrence software was utilized with 1000 interactions. For all analyses we adopted a level of significance of 0.05. None of all C-Score results showed a different pattern of what would be expected by chance. For V-Ratio three results indicate non-random associations of species. In the case of abundance metrics all results did not differed of what would be expected by chance. For abundance data the results do not differed of what was expected by chance. These results show that interspecific interactions like competition seem not to play a significant role on studied communities. The great diversification in this group, as well environmental and phylogenetical factors, may act on bats communities allowing the coexistence between species. The analysis with abundance data may be discrepant with respect to reality due to the biased sample method. In this way, data of presence-absence matrices seems to be more trustful for bat species co-occurrence patterns.

**Keywords:** Chiroptera, community ecology, competition, interspecific interaction, Lagamar

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2.MATERIAL E MÉTODOS.....	4
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	4
2.2 TESTE DOS PADRÕES DE COCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA.....	5
3. RESULTADOS.....	8
4. DISCUSSÃO.....	10
5. CONCLUSÕES.....	12
6. REFERÊNCIAS.....	14
7. ANEXO.....	20



## 1. INTRODUÇÃO

Uma das questões centrais em ecologia é a de como as comunidades são formadas e se a formação das comunidades ocorre ao acaso por fatores estocásticos ou através de processos determinísticos que interferem no padrão de coocorrência entre as espécies (May, 1984; Weiher & Keddy, 1999). Esta questão tem sido por muito tempo considerada uma lacuna na ecologia de populações e comunidades (Agrawal et al. 2007).

Baseado no princípio da exclusão competitiva (Gause, 1934), de acordo com o qual duas espécies que utilizam os mesmos recursos não poderiam coexistir, e da similaridade limitante (MacArthur & Levins, 1967), segundo o qual há um limite crítico para as semelhanças ecológicas entre duas ou mais espécies, Diamond (1975) postulou o que seriam as chamadas 'regras de montagem de comunidades'. De acordo com estas regras, interações competitivas seria o principal fator biológico atuando na estruturação das comunidades levando as combinações 'proibidas' entre as espécies, as quais seriam verificadas nas comunidades menos vezes do que o esperado ao acaso, e combinações 'permitidas' que ocorreriam mais vezes do que esperado em uma distribuição aleatória das espécies.

A distribuição das espécies nas comunidades segue um padrão ecológico no qual poucas espécies são abundantes e muitas são consideradas raras (McGill, 2007). Em muitos casos, a competição pode levar a variação no tamanho populacional, isto é, na abundância de espécies que interagem e integram as comunidades, e não a extinção local de uma espécie (Patterson et al. 2003). Desta forma, as regras de montagem das comunidades poderiam ser testadas com base nas diferenças das abundâncias entre as espécies possibilitando a obtenção de um panorama mais detalhado acerca dos possíveis fatores e interações biológicas com potencial para atuar ou não na estruturação das comunidades (Ulrich & Gotelli, 2010).

Após inúmeros debates ao longo das últimas décadas (Connor & Simberloff, 1979; Diamond & Gilpin, 1982), diferentes modelos nulos foram propostos para testar as regras de montagem propostas por Diamond (1975), bem como dos padrões de abundância entre as espécies. Os modelos nulos aleatorizam dados ecológicos criando novos padrões de distribuições das espécies que seriam

esperados na ausência de mecanismos ecológicos como as interações interespecíficas (Gotelli & Graves, 1996; Ulrich & Gotelli, 2013). Através dos modelos nulos, a hipótese nula de que nenhum mecanismo biológico atua na estruturação da comunidade pode ser testada (Gotelli & Graves, 1996). Em uma metanálise para determinar se regras de reunião ocorreriam nas comunidades, Gotelli & McCabe (2002) demonstraram que o grau de estruturação por competição varia entre os grupos testados. Nesse contexto, os vertebrados são um grupo que tende a possuir padrões de estruturação de comunidade de acordo com o proposto por Diamond (1975), transformando-o em um bom sistema modelo de estudo.

Os quirópteros compreendem a segunda maior ordem dentre os mamíferos em número de espécies, sendo superada apenas por Rodentia (Nowak, 1999). Distribuídos por todas as regiões exceto os polos, na região Neotropical os quirópteros podem constituir até 50% da fauna de mamíferos de determinados ambientes (Estrada & Coates-Estrada, 2001). Aliado a capacidade de realizar o voo verdadeiro, característica única entre os mamíferos (Emmons & Feer, 1990), um dos fatores que contribuíram para o grande sucesso adaptativo da ordem estão relacionados com sua habilidade em explorar e utilizar os mais variados recursos alimentares, ocupando assim diversas porções do nicho trófico, havendo espécies frugívoras, nectarívoras, hematófagas, carnívoras e insetívoras (McNab, 1971; Fleming, 1986; Fenton, 1992). Deste modo, os morcegos possuem importante papel ecológico atuando como importantes consumidores primários, secundários e terciários nos ecossistemas (Patterson et al. 2003; Muscarella & Fleming, 2007; Kunz et al. 2011). Devido a esta plasticidade em sua dieta, diferentes espécies de morcegos tem sido consideradas como importantes indicadores de qualidade ambiental e do grau de distúrbio do ambiente (e.g. Fenton et al. 1992; Medellín et al. 2000). Apesar da grande adaptabilidade dos quirópteros, fatores como perda do habitat, degradação ambiental e isolamento de populações aliados a fatores reprodutivos, como as baixas taxas de reprodução destes organismos são as principais ameaças encontradas pelas populações de morcegos (Racey & Entwistle, 2003).

As comunidades de morcegos possuem poucas espécies abundantes e muitas espécies consideradas raras (Kalko et al. 1996) e a estrutura dessas comunidades tem sido relacionada a padrões não aleatórios de coocorrência (Gotelli & McCabe, 2002; Meyer & Kalko, 2008). No Brasil, segundo país em termos de

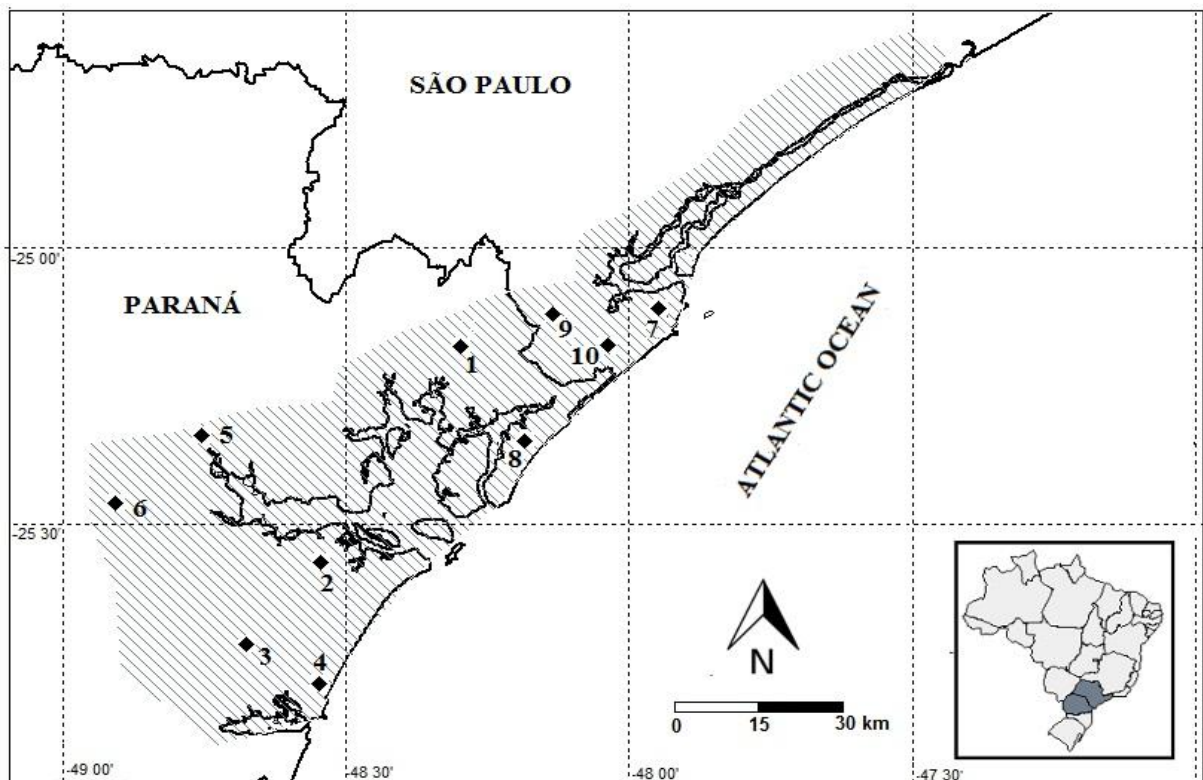
riqueza para este grupo com a ocorrência de ao menos 178 espécies (Gregorin et al. 2011; Castro et al. 2012; Nogueira et al. 2012; Paglia et al. 2012; Dias et al. 2013), muitos estudos com comunidades de morcegos foram conduzidos nos últimos anos. Entretanto, a grande maioria foca apenas em inventários e listas de espécies, sendo poucos os que buscam compreender padrões ecológicos gerais das organizações das comunidades (Mello, 2009; Bernardi & Passos, 2011).

Assim, o objetivo deste estudo foi testar através de modelos nulos os padrões de coocorrência entre as espécies de morcegos em uma região de Mata Atlântica, no Brasil. Especificamente, buscou-se verificar se interações competitivas podem ser apontadas como importantes nos padrões observados. Além disso, foi analisado o padrão de abundância entre as espécies nas diferentes comunidades para se verificar se essas interações poderiam ocasionar diferenças nos tamanhos populacionais das espécies na área estudada.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

O presente estudo foi realizado com base em dados de diferentes comunidades de morcegos da região do Lagamar. O Lagamar (latitudes 24°36' a 25°55', longitude 47°14' a 48°40') estende-se entre o litoral sul do Estado de São Paulo e o litoral do Estado do Paraná, compreendendo um *continuum* ambiental que representa uma das maiores áreas de preservação de Mata Atlântica (strictu sensu), bioma considerado *hotspot* para conservação da biodiversidade (Myers et al. 2000; Ministério do Meio Ambiente, 2006) (Figura 01). A região possui clima Cfa de acordo com a classificação de Köppen, com altos índices de precipitação ao longo do ano e médias de temperatura acima de 22°C nos meses mais quentes (Zina et al. 2012).



**Figura 01.** Região do Lagamar em destaque entre os litorais dos estados de São Paulo e Paraná e as comunidades utilizadas neste estudo. 1 – Reserva Natural Salto Morato, 2 – Floresta Estadual do Palmito, 3 – Reserva Bicudinho do Brejo, 4 – Parque Rio da Onça, 5 – Reserva Morro da Mina, 6 – Parque Estadual do Pico Marumbi, 7 – Parque Estadual da Ilha do Cardoso, 8 – Parque Nacional do Superagui, 9 – Ariri Serra Grande, 10 – Ariri Planície.

Dados de 10 comunidades de morcegos (Anexo, Tabela 01) foram tabulados em matrizes binárias de presença-ausência nas quais as linhas representam as espécies e as colunas os locais, sendo atribuído para cada célula a presença (1) ou ausência (0) de cada espécie nas comunidades.

## 2.2. Teste dos Padrões de Coocorrência e Abundância

Diferentes métricas são utilizadas para quantificar os padrões de coocorrência entre espécies. No presente estudo foram utilizados os índices C-Score (Stone & Roberts, 1990) e V-Ratio (Schluter, 1984). Gotelli (2000) verificou que estes índices são menos propensos a Erros do Tipo I (rejeitar a hipótese nula sendo ela verdadeira) e Erros do Tipo II (aceitar a hipótese nula quando ela é falsa). O índice C-Score calcula para cada par de espécies a média dos Checkerboard Units (CU), isto é, do padrão em tabuleiro de xadrez (quando uma espécie está presente em um local e a outra não e *vice e versa*) através da fórmula  $CU = (R_i - S) (R_j - S)$ , onde  $R_i$  e  $R_j$  representam o número de locais em que as espécies  $i$  e  $j$  ocorrem (total das linhas), respectivamente, e  $S$  representa o número de locais onde as duas espécies ocorrem juntas. Em comunidades estruturadas por interações interespecíficas tais como a competição, o índice C-Score observado deve ser significativamente maior do que o esperado ao acaso, ou seja, as espécies devem coocorrer menos do que em uma distribuição ao acaso das espécies.

O índice V-ratio calcula a covariância no número de espécies por local, permitindo verificar se há padrões não aleatórios na variação do número de espécies nas comunidades. Este índice é calculado através da variância do somatório das colunas e da variância do somatório das linhas. Quando este índice assume o valor 1,0, significa que as espécies distribuem-se independentemente. Para valores maiores e menores que 1,0 há covariação positiva e negativa entre as espécies, respectivamente. Desta forma, se interações interespecíficas atuam na estruturação das comunidades o número de espécies nos locais tende a ser constante e, portanto, o índice de covariância deve ser menor do que o esperado em uma distribuição ao acaso das espécies (Gotelli, 2000).

Para testar os padrões de coocorrência foram utilizados três algoritmos que constituem regras pelas quais as comunidades serão montadas. Estes algoritmos são baseados em como o total das linhas e das colunas são modificados para

produzir novos padrões de distribuição das espécies. Os algoritmos escolhidos foram os que de acordo com Gotelli (2000) apresentam menor probabilidade de Erros do Tipo I:

*Linha Fixa – Coluna Fixa (FF)*: este algoritmo mantém o somatório das linhas e das colunas da matriz original constantes preservando as diferenças nas frequências de ocorrência de cada espécie e o número de espécies por localidade. Não havendo variação no número de espécies por comunidades, para este algoritmo a métrica V-ratio não pode ser calculada.

*Linha Fixa – Coluna Equiprovável (FE)*: neste caso as comunidades são tratadas como equivalentes e possuem a mesma probabilidade de receber as espécies. Desta forma, os números de espécies nas comunidades podem variar, mas todos os locais tem o mesmo número médio de espécies.

*Linha Fixa – Coluna Proporcional (FP)*: neste algoritmo, o número de locais em que cada espécie ocorre é mantido fixo e suas distribuições são proporcionais ao total observado no somatório das colunas da matriz original.

As análises foram divididas em duas escalas: primeiramente os dados de todas as espécies foram analisados de maneira conjunta; após, dados de espécies que potencialmente poderiam interagir devido à semelhanças no hábito alimentar foram analisadas separadamente. Desta forma dados dos morcegos frugívoros e insetívoros, espécies mais abundantes neste estudo, foram analisados em separado. As espécies foram classificadas em guildas tróficas baseado no principal componente de sua dieta seguindo Gardner (2008). A separação entre guildas tróficas visa evitar o possível efeito de diluição citado por Diamond & Gilpin (1982) no qual espécies que não interagem e não possuem a mesma utilização de recursos poderiam gerar padrões diferentes quando analisadas em conjunto. Os dados de presença-ausência foram analisados através do software EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2006), com 5000 randomizações pelo algoritmo Sequencial Swap (Gotelli, 2000).

Para verificar se interações competitivas poderiam atuar sobre o tamanho populacional das espécies, os dados de abundância das comunidades foram tabulados em matrizes nas quais as linhas representam as espécies e as colunas seus respectivos locais de ocorrência. Para estas análises foram considerados apenas os morcegos cujo principal item alimentar da dieta consiste de frutos, uma vez que morcegos frugívoros podem ter sua capturabilidade favorecida pelos

métodos tradicionais de amostragem (capturas utilizando redes de neblina), devido a detectabilidade diferenciada para a abundância de algumas espécies em detrimentos de outras (Arita, 1993; Kalko, 1998).

Ulrich & Gotelli (2010) sugerem diferentes índices para testar através de modelos nulos os padrões de abundância entre as espécies. Neste estudo foram utilizados os índices Checkerboard Abundance (CA) e Aggregation Abundance (AA). Devido às diferenças nos esforços amostrais empregados em cada uma das áreas utilizadas neste estudo, estes índices foram escolhidos por não considerarem nas análises a abundância total das espécies e sim se a abundância de determinada espécie é maior ou menor do que a de outra entre as comunidades. Desta forma, buscou-se minimizar a possibilidade de inferências enviesadas que poderiam ser ocasionadas pelo viés das amostragens. O índice CA é um análogo do índice C-Score e permite verificar o padrão 'Checkerboard Abundance' para cada par de espécie em duas comunidades. Este padrão ocorre quando uma espécie é mais abundante do que outra em uma comunidade e vice versa. O valor padronizado deste índice é obtido pela fórmula

$$CA = \frac{4CA}{m(m-1)n(n-1)}$$

onde  $m$  corresponde ao número de linhas e  $n$  ao número de colunas. O índice CA pode variar de 0,0 a 1,0 sendo que quanto maior o índice maior a covariação negativa entre as abundâncias das espécies. Por outro lado, o índice AA calcula a média das 'Aggregations Abundances' para cada par de espécies. Este índice determina para cada par de espécies e comunidades se valores maiores para a abundância de determinada espécie é acompanhado de maior abundância da outra espécie na mesma comunidade. O índice padronizado pode ser obtido pela fórmula

$$AA = \frac{4AA}{m(m-1)n(n-1)}$$

Da mesma forma que o índice CA a métrica AA pode variar de 0,0 a 1,0. Valores maiores deste índice indicam covariação positiva na abundância das espécies nas comunidades. Por apresentar menor probabilidade de Erros do Tipo I e por ter apresentado melhor desempenho de acordo com Ulrich & Gotelli (2010), o algoritmo utilizado nestas análises foi o IT. Este algoritmo aloca indivíduos aleatoriamente nas comunidades com a probabilidade proporcional aos valores observados no total das linhas e das colunas até que as abundâncias de cada linha





<i>Sturnira tildae</i>	Fru	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	6
<i>Tadarida brasiliensis</i>	Ins	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Thyroptera tricolor</i>	Ins	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tonatia bidens</i>	Carn	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3
<i>Trachops cirrhosus</i>	Carn	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	4
<i>Vampyressa pusilla</i>	Fru	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	6
<i>Vampyrodes caraccioli</i>	Fru	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<b>TC</b>	-	<b>27</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	-

No caso das análises envolvendo dados binários apenas para a métrica V-Ratio utilizando-se a matriz com todas as espécies foram observados desvios do que seria esperado ao acaso em uma distribuição aleatória das espécies. Nos outros casos, estruturação associada com interações competitivas (Tabela 02).

**Tabela 02.** Valores observados para as métricas, a média das simulações e as probabilidades para cada algoritmo. Os valores destacados são significativos. Como no algoritmo FF não há variação no número de espécies por comunidades, o valor da métrica V-Ratio não pôde ser calculado.

Índice	Matriz Espécies	Valores						
		Observado	FF		FE		FP	
			Média	p	Média	P	Média	p
C-Score	Todas	2,556	2,578	> 0,05	3,344	> 0,05	3,030	> 0,05
	Frugívoros	1,945	1,926	> 0,05	2,591	> 0,05	2,418	> 0,05
	Insetívoros	2,990	2,971	> 0,05	3,380	> 0,05	2,809	> 0,05
V-Ratio	Todas	4,489	-	-	1,018	<b>&lt; 0,05</b>	2,353	<b>&lt; 0,05</b>
	Frugívoros	1,004	-	-	2,124	<b>&lt; 0,05</b>	1,272	> 0,05
	Insetívoros	1,783	-	-	0,991	> 0,05	2,07	> 0,05

De todas as espécies, 14 são frugívoras e foram utilizadas para análises envolvendo dados de abundância (Tabela 03). Para os dados de abundância os valores das métricas CA e AA observados encontram-se dentro do Intervalo de Confiança de 95% indicando que os padrões de abundância das espécies nas comunidades podem ser considerados aleatórios (Tabela 04).

**Tabela 03.** Abundância de morcegos frugívoros registrados em 10 comunidades na região do Lagamar.

Espécies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total Linhas
<i>A. cinereus</i>	39	0	0	0	10	0	24	0	0	2	75
<i>A. fimbriatus</i>	55	2	16	8	79	7	33	2	41	3	246
<i>A. lituratus</i>	277	87	32	215	1341	2	34	47	21	63	1119
<i>A. obscurus</i>	136	18	34	2	99	4	104	18	7	10	432
<i>A. planirostris</i>	14	1	2	0	0	0	0	1	0	0	18
<i>C. perspicillata</i>	215	14	16	0	44	44	71	0	2	2	408
<i>C. doriae</i>	1	1	0	6	6	0	4	0	1	0	19
<i>P. lineatus</i>	0	0	0	1	0	0	8	0	0	2	11
<i>P. recifinus</i>	3	0	0	0	16	3	0	0	0	0	22
<i>P. bilabiatum</i>	5	9	1	15	30	0	0	0	1	0	61
<i>S. liliium</i>	96	3	10	22	7	66	34	4	4	0	246
<i>S. tildae</i>	92	1	3	0	13	10	28	0	0	0	147
<i>V. pusilla</i>	2	1	0	1	5	0	2	0	0	2	13
<i>V. caraccioli</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Total Colunas	935	137	114	270	1651	136	342	72	77	84	-

**Tabela 04.** Valores observados para as métricas CA e AA na análise da abundância das espécies frugívoras e o intervalo de confiança.

Índice	Valores		
	Observado	Intervalo de Confiança – 95%	
		Lim. Inferior	Lim. Superior
CA	0,0182	0,0075	0,0310
AA	0,2181	0,1811	0,2444

#### 4. DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos não há evidências de que interações competitivas sejam os principais fatores atuantes na estruturação das comunidades de morcegos da região do Lagamar. Os resultados do índice C-Score apontam para maior coocorrência entre as espécies de morcegos nas comunidades estudadas do que se esperava ao acaso. Diferentes fatores ambientais como temperatura, precipitação, disponibilidade de recursos e composição de habitat foram apontados como fatores que podem influenciar na composição das comunidades de morcegos (tanto para presença-ausência das espécies quanto para abundância) inclusive no bioma Mata Atlântica, local do presente estudo (Aguirre et al. 2003; Lopes-Gonzalez, 2003; Mello, 2009; Estrada-Villegas et al. 2012; Stevens, 2013).

A riqueza nas comunidades de morcegos da região neotropical tende a ser muito variável, podendo ultrapassar o número de 100 espécies coexistindo em uma mesma assembleia (Voss & Emmons, 1996; Rex et al. 2008). No caso da Mata Atlântica, Stevens (2013) cita a ocorrência de gradiente latitudinal relacionado com a temperatura e riqueza que pode variar de 2 a 30 espécies por comunidade. A riqueza nas comunidades estudadas variam entre 8 e 27 no número de espécies de morcegos. Desta forma os resultados significativos obtidos para a métrica V-Ratio podem não ser reflexo de interações interespecíficas, mas um artefato devido à variação natural da riqueza observada entre as comunidades.

Recentemente Riedinger et al. (2013) sugeriram que comunidades de morcegos podem ser estruturadas historicamente através de agrupamentos filogenéticos. De acordo com esta hipótese, espécies filogeneticamente mais próximas tendem a possuir maior probabilidade de coexistirem em um mesmo ambiente. Beaudrot et al. (2013) analisando a coocorrência entre diferentes grupos de vertebrados com utilização de recursos semelhantes, verificou que os morcegos possuem maior coexistência entre si do que quando analisados em conjunto com primatas, aves e esquilos, ponderando que neste caso a exclusão competitiva seria observada entre espécies distantes filogeneticamente.

Um fator que pode contribuir para a coexistência entre espécies de morcegos é a grande diversificação dos hábitos alimentares e a ocupação de diferentes nichos tróficos ocorrida neste grupo aliada à especialização de dieta em algumas espécies (McNab, 1971; Fleming, 1973; Freeman, 2000; Dumont, 2003; Rojas et al. 2011). Rex et al. (2010) citam inclusive a presença de onivoria e predação oportunística em algumas espécies de morcegos da família Phyllostomidae. No caso de morcegos do gênero *Artibeus*, do qual três espécies ocorrem em todas as localidades, Mikich (2002) e Pinto & Hortêncio-Filho (2006) demonstraram haver preferências na utilização dos recursos e especialização da dieta para cada espécie, bem como quando comparadas com *C. perspicillata* e *S. liliium*, espécies que também demonstram altos índices de presença nas comunidades (Passos et al. 2003). A diversificação e especialização do hábito alimentar, bem como os diferentes níveis de partição de recursos observada neste grupo (Kunz, 1973; Arlettaz, 1999; Adams & Thibault, 2006; Andreas et al. 2012) podem diminuir a sobreposição do nicho entre as espécies de morcegos, favorecendo sua coexistência em um mesmo ambiente. Palmeirim et al. (1990) demonstraram que os morcegos frugívoros possuem menor

sobreposição de dieta entre si, o que atenua a competição sob espécies que coocorrem, do que quando comparados em conjunto com espécies de aves, as quais inclusive podem causar a diminuição dos recursos disponíveis para os quirópteros. Este processo levaria a interações competitivas entre estes dois grupos, influenciando os padrões de coocorrência entre espécies de aves e morcegos.

As comunidades de morcegos podem ser dinâmicas no tempo e espaço (Pech-Canche et al. 2011). Desta forma, quando analisadas em uma escala regional como o presente estudo, a alta mobilidade observada neste grupo pode favorecer a dispersão dos indivíduos, o que possibilita que áreas próximas possuam maiores índices de similaridade, refletindo assim na maior coocorrência entre as espécies, bem como para que a variação temporal nas comunidades de morcegos possibilite que as espécies alternem sazonalmente sua presença na ocupação das comunidades (Stevens et al. 2007; Mello, 2009).

Apesar de interações competitivas moldando as diferenças nos tamanhos populacionais entre as espécies de morcegos terem sido descritas (Stevens and Willig, 2000; Patterson et al. 2003), no presente estudo não obteve resultados significativos. Embora as diferenças nos esforços amostrais empregados entre as áreas possa ser um fator mascarando as verdadeiras forças atuantes sobre o tamanho populacional das espécies na região do Lagamar, é importante salientar que o viés do método de amostragem pode comprometer a observação de padrões de abundância das comunidades de morcegos (Esberard, 2009). Além disso, Diferentes estudos apontam para a ocorrência de diminuição na captura de morcegos devido ao 'aprendizado' da localização das armadilhas por este grupo (Simmons & Voss, 1998; Esberard, 2009; Marques, 2013). Desta forma, a diminuição da capturabilidade pode influenciar os verdadeiros valores de abundância das espécies em seus respectivos locais de ocorrência comprometendo a observação de padrões de abundância mesmo em áreas com esforço amostral equiparável. Desta forma, apesar de Pitta et al. (2012) criticarem a utilização de matrizes binárias de presença-ausência para verificação de padrões de interações entre as espécies, no caso dos morcegos este parece ser o método mais confiável.

## 5. CONCLUSÕES

De maneira geral, o objetivo do presente estudo foi testar através de modelos nulos os padrões de coocorrência entre espécies de morcegos da região do Lagamar e determinar se as interações competitivas poderiam ser apontadas como um fator que atua sob os padrões de coocorrência e abundância entre as espécies. Os resultados obtidos não diferiram de uma comunidade não estruturada por competição. Willig (1986) definiu as comunidades de morcegos da América do Sul como uma 'quimera', na qual é difícil inferir se os possíveis fatores determinísticos atuantes na estruturação destas comunidades seriam de fato significativos ou apenas artefatos estatísticos. De fato, os recentes estudos sobre diferentes aspectos da ecologia de morcegos têm demonstrado ser difícil estabelecer um fator como principal responsável pela estruturação das comunidades e pela abundância das espécies nos locais de suas ocorrências. Desta forma, análises em conjunto dos diferentes aspectos já apontados com potencial para influenciar a composição das comunidades de morcegos podem fornecer um panorama geral sobre a ecologia das comunidades deste grupo.

## 6. REFERÊNCIAS

- Adams, R. A. & Thibault, K. M. 2006. Temporal resource partitioning by bats at water holes. *Journal of Zoology* 270: 466-472.
- Agrawal, A. A., Ackerly, D. D., Adler, F., Arnold, A.E., Caceres, C., Doak, D.F., Post, E., et al. 2007. Filling key gaps in population and community ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:145–152.
- Aguirre, L.F.; Lens, L.; van Damme, R.; Matthysen, E., 2003. Consistency and variation in the bat assemblages inhabiting two forest islands within a neotropical savanna in Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 19, 367–374.
- Arlettaz, R. 1999. Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Journal of Animal Ecology* 68: 460 –471.
- Alves, L. A. 2008. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil, 40pp.
- Andreas, M.; Reiter, A.; Benda, P. 2012. Dietary Composition, Resource Partitioning and Trophic Niche Overlap in Three Forest Foliage-Gleaning Bats in Central Europe. *Acta Chiropterologica* 14(2): 335-345.
- Arita, H.T. 1993. Rarity in Neotropical Bats: Correlations with Phylogeny, Diet, and Body Mass, *Ecology* 3(3): 506-517.
- Beaudrot L.; Struebig M.J.; Meijaard, E.; van Balen, S.; Husson, S.; Marshall, A.J. 2013. Co-occurrence patterns of Bornean vertebrates suggest competitive exclusion is strongest among distantly related species. *Oecologia* 173 (3): 1053-1062
- Bernardi, I.P. & Passos, F.C. 2012. Estrutura de comunidade de Morcego em relictos de floresta estacional decidual no Sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 19(1): 1-12.
- Brito, J.E.C. 2011. Morcegos do Parque Estadual do Pico Marumbi: Frugivoria e germinação de sementes. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Castro, I. J., Santos, E. R.; Martins, A. C. M. D. Dias, D. & Peracchi, A.L. 2012. First record of the pale-winged dog-like bat *Peropteryx pallidoptera* (Chiroptera: Emballonuridae) for Brazil. *Mammalia* 76(4): 451-454.
- Connor, E.F. & Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60:1132-1140.
- Dala-Rosa, S. 2004. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) de um remanescente de restinga, Estado do Paraná, Brasil: Ecologia da Comunidade e Dispersão de Sementes. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. Pp. 342-144. In: Ecology and evolution of communities (M.L. Cody and J.M. Diamond, ed). Harvard University Press, Cambridge, MA

Diamond J. M. & Gilpin, M. E. 1982. Examination of the 'null' model of Connor and Simberloff for species co-occurrences on islands. *Oecologia* 52: 64-72.

Dias, D., Esberard, C.E.L., Moratelli, R. 2013. A new species of *Lonchophylla* (Chiroptera, Phyllostomidae) from the Atlantic Forest of southeastern Brazil, with comments on *L. bokermanni*. *Zootaxa* 3722 (3): 347–360

Dumont, E. 2003. Bats and fruit: An ecomorphological approach. Pp 398–429. In: *Bat Ecology* (in T. H. Kunz & M. B. Fenton eds). University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Emmons, L.H.; Feer, F. 1990. Neotropical Rainforest Mammals: a Field Guide. The University of Chicago Press. 281 p.

Esbérard, C.E.L.. Capture sequence and relative abundance of bats during surveys. 2009. *Revista Brasileira de Zoologia*, 65: 103-108.

Estrada-Villegas, E.; McGill, B.J.; Kalko, E.K.V. 2012. Climate, habitat, and species interactions at different scales determine the structure of a Neotropical bat community. *Ecology*, 93(5): 1183 – 1193.

Fenton, M.B. 1992. *Bats. Facts on File Inc.* 207 p.

Fenton, M.B.; Acharya, L.; Audet, D.; Hickey, M.B.; Merriman, C.; Obrist, M.K.; Syme, D.M. 1992. Phyllostomid bats as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica*, 24 (3): 440-446

Fleming, T.H. 1986. The structure of Neotropical bat communities: a preliminary analysis. *Revista Chilena de Historia Natural* 59: 135-150

Freeman P.W. 2000. Macroevolution in Microchiroptera: recoupling morphology and ecology with phylogeny. *Evolutionary Ecology Research*, 2, 317–335.

Gardner, A.F.2008. Order Chiroptera. In: *Mammals of South America Vol.1 Marsupials, Xernarthrans, Shrews and Bats* (A.F. GARDNER, ed.) The University of Chicago Press, Chicago, p.187-580.

Geraldes, M.P. 1999 Estudo de uma taxocenose de morcegos na região do Ariri, Cananéia, SP. 1999. Dissertação de Mestrado - Universidade de São Paulo, São Paulo.

Gotelli, N.J. & Graves, G.R. 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

- Gotelli, N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81, 2606-2621.
- Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0.
- Gotelli, N.J. & McCabe, D.J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. *Ecology*, 83, 2091–2096.
- Gregorin, R.; Tahara, A.S. & Buzzato, D.F. 2011. *Molossus aztecus* and other small *Molossus*(Chiroptera: Molossidae) in Brazil. *Acta Chiropterologica* 13(2): 311-317.
- Kunz, T.H. 1973. Resource use: temporal and spatial components of bat activity in central Iowa. *Journal of Mammalogy* 54: 14–32.
- Kaku-Oliveira, N.Y. 2010. Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na Reserva Natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Kalko, E.K.V.; Handley, C.O. & Handley, D. 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat assemblage. In: Long-term studies on vertebrate communities (M.L. CODY & J.A. SMALLWOOD, eds.) Academic Press, Boston. p. 503-553.
- Kalko, E. K. V. 1998. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* 101:281–297
- Kunz, T.H.; Braun de Torrez, E.; Bauer, D.; Lobova, T., Fleming, T.H. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of The New York Academy of Science* 1223: 1-38
- Lopez-Gonzalez, C. 2004. Ecological zoogeography of the bats of Paraguay. *Journal of Biogeography*, 31:33–45.
- MacArthur, R. H.; Levins, R. 1967. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101:377–385.
- Marques J.T.; Ramos-Pereira, M.J.; Marques, T.A.; Santos, C.D.; Santana, J.; Beja, P. & Palmeirim, J.M. 2013. Optimizing Sampling Design to Deal with Mist-Net Avoidance in Amazonian Birds and Bats. *PLoS ONE* 8(9):
- May, R.M. 1984. An Overview: Real and Apparent Patterns in Community Structure. Pp. 3-16. In: *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence* (D.R. Strong, Jr., D. Simberloff, L.G. Abele, and A.B. Thistle, eds.). Princeton University Press, Princeton, NJ. 634p.
- McGill, B.J; Etienne, R.S.; Gray, J.S.; Alonso, D.; Anderson M.J. & BENECHA, H.J. et al. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10: 995-1015.



- McNab, B.K. 1971. The structure of tropical bat faunas. *Ecology* 52: 352-358.
- Medellin, R.A.; Equihua, M.; Amin, M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. *Conservation Biology* 14 (6): 1666-1675.
- Mello, M.A.R. 2009. Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica*, 35: 280-286.
- Meyer, C.F.J. & Kalko, E.K.V. 2008. Bat assemblages on Neotropical landbridge islands: nested subsets and null model analyses of species co-occurrence patterns. *Diversity and Distributions* 14: 644-654.
- Mikich, S.B. 2002. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacionai Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19: 239-249.
- Ministério do Meio Ambiente. Portaria Nº 150 de 08 de Maio de 2006. Diário Oficial da União, Brasília, 17 maio 2006, 93:73.
- Miranda, J.M.D; Bernardi, I.P; Passos, F.C. 2011. Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil. 51p.
- Muscarella, R. & Fleming, T.H. 2007. The Role of Frugivorous Bats in Tropical Forest Succession. *Biological Review*, 82(4): 573-590.
- Myers, N.; R.A. Mittermeier; C.G. Mittermeier; G.A.B. Fonseca & J.Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-845.
- Nogueira, M.R.; Lima, I.P.; Peracchi, A.L.; Simonns, N.B. 2012. New Genus and Species of Nectar-Feeding Bat from the Atlantic Forest of Southeastern Brazil (Chiroptera: Phyllostomidae: Glossophaginae). *American Museum Novitates* 3747. 30p.
- Nowak, R. M. 1999. Walker's Mammals of the World. 6th edition. Johns Hopkins University Press. 1936 p.
- Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Herrmann, G., Aguiar, L.M.S.; Chiarello, A.G.; Leite, Y.L.R.; Costa, L.P.; Siciliano, S.; Kierulff, C.M.; Mendes, S.L.; Tavares, V.C.; Mittermeier, R.A. & Patton, J.L. 2012. Lista Anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*. 6: 1-76.
- Palmeirin, J.M.; Gorchov, D.L.; Stoleson, S. 1989. Trophic structure of a neotropical frugivore community: is there competition between birds and bats? *Oecologia* 79:403-411

Passos, F.C., W.R. Silva, W.A. Pedro, M.R. Bonin. 2003. Frugivoria em Morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual de Intervales, sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 20:511-517.

Patterson, B. D.; Willig, M.R.; Stevens, R.D. 2003. Trophic Strategies, Niche Partitioning, and Patterns of Ecological Organization. Pp. 536-579. In: *Bat Ecology* (T. H. Kunz & M. B. Fenton, ed) University of Chicago Press. 798p.

Pech-Canche, J.M.; Moreno, C.E.; Halffter, G. 2011. Additive Partitioning of Phyllostomid Bat Richness at Fine and Coarse Spatial and Temporal Scales in Yucatan, Mexico. *Ecoscience* 18(1): 42-51

Pinto, D. & Hortêncio-Filho, H. 2006. Dieta de Quatro Espécies de Filostomídeos frugívoros (Chiroptera, Mammalia) do Parque Municipal do Cinturão Verde de Cianorte, Paraná, Brasil. *Chiroptera Neotropical* 12:274-279.

Pitta, E.; Giokas, S.; Sfenthourakis, S. 2012. Significant Pairwise Co-occurrence Patterns Are Not the Rule in the Majority of Biotic Communities. *Diversity* 4: 179-193.

Racey, P. Entwistle, A.C. Conservation Ecology of Bats. Pp 680-744. In: *Bat Ecology* (T. H. Kunz & M. B. Fenton, ed) University of Chicago Press. 798p.

Rex, K., D. Kelm, K. Wiesner, T. H. Kunz & C. C. Voigt, 2008. Species richness and structure of three Neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 94: 617–629.

Rex, K.; Czaczkas, B.I.; Michener, R.; Kunz, T.H.; Voigt, C.C. 2010 Specialization and omnivory in diverse mammalian assemblages. *Ecoscience* 17: 37–46.

Riedinger, V., Muller, J., Stadler, J., Ulrich, W. & Brandl, R. 2013. Assemblages of bats are phylogenetically clustered on a regional scale. *Basic and Applied Ecology*. 14: 74-80.

Rojas, D.; Vale, A.; Ferrero, V. Navarro, L. 2011. When did plants become important to leaf-nosed bats? Diversification of feeding habits in the family Phyllostomidae. *Molecular Ecology* 20: 2217-2228

Rubio, M.B.G. 2014. Estruturação das Assembleias de Morcegos em Três locais do litoral do Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Schluter, D. 1984. A variance test for detecting species associations, with some example applications. *Ecology*, 65, 998–1005.

Scultori, C. 2009. Comunidade de morcegos, interação com flores e estratificação vertical em Mata Atlântica no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Simmons, N.; Voss, R.S. The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. 1998. *Bulletin of American Museum of Natural History* 237: 1-219

Stevens, R.D.; Lopez-Gonzalez, C.; Presley, S.J. Geographical Ecology of Paraguayan Bats: Spatial Integration and Metacommunity Structure of Interacting Assemblages. 2007. *Journal of Animal Ecology* 76(6): 1086-1093

Stevens, R.D.; Willig, M.R. 2000. Density Compensation in New World bat communities. *Oikos* 89(2): 367-377.

Stevens, R.D. Gradients of Bat Diversity in Atlantic Forest of South America: Environmental Seasonality, Sampling Effort and Spatial Autocorrelation. 2013. *Biotropica* 0 (0): 1-7.

Stone, L. & Roberts, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85: 74–79.

Ulrich W. 2006. CoOccurrence – a FORTRAN program for species co-occurrence analysis.

Ulrich, W. & Gotelli, N.J. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology*. 91(11): 3384-3397.

Ulrich, W. & Gotelli, N.J. 2013. Pattern Detection in Null Model Analysis. *Oikos* 122: 2–18

Voss, R.S.; Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests : a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230: 1-115.

Weiher, E. & Keddy, P. 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Willig, M.R. 1986. Bat community structure in South America: a tenacious chimera. *Revista Chilena De Historia Natural*, 59: 151-168

Zina, J., Prado, C.P.A., Brasileiro, C.A., Haddad, C.F.B. 2012. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 12(1): 251-260

## ANEXO

**Tabela 01.** Localização das comunidades utilizadas no presente estudo.

<b>Local</b>	<b>Localização</b>	<b>Referência</b>
Reserva Natural do Salto Morato	25°10'S, 48°18'W	Kaku-Oliveira (2010), Rubio (2014)
Floresta Estadual do Palmito	25°35'S, 48°33'W	Rubio (2014)
Reserva Bicudinho do Brejo	25°45'S, 48°43'W	Rubio (2014)
Parque Florestal Rio da Onça	25°47'S, 48°31'W	Dala-Rosa (2004)
Reserva Natural Morro da Mina	25°21'S, 48°46'W	Scultori (2009)
Parque Estadual do Pico Marumbi	25°27'S, 48°55'W	Brito (2011)
Parque Estadual da Ilha do Cardoso	25°03'S, 47°53'W	Alves (2008)
Parque Nacional do Superagui	25°19'S, 48°08'W	Dados não publicados
Ariri Serra Gigante	25°08'S, 48°08' W	Geraldes (1999)
Ariri Planície	25°12'S, 48°03' W	Geraldes (1999)

**Tabela 02.** Lista de espécies reportadas neste estudo com seus respectivos autores.

<b>Espécie</b>
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)
<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838
<i>Artibeus cinereus</i> (Gervais 1856)
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838
<i>Artibeus lituratus</i> Olfers, 1818
<i>Artibeus obscurus</i> Schinz, 1821
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny & Gervais, 1847)
<i>Eptesicus taddeii</i> Miranda, Bernardi & Passos, 2006
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)
<i>Lamproncycteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)
<i>Lasiurus blossevillii</i> (Beauvois, 1796)
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)
<i>Molossus rufus</i> (É. Geoffroy, 1805)
<i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824)
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960
<i>Myotis ruber</i> (É. Geoffroy, 1806)
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)
<i>Sturnira liliium</i> (É. Geoffroy, 1810)
<i>Sturnira tildae</i> De la Torre, 1959
<i>Tadarida brasiliensis</i> (I. Geoffroy, 1824)
<i>Thyroptera tricolor</i> Spix, 1823
<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823)
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)
<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)