

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**A DIVERSIDADE FILOGENÉTICA E ACÚSTICA DE ANUROS COM  
BASE EM LEVANTAMENTO ACÚSTICO DE CURTA DURAÇÃO**

PEDRO RICARDO ALEXANDRE DE ALBUQUERQUE

ORIENTADOR: GUSTAVO HENRIQUE CALAZANS VIEIRA  
CO-ORIENTADOR: CÁSSIO RACHID MEIRELES DE ALMEIDA SIMÕES

João Pessoa - 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**A DIVERSIDADE FILOGENÉTICA E ACÚSTICA DE ANUROS COM  
BASE EM LEVANTAMENTO ACÚSTICO DE CURTA DURAÇÃO**

PEDRO RICARDO ALEXANDRE DE ALBUQUERQUE

ORIENTADOR: GUSTAVO HENRIQUE CALAZANS VIEIRA

CO-ORIENTADOR: CÁSSIO RACHID MEIRELES DE ALMEIDA SIMÕES

Monografia apresentada ao Curso de Ciências  
Biológicas (Trabalho Acadêmico de  
Conclusão de Curso) como requisito parcial à  
obtenção do título de Bacharel em Ciências  
Biológicas.

João Pessoa – 2016

Catálogo na publicação  
Universidade Federal da Paraíba  
Biblioteca Setorial do CCEN  
Josélia M. O. Silva - CRB15/113

A345d Albuquerque, Pedro Ricardo Alexandre de.  
A diversidade filogenética e acústica de anuros com base em levantamento acústico de curta duração / Pedro Ricardo Alexandre de Albuquerque. – João Pessoa, 2016.  
62p. : il. color.

Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Paraíba.  
Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Calazans Vieira.  
Co-Orientador: Msc. Cássio Rachid Meireles de Almeida Simões.

1. Zoologia. 2. Anuros. 3. Filogenética. 4. Monitoramento acústico.  
5. Índices acústicos. I. Título.

UFPB/BS-CCEN

CDU 59(043.2)

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**PEDRO RICARDO ALEXANDRE DE ALBUQUERQUE**

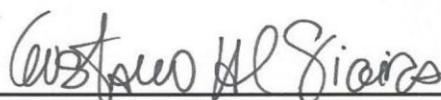
**A DIVERSIDADE FILOGENÉTICA E ACÚSTICA DE ANUROS COM  
BASE EM LEVANTAMENTO ACÚSTICO DE CURTA DURAÇÃO**

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas

Data: 09/06/2016

Resultado: Aprovado (9,8)

**BANCA EXAMINADORA:**



---

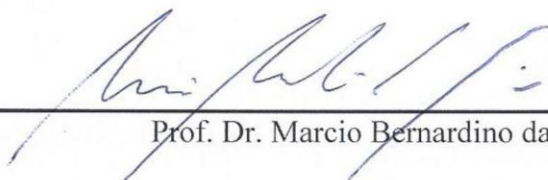
Prof. Dr. Gustavo Henrique Calazans Vieira

(Orientador)



---

Prof. Dr. Daniel Oliveira Mesquita



---

Prof. Dr. Marcio Bernardino da Silva

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe, que sempre me teve como prioridade. Apesar de sozinha nunca me permitiu faltar nada e me ensinou que a educação seria o meu caminho para me tornar alguém melhor. Ela é o meu exemplo de força, de que uma mulher não precisa de homem nenhum para alcançar os seus objetivos e vencer. Eu, por outro lado, não teria alcançado nada sem ela e tenho orgulho demais de ser seu filho. Agradeço por ela estar ao meu lado à cada passo do meu caminho, se preocupando junto comigo quando eu achava que não iria conseguir e me dando força para continuar. Devo tudo a ela.

À minha tia Ana, uma de minhas maiores apoiadoras, minha segunda mãe. Apesar de divergirmos tantas vezes nos ideais, sei o quanto ela se importa comigo e o quão importante ela é na minha vida, me ajudando a crescer, e por muitas vezes, a manter o pé no chão. Agradeço pela fé que ela sempre depositou em mim e todo o apoio que dá, não só a mim, mas também a minha mãe.

À minha família, meu avô Severino, que era o alicerce que sustentava nossa família unida, vovó Rubenita, tia Sandra, Elza, Mariana, Edson, Tony, agradeço por acreditarem em mim muitas vezes mais do que eu mesmo acredito.

Ao meu padrinho, tio Ricardo, que em tantos momentos foi um pai para mim. Mesmo distante sempre fez questão de estar presente e de me incentivar a buscar minha educação. Sempre me aconselhando, garantindo que eu preciso apenas me esforçar para chegar onde quero e fazendo o possível para que eu tenha os meios para conseguir.

Aos meus orientadores, Carlos e Gustavo, por me guiarem durante a execução deste trabalho e ao longo de praticamente toda minha graduação. Agradeço por sempre estarem dispostos a me ajudar e por abrirem minha mente, me fazendo enxergar novos caminhos em todos os momentos que eu pensava estar preso em um ponto. Eles são meu referencial do que significa ser um cientista.

Ao meu (também) orientador Cássio Rachid, pela ajuda de sempre e também pela amizade. Esse trabalho não existiria se não fosse por ele, não só por este ter cedido parte dos dados aqui presentes, mas porque ele foi um dos maiores responsáveis por me ensinar como transformar todos aqueles dados brutos em ciência. Agradeço por ele estar sempre pronto a me ajudar, não importando qual fosse a dúvida ou o problema.

Às amigas de campo e de laboratório, Laura, sem a qual a coleta dos dados que deram origem ao segundo capítulo não seria possível, e Bruna que também nos ajudou. Agradeço por fazerem parte dessa jornada e pelos momentos de descontração.

Aos meus amigos Rayssa, Juliana, Rodrigo, Renata, Marcelo, Adna e Gustavo por me aturarem por todos esses anos (em especial esses últimos meses) e por me ensinarem o que é amizade de verdade. Em meio a todas as brincadeiras (e também problematizações) eu agradeço cada dia mais por eles terem entrado na minha vida e por poder contar sempre com eles. São aquelas pessoas que quero levar para sempre. Eu poderia não ter mais nenhum amigo, mas seria feliz se tivesse eles na minha vida.

Aos meus amigos de graduação, que tantas vezes riram e se desesperaram junto comigo. A cada semestre entrando mais no mundo da biologia descobrimos juntos que muitas

coisas que imaginávamos sobre o curso não eram bem uma realidade e tantas outras coisas eram mais fantásticas do que prevíamos. Houveram decepções quanto ao curso, claro, mas descobrimos também que era isso que queríamos para as nossas vidas... e vivenciamos tudo isso juntos. Eu acredito que não poderia ter entrado em uma turma melhor e sou grato porque cada um deles me ensinou algo que levarei para a vida toda.

Aos professores da biologia que fazem o seu melhor para nos passar o que significa ser um biólogo e todas as lutas que enfrentaremos tendo escolhido essa profissão que vai contra a maré, combatendo o que muitas vezes parece ser um destino inevitável. Agradeço pelos ensinamentos e por despertarem em mim a paixão pela biologia.

A Júnior, Layla, Rodrigo e Pamela por terem contribuído fornecendo alguns dos dados aqui utilizados e Rudá e Matheus que nos ajudaram na coleta dos dados.

A todos que de alguma forma, direta ou indiretamente, contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

Obrigado!

“O problema é que seres humanos têm o condão para escolher precisamente o que é pior para eles.”

*J. K. Rowling, Harry Potter e a Pedra Filosofal*

## RESUMO

O estudo de componentes da diversidade é essencial para a determinação de locais prioritários à conservação. Áreas com maior diversidade filogenética podem ter mais chances de apresentar respostas apropriadas às alterações ambientais e por isso, neste trabalho buscou-se determinar a diversidade filogenética e acústica de nove taxocenoses de anuros. Para acessar essa diversidade utilizou-se amostragem acústica para determinar o protocolo mais eficiente. Este protocolo, descrito em detalhes no primeiro capítulo desta dissertação, consiste de um esforço de amostragem de 3min/hora, 4h/dia, 2 dias/mês e 5 pontos amostrais, e foi utilizado para amostrar os anuros de nove áreas protegidas da região da Grande João Pessoa. O objetivo foi de determinar a diversidade filogenética destas taxocenoses e os fatores influenciando a perda de espécies de anuros e também examinar a possibilidade de índices acústicos serem bons indicadores de diversidade filogenética e taxonômica. Para acessar a diversidade filogenética utilizou-se o índice *Phylogenetic Diversity* (PD) e para diversidade acústica os índices H (de entropia acústica) e ACI (de complexidade acústica). Foram também utilizadas regressões lineares múltiplas para avaliar se a fragmentação afeta a riqueza de espécies e a diversidade filogenética e se os índices acústicos correspondem à diversidade filogenética. Os resultados mostram que nenhuma das taxocenoses está estruturada filogeneticamente e os valores de diversidade filogenética não estão relacionados com as variáveis de fragmentação. A riqueza de espécies de anuros varia com a presença e tipo de corpos d'água nos locais e também com o tamanho das áreas. Já os índices acústicos não mostraram correlação com a diversidade filogenética. Esses resultados evidenciam os efeitos negativos da fragmentação de habitats, que pode levar a perda de locais essenciais para manutenção das populações. A ausência de estruturação filogenética e de influência da fragmentação na PD aponta um padrão de montagem aleatório das taxocenoses, que parece não ser afetado por filtros biológicos ou competição. Os índices acústicos, por sua vez, não se mostraram como bons preditores de diversidade filogenética, principalmente para ambientes com grandes níveis de ruído. Outros estudos devem levar em consideração novos índices acústicos para determinar se é possível prever diversidade filogenética a partir de diversidade acústica de forma confiável.

Palavras-chave: Anura; fragmentação; estruturação filogenética; índices acústicos, monitoramento acústico.



## ABSTRACT

The study of the components of diversity is essential to determinate conservation priorities. Areas with greater phylogenetic diversity are more likely to show proper responses to environmental changes and here we sought to determin the phylogenetic and acoustic diversity of nine anuran assemblages. To access these diversity components, we used acoustical sampling to determine the most efficient protocol. This protocol, fully described in chapter one of this dissertation, comprised a sampling effort of 3min/hour, 4h/day, 2 day/month e 5 sampling points, and was then used to survey the Anura of nine protected areas in the greater João Pessoa area. We aim to determine the phylogenetic diversity of these assemblages and the factors influencing anuran species loss and also examine the possibility of acoustic indices to be a good indicator of phylogenetic and taxonomic diversity. To access the phylogenetic diversity we used the *Phylogenetic Diversity Index* (PD) and for the acoustic diversity we used the acoustic entropy H (acoustic entropy) and ACI (acoustic complexity) indices. Linear multiple regressions were also used to evaluate if fragmentation affects species richness and phylogenetic diversity and if the acoustic indices are able to predict phylogenetic diversity. The results showed that none of the assemblages is phylogenetically structured and the PD values are note related with the fragmentation variables. The anuran species richness varies with the presence and kind of water bodies, and also with forest fragment size. The acoustic indices did not show a correlation with the phylogenetic diversity. These results exhibits the negative effects of habitat fragmentation, which can cause the loss of essential habitats for the maintenance of populations. The absence of phylogenetic structure and influence of fragmentation over PD is probably due to a random assembly pattern of assemblages, which seems not to be affected by either biological filters or competition. As for the acoustic indices, they were not able to predict phylogenetic diversity, specially in those areas with great noise levels. New studies should consider other acoustic indices to determinate if it is possible to predict phylogenetic diversity from acoustic diversity in a reliable way.

Keywords: Anura; fragmentation; phylogenetic structure; acoustic indices, acoustic monitoring.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1.** Mapa da área de estudo com os pontos de coleta marcados. 1=Lagoa Encantada; 2=Rio Pirucaia; 3=Rio Vermelho 3; 4= Rio Vermelho 2; 5= Rio Vermelho 1; Fonte: Simões (2014), autorizado pelo autor.....20
- Figura 1.2** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu, utilizando um esforço amostral de 4 gravadores. Para cada uma das 5 análises, uma localidade foi excluída. sLE = sem Lagoa Encantada; sRP = sem Rio Pirucaia; sRV1 = sem Rio Vermelho 1; sRV2 = Sem Rio Vermelho 2; sRV3 = sem Rio Vermelho 3; TL = Todas as localidades.....24
- Figura 1.3** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando um esforço amostral de 3 gravadores. LE = Lagoa Encantada; RP = Rio Pirucaia; RV1 = Rio Vermelho I; RV2 = Rio Vermelho II; RV3 = Rio Vermelho III. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.....24
- Figura 1.4** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando diferentes esforços amostrais quanto ao número de minutos analisados por hora (6 min, 3 min e 1 min).....25
- Figura 1.5** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu com diferentes esforços amostrais com relação ao número de dias/ mês utilizados.....26
- Figura 1.6** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu levando em consideração cada hora (das 16h às 05:50), separadamente. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.....26
- Figura 1.7** – Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando um esforço amostral de 13h (16h às 05:50h), 08h (16:00 às 23:50h), 4h (18:00 às 21:50h) e 2h (18:00h às 19h).....27
- Figura 1.8** – Dendrograma relacionando à riqueza de espécies da Usina Japungu, com o horário de atividade das espécies.....28
- Figura 1.9** – Estimativa de riqueza de espécies da área pertencente à Usina Japungu, utilizando o protocolo aqui proposto. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.....28
- Figura 1.10** – Dendrograma relacionando a riqueza de espécies a área onde foram detectadas.....30
- Figura 2.1.** Mapa das nove áreas onde foi realizada a amostragem dos anuros. 1= RRPN Gargaú; 2= FLONA da Restinga de Cabedelo; 3= Parque Zoobotânico Arruda Câmara; 4= UFPB – Campus I; 5= Mata do Buraquinho; 6= Parque Cabo Branco; 7= Parque Estadual Mata do Xem-Xem; 8= Horto Florestal Cidade Verde; 9= Parque Municipal do Cuiá.....41
- Figura 2.2** – Gráfico relacionando as estimativas de espécies com os valores preditos para Presença/Tipo de corpo d'água existente em cada uma das áreas e tamanho do

fragmento.....46

**Figura 2.3** – De cima para baixo e da esquerda para direita: filogenias das taxocenoses de anuros do Parque Cuiá, Parque Zoobotânico Arruda Câmara, FLONA de Cabedelo, Mata do buraquinho, Parque Xem-xem e Parque Cabo Branco. As outras duas áreas por conterem apenas 2 espécies cada (UFPB e Horto Florestal), não são aqui mostradas.....48

**Figura 2.4** – Filogenia das espécies de anuros da RPPN Gargaú, área que apresentou maior valor de PD.....49

**Figura 2.5** – Dendrograma das áreas com base nas espécies presentes em cada uma delas.....51

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.1** – Riqueza e estimativas de riqueza para cada um dos fragmentos de mata onde foram posicionados os gravadores (Lagoa Encantada, Rio Pirucaia e RPPN Gargaú) e para a área da Usina Japungu como um todo.....23
- Tabela 2.1** – Lista das espécies escutadas por localidade e suas respectivas famílias.....44
- Tabela 2.2.** – Resultado da regressão linear múltipla relacionando as estimativas de riqueza de espécies com presença/tipo de corpo d’água encontrado em cada área, tamanho do fragmento e porcentagem de urbanização. Esta última por não ter sido significativa não entrou no modelo final.....46
- Tabela 2.3.** – Resultados das análises de diversidade filogenética. OBS= valor observado do índice PD; Z= valor da estatística Z associada a 10.000 aleatorizações; e p= probabilidade associada a cada valor de Z.....47
- Tabela 2.4.** Resultado da regressão linear múltipla relacionando os valores de diversidade filogenética obtidos com presença/tipo de corpo d’água encontrado em cada área, tamanho do fragmento e porcentagem de urbanização.....49
- Tabela 2.5** – Valores dos índices acústicos para cada uma das 9 taxocenoses estudadas.....50
- Tabela 2.6** – Resultados da regressão linear múltipla relacionando a diversidade filogenética das taxocenoses com os índices de diversidade acústica.....51

## ÍNDICE

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	13
<b>CAPÍTULO I: MONITORAMENTO ACÚSTICO: UM PROTOCOLO PARA AVALIAR A DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS NA MATA ATLÂNTICA</b> .....	16
<b>1.1. INTRODUÇÃO</b> .....	17
<b>1.2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	18
1.2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	18
1.2.2. COLETA DOS DADOS .....	19
1.2.3. ANÁLISE DOS DADOS .....	20
1.2.3.1. ANÁLISE DOS DADOS ESPACIAIS .....	20
1.2.3.2. ANÁLISE DOS DADOS TEMPORAIS .....	21
<b>1.3. RESULTADOS</b> .....	21
1.3.1. DETERMINAÇÃO DO ESFORÇO ESPACIAL .....	22
1.3.2. DETERMINAÇÃO DA PARTE TEMPORAL DO ESFORÇO .....	24
<b>1.4. DISCUSSÃO</b> .....	28
<b>1.5. CONCLUSÕES</b> .....	31
<b>1.6. REFERÊNCIAS</b> .....	31
<b>CAPÍTULO II: A DIVERSIDADE FILOGENÉTICA E ACÚSTICA DE TAXOCENOSES DE ANUROS NOS FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA DA GRANDE JOÃO PESSOA</b> .....	34
<b>2.1. INTRODUÇÃO</b> .....	35
<b>2.2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	37
2.2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	37
2.2.2. COLETA DOS DADOS .....	40
2.2.3. ANÁLISE DOS DADOS .....	41
<b>2.3. RESULTADOS</b> .....	42
<b>2.4. DISCUSSÃO</b> .....	50
<b>2.5. CONCLUSÕES</b> .....	54
<b>2.6. REFERÊNCIAS</b> .....	55

## INTRODUÇÃO GERAL

A perda de biodiversidade é um dos maiores problemas ambientais existentes nos dias de hoje. Dentre as principais ameaças para a biodiversidade está a fragmentação de habitats, muitas vezes causada pelo processo de urbanização (HAMMER & MCDONNELL, 2008; NYELELE *et al.*, 2014). Esta tem diversos efeitos negativos, como por exemplo: perda de diversidade genética e aumento do efeito de borda (KEELY *et al.*, 2015).

Tendo isso em vista, faz-se necessário, então, que os métodos para avaliar a diversidade sejam mais rápidos, para que possam sobrepor às taxas de extinção. Os métodos tradicionais se baseiam em inventários de espécies demorados e inviáveis de se aplicar em larga escala (DEPRAETERE *et al.*, 2012). Métodos de monitoramento acústico podem ser, portanto, soluções plausíveis para o problema, pois permitem que a coleta de dados seja feita tanto à longo prazo e em larga escala (AIDE *et al.*, 2013), como também de maneira rápida e com reduções de custo e esforço por parte do pesquisador. Para isto é necessário, porém, que haja uma padronização na forma como o monitoramento acústico é realizado. Os estudos que fizeram uso deste método até hoje utilizaram esforços diferentes sem realmente explicar o porquê da forma de amostragem utilizada (*e.g.*, AIDE *et al.*, 2013; DEPRAETERE *et al.*, 2012; DUARTE *et al.*, 2015; FARINA *et al.*, 2011; GASC *et al.*, 2013). Uma vez determinada a melhor forma de utilizar o monitoramento acústico para acessar informações de diversidade, é possível utilizar este método para amostrar um grande número de áreas em um espaço curto de tempo e com mínimo esforço necessário.

A diversidade filogenética é um componente da diversidade que leva em consideração as relações filogenéticas entre os organismos (MAGURRAN, 2004). Segundo Cianciaruso *et al.* (2009), sua principal premissa é de que em comunidades compostas por espécies filogeneticamente distintas a diversidade encontrada é maior. Isso se deve ao fato de que, em geral, quanto mais próximas duas espécies são, maiores são as chances de estas serem ecologicamente similares (HARVEY & PAGEL, 1991). Assim, ao utilizar-se métricas de diversidade filogenética é possível identificar áreas prioritárias à conservação, pois uma área que possui uma comunidade com maior diversidade filogenética tem mais chances de apresentar respostas às alterações ambientais, se adequando às novas condições (MENDOZA & ARITA, 2014), sendo preferível, portanto, priorizar áreas que apresentem maior diversidade filogenética.

Sendo os anfíbios o grupo de vertebrados com maior proporção de espécies ameaçadas (HOF *et al.*, 2011) e levando em conta a importância destes para as mais diversas áreas (ANDRADE, 2015), o estudo de componentes da diversidade destes organismos se torna essencial para desenvolver estratégias de conservação. Baixa capacidade de dispersão, alta vulnerabilidade à patógenos e ao aumento de radiação e poluição são alguns dos fatores que fazem com que estes animais estejam mais propensos a serem afetados pelas alterações ambientais provocadas pelo homem (CUSHMAN, 2006). Numa paisagem fragmentada e urbanizada como a estudada aqui, as ameaças a estes organismos são ainda maiores (KATS & FERRER, 2003; CUSHMAN, 2006; ALMEIDA-GOMES & ROCHA, 2014).

O processo de urbanização que ocorreu no estuário do Rio Paraíba levou a uma redução de 43% das áreas de vegetação natural entre 1970 e 2010. Hoje 70% da área da Grande João Pessoa se encontra antropizada (STEVENS, 2014). Esse processo de urbanização criou uma paisagem fragmentada, com diversas áreas de Mata Atlântica isoladas. Nesta região existem 16 áreas protegidas que correspondem a 19% dos remanescentes de Mata Atlântica na Paraíba (STEVENS, 2014).

Dessa forma, o presente trabalho busca, primeiramente, fornecer um protocolo de monitoramento acústico passivo que permita a amostragem padronizada de anfíbios anuros, de forma rápida e com o mínimo esforço possível. A partir deste protocolo procurou-se então, amostrar os fragmentos de Mata Atlântica da região da Grande João Pessoa afim de determinar a diversidade filogenética e acústica das taxocenoses de anuros que estes abrigam e os fatores que afetam a manutenção destas espécies nestes fragmentos.

## REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M.; CORRADA-BRAVO, C.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; MILAN, C.; VEGA, G.; ALVAREZ, R. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, 2013.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in na Atlantic forest fragmented area. *Landscape Ecology*, v. 29, p. 29-40, 2014.

- ANDRADE, E. B. Amphibians: why preserve?. **Entomol. Ornithol. Herpetol.**, v. 5, n. 1, 2015.
- CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, p. 231-240, 2006.
- DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, p. 46-54, 2012.
- DUARTE, M. H. L.; SOUSA-LIMA, R. S.; YOUNG, R. J.; FARINA, A.; VASCONCELOS, M.; RODRIGUES, M.; PIERETTI, N. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. **Biological Conservation**, v. 191, p. 623-631, 2015.
- FARINA, A.; LATTANZI, E.; MALAVASI, R.; PIERETTI, N.; PICCIOLO, L. Avian soundscapes and cognitive landscapes: theory, application and ecological perspectives. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1257-1267, 2011.
- GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. Assessing biodiversity with sound: do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities?. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 279-287, 2013.
- HAMMER, A. J.; MCDONNELL, M. J. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2432-2449, 2008.
- HARVEY, P. H.; PAGEL, M. D. **The comparative method in evolutionary biology**. Oxford University, Oxford, p. 239, 1991.
- HOF, C.; ARAÚJO, M. B.; JETZ, W.; RAHBEK, C. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian decline. **Nature**, v. 480, 2011.
- KATS, L. B.; FERRER, R. P. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. **Diversity and Distributions**, v. 99-110, 2003.
- KEELY, C. C.; HALE, J. M.; HEARD, G. W.; PARRIS, K. M.; SUMNER, J.; HAMER, A. J.; MELVILLE, J. Genetic structure and diversity of the endangered growling frass



frog in a rapidly urbanizing region. **R. Soc. open sci.**, v. 2, 2015.

MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell, Oxford, 2004.

MENDOZA, A. M.; ARITA, H. T. Priority setting by sites and by species using rarity, richness and phylogenetic diversity: the case of neotropical glassfrogs (Anura: Centrolenidae). **Biodivers. Conserv.**, v. 23, p. 909-926, 2014.

NYELELE, C.; MURWIRA, A.; SHEKEDE, M. D.; MUGABE, P. Woodland fragmentation explain tree species diversity in an agricultural landscape of Southern Africa. **Tropical Ecology**, v. 55, p. 365-374, 2014.

STEVENS, P. O. **Dinâmica da paisagem no geossistema do estuário do Rio Paraíba – Extremo Oriental das Américas: estimativas de perdas de habitat e cenários de recuperação da biodiversidade**. 125 p., Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

# CAPÍTULO I

---

MONITORAMENTO ACÚSTICO: UM PROTOCOLO PARA AVALIAR A  
DIVERSIDADE DE ANFÍBIOS ANUROS NA MATA ATLÂNTICA

## 1.1. INTRODUÇÃO

Existem diversos métodos para avaliar a diversidade de um ambiente: o índice de Simpson, a equitabilidade de Shannon ou o índice de Berger-Parker são apenas alguns exemplos (MAGURRAN, 2004). Nos dias de hoje a importância destes índices parece maior do que nunca, uma vez que as alterações ambientais provocadas pelas atividades humanas têm levado à perda de espécies de forma extremamente rápida. Alguns pesquisadores têm previsto para um futuro próximo taxas de extinção para ecossistemas terrestres maiores que as estimadas pelo registro fóssil do Cenozóico, e que podem chegar a ultrapassar as taxas atuais em mais de duas ordens de magnitude (MACE & MASUNDIRE, 2005; PEREIRA *et al.*, 2010). Assim, a maioria dos métodos de avaliação de diversidade não parece ser compatível com o problema que temos em mãos, dado que a coleta de dados para seu cálculo pode não ser suficientemente rápida para lidar com a acelerada perda de espécies. Isso porque os métodos tradicionais baseiam-se em inventários que demoram para serem realizados, de forma que não são viáveis para uma avaliação rápida e em larga escala de diversidade, principalmente em grupos altamente diversos (DEPRAETERE *et al.*, 2012). Portanto, a maior parte do que sabemos da diversidade de organismos vem de localidades específicas, em períodos de tempo consideravelmente curtos, gerando assim uma distribuição altamente agregada de informação que pode limitar o entendimento de processos ecológicos de larga escala (PORTER *et al.*, 2009). Nesse sentido, estratégias de monitoramento acústico passivo parecem ser soluções plausíveis, já que permitem a coleta de dados em longo prazo (AIDE *et al.*, 2013) e com uma redução considerável do esforço e do custo financeiro.

Apesar de ser uma área de pesquisa recente, vários estudos já demonstraram a eficácia de métodos acústicos para acessar informações básicas de biodiversidade. Sueur *et al.* (2008) desenvolveram índices de diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  a partir de dados acústicos de comunidades animais simuladas e de florestas da Tanzânia e testaram a eficiência dos mesmos para determinar, respectivamente, a riqueza de espécies de uma área e para distinguir a riqueza encontrada em diferentes localidades. O índice de Entropia Acústica (H), por eles desenvolvido (uma adaptação do índice de Shannon), de diversidade  $\alpha$ , se apresentava significativamente mais alto em áreas com maior riqueza; enquanto que o índice de Dissimilaridade Acústica (D), de diversidade  $\beta$  diferenciava claramente entre duas comunidades, ressaltando a diferença de espécies presentes em cada uma. Esses índices foram recentemente melhorados e testados em comunidades com menor diversidade e com maior interferência acústica originada de atividades humanas (DEPRAETERE *et al.*, 2012) e

mostraram resultados semelhantes em termos de eficiência. Gasc *et al.* (2013) vão além, testando os índices de diversidade acústica quanto à capacidade de prever corretamente diversidade filogenética e funcional de uma taxocenose de aves. Eles observaram que há uma alta correlação entre distâncias acústicas e filogenéticas e que os índices acústicos estão correlacionados aos índices funcionais. Em conjunto, esses estudos nos mostram que métodos acústicos de avaliação da biodiversidade podem ser substitutos viáveis e eficientes, especialmente ao considerarmos a enorme quantidade de dados que podem ser gerados a partir de um esforço reduzido.

Apesar de serem promissores, os métodos de amostragem acústica ainda não possuem uma padronização quanto ao tempo de amostragem e ao esforço que deve ser empregado, em função de sua eficiência na determinação da diversidade. Por exemplo, Depraetere *et al.* (2012) gravaram 2:30min a cada 15 minutos durante 3h em torno do nascer e do pôr do sol; já Gasc *et al.* (2013) utilizaram o primeiro minuto de cada hora de um período de 2 meses. Pekin *et al.* (2012) gravaram 10 min de cada hora no período das 18:00h às 12:00h por aproximadamente 3 meses, enquanto que Aide *et al.* (2013) fizeram sua amostragem utilizando 6 min por hora (1 min a cada 10 min), 24h por dia. Esses estudos são só alguns exemplos de como cada pesquisador adotou um método diferente, apesar de nenhum deles justificar o porquê do método escolhido.

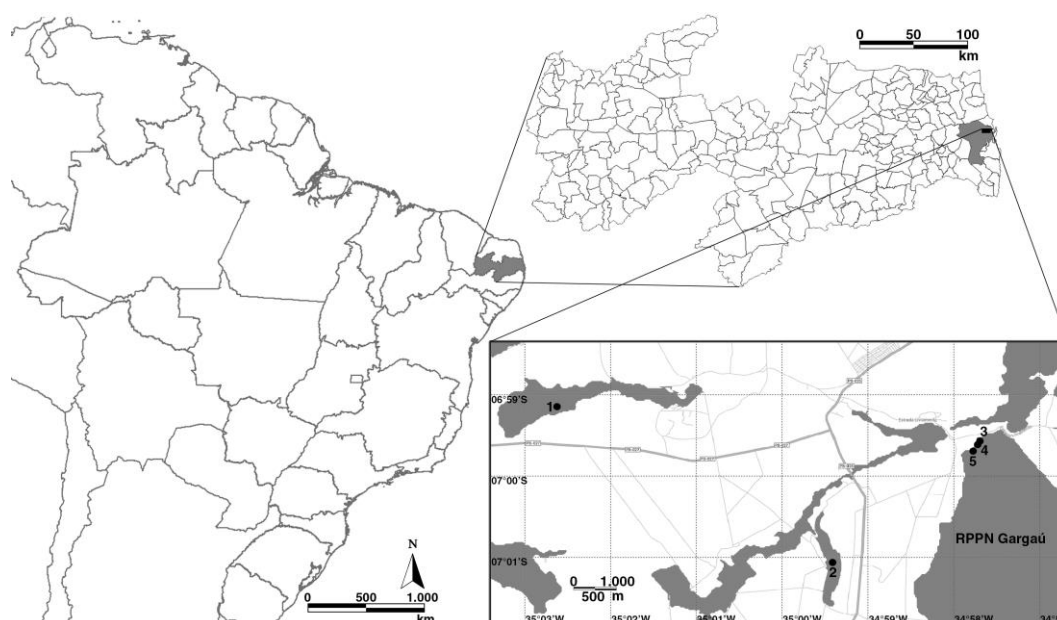
Dado o exposto, o objetivo desse trabalho é de estabelecer o melhor protocolo para determinar a riqueza de espécies (neste caso, de anuros), de forma que seja possível a comparação entre diferentes áreas, a partir de dados de monitoramento acústico na Floresta Atlântica. Para isso foram utilizadas gravações realizadas na RPPN Gargaú, onde o inventário de espécies já havia sido realizado por Simões (2014). Isso permitiu a comparação dos dados tradicionais (de procura ativa) com estimativas acústicas, o que possibilitou verificar qual o menor esforço a ser adotado nas amostragens acústicas sem reduzir a quantidade de informação.

## **1.2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **1.2.1. Área de Estudo**

Foram utilizados dados coletados na área pertencente à Japungu Agroindustrial S/A (Usina Japungu), localizada no município de Santa Rita-PB. A região possui diversos

fragmentos de Floresta Atlântica circundados por canaviais e vegetação secundária em diferentes estados sucessionais (MONTENEGRO, 2011), que em sua maioria, margeiam rios e são entremeados por áreas alagadas e abertas. Esta área está situada na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004), e sofre impacto de atividades agrárias (SIMÕES, 2014). A média pluviométrica mensal varia de 18.66mm em novembro a 282.75mm em junho. A estação chuvosa se inicia em março, com 142.01mm (MONTENEGRO, 2011; SIMÕES, 2014). O clima é quente e úmido com temperatura média anual próxima a 25°C (FIALHO & GONÇALVES, 2008). Foram escolhidos cinco pontos para alocação dos gravadores que coletaram os dados acústicos. Estes foram determinados com base em acessibilidade e presença de corpos d'água lóticos (Rios Pirucaia e Vermelho – onde haviam 4 pontos) e lânticos (Lagoa Encantada) (Figura 1.1), visando aumentar o esforço amostral.



**Figura 1.1.** Mapa da área de estudo com os pontos de coleta marcados. 1= Lagoa Encantada; 2= Rio Pirucaia, 3= Rio Vermelho 3; 4= Rio Vermelho 2; 5= Rio Vermelho 1. Fonte: Simões (2014); autorizado pelo autor.

### 1.2.2. Coleta de Dados

Foram utilizados dados cedidos por Simões (2014), que realizou expedições mensais com duração de seis dias durante o período de um ano (março de 2013 a fevereiro de 2014). Durante estas expedições um gravador digital foi posicionado em cada um dos 5 pontos de coleta (Rio Vermelho I (6°59'36.78"S, 34°57'44.21"O), II (6°59'40.74"S, 34°57'46.66"O) e III (6°59'35.34"S, 34°57'42.77"O); Rio Pirucaia (7° 1'3.94"S, 34°59'24.11"O) e Lagoa Encantada (6°59'8.74"S, 35° 2'36.38"O)) (fig. 1.1). Estes estiveram funcionando 24h por dia, por 5 dias,

gerando diversos arquivos de áudio com aproximadamente 6h de duração. A abordagem criou a situação ideal para o teste metodológico, uma vez que forneceu dados de diversidade obtidos por meio dos métodos tradicionais (coleta ativa, manual, e coleta via armadilhas de interceptação-e-queda), bem como gravações de longa duração da área, que permitiram uma variação no esforço de aquisição bioacústica dos dados. Foram utilizados gravadores digitais Sony ICD-PX312F gravando no formato mp3, com uma quantidade de informação de 192kbps. Os gravadores foram dispostos em cabanas protetoras camufladas com garrafas PET e meias-calças confeccionadas para que pudessem resistir às adversidades, como chuva, sol, vento e furto (SIMÕES, 2014).

### **1.2.3. Análise de Dados**

Os arquivos de áudio de 6h de duração foram divididos em arquivos de um minuto, utilizando o programa mp3splt-gtk (TROTTA & MUNTEANU, 2014). Após, foram selecionados os minutos de interesse, referentes ao período das 16h às 5h, horário de maior atividade de anuros. Ouviu-se então 1 minuto a cada 10 (6min por hora), para cada uma das 5 localidades, e registrou-se todas as espécies de anfíbios anuros que se encontravam em atividade. Isso forneceu dados de incidência das espécies. Com a matriz gerada a partir destes dados foram realizadas estimativas de riqueza de espécies através do programa EstimateS (COLWELL, 2013), por meio do estimador não paramétrico ICE. Cada estimativa foi realizada utilizando diferentes graus de esforço amostral em termos temporais (dias, horas, minutos) e espacial (número de pontos de coleta; ver abaixo). Ao final, um teste de qui-quadrado também foi utilizado para determinar se a redução nas estimativas de riqueza quando se utiliza o método de amostragem proposto é significativa.

#### **1.2.3.1. Análise dos Dados Espaciais**

Quanto ao número de localidades utilizadas, que corresponde ao número de gravadores dispostos em campo, testou-se primeiramente reduzir o esforço para 4 gravadores, excluindo cada uma das 5 localidades, uma por vez. Posteriormente, foram excluídos 2 pontos da análise (o que corresponderia a utilizar apenas 3 gravadores por área). Dessa forma foi possível estabelecer como as estimativas reagiram à redução de pontos amostrais, e isso permitiu determinar um número mínimo de gravadores necessários para reduzir o esforço sem que grandes quantidades de informação fossem perdidas.

Também foi utilizado o programa FITOPAC 1.6 (SHEPHERD, 2006) para construir

um dendrograma relacionando a similaridade entre as 3 diferentes áreas da Usina Japungu com relação às espécies existentes.

### **1.2.3.2. Análise dos Dados Temporais**

Com base numa amostragem máxima de 6 minutos de cada hora (1 min a cada 10), reduziu-se o esforço para 3min/hora (1 min a cada 20) e então para 1min/hora. Utilizou-se então o EstimateS para realizar uma estimativa da riqueza de espécies (com base em 1000 randomizações) para cada um destes esforços amostrais, com o objetivo de estipular a quantidade mínima de minutos a serem analisados por hora, e como a redução no esforço influi nas estimativas de riqueza.

Com relação à quantidade de dias necessários para a amostragem mensal, o esforço foi reduzido progressivamente, de 5 para 4, 3 e 2 dias, permitindo determinar a quantidade de dias necessários para uma amostragem que mantenha a informação acerca da riqueza de espécies.

Também se testou reduzir o esforço amostral com relação às horas. Para isso, primeiramente cada os minutos de cada hora foram analisados separadamente (das 16:00 às 05:50), determinando a riqueza de espécie em cada uma e definindo assim o pico de atividade dos anuros na área, pois esse será o horário de interesse para as análises em que reduzimos o esforço amostral de 13h para 08h, 04h e 02h.

Por fim, utilizando o total de incidência das espécies, calculou-se para cada hora compreendida entre 16h e 5h a similaridade de Morisita-Horn (MAGURRAN, 1988) que foi utilizada para a construção de um dendrograma UPGMA por meio do uso do programa FITOPAC 1.6 (SHEPHERD, 2006). Através dessa análise buscou-se identificar períodos de tempo cuja informação de espécies de anuros em atividade se sobrepusesse. O índice varia entre 0 e 1, onde 1 indica que ambas as amostras têm a mesma composição, e 0 que as amostras são completamente diferentes quanto a composição. Assim, horas que se apresentem agrupadas no dendrograma apresentam pouca informação adicional quando comparadas a horas agrupadas em outro ramo.

## **1.3. RESULTADOS**

Foram analisados um total de 2100 minutos correspondentes às horas selecionadas (16:00 às 05:50) dos 5 dias de expedição nos 5 pontos de coleta escolhidos (Lagoa Encantada,

Rio Pirucaia, Rio Vermelho I, II e III). Por meio da análise das gravações, foi possível identificar a presença de 15 espécies de anuros em atividade nestas 5 localidades, sendo elas: *Dendropsophus branneri*, *Dendropsophus minutus*, *Dendropsophus nanus*, *Dendropsophus soaresi*, *Hypsiboas albomarginatus*; *Leptodactylus natalensis*, *Lithobates palmipes*, *Leptodactylus troglodytes*, *Leptodactylus vastus*, *Phyllomedusa nordestina*, *Pristimantis ramagii*, *Scinax eurydice*, *Scinax fuscomarginatus*, *Scinax nebulosus* e *Scinax x-signatus*.

Na tabela 1 estão resumidas as estimativas de riqueza encontradas para a área da Usina Japungu onde é possível ver que a maior parte da riqueza de anuros da região concentra-se no fragmento contendo a Lagoa Encantada.

**Tabela 1.1.** Riqueza e estimativas de riqueza para cada um dos fragmentos de mata onde foram posicionados os gravadores (Lagoa Encantada, Rio Pirucaia e RPPN Gargaú) e para a área da Usina Japungu como um todo. S: riqueza observada; ICE: estimador de riqueza baseado em incidência.

	<b>S</b>	<b>ICE</b>
<b>Lagoa Encantada</b>	12	9.58
<b>Rio Pirucaia</b>	5	3
<b>RPPN Gargaú</b>	9	7.66
<b>Usina Japungu</b>	15	14.13

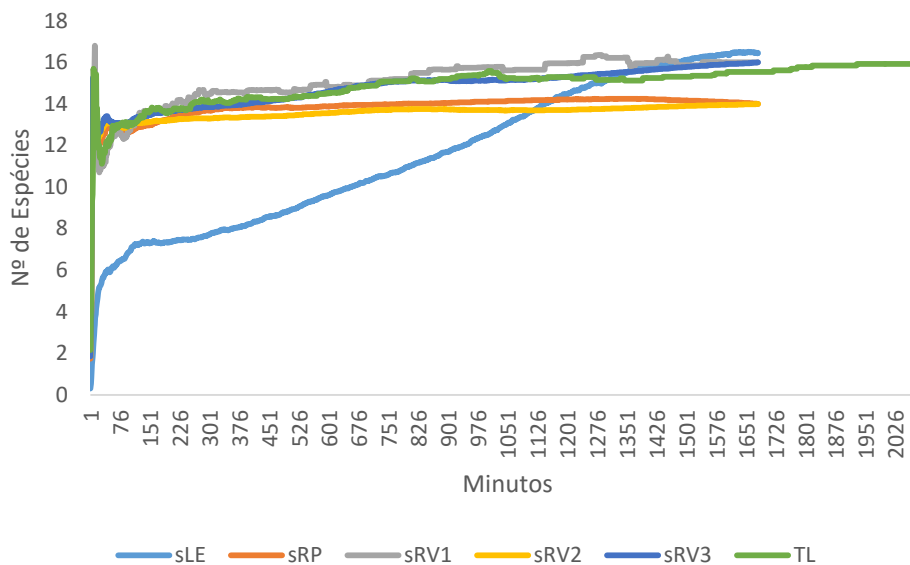
### 1.3.1. Determinação do Esforço Espacial

A exclusão de 1 ponto amostral não parece ter alterado de forma contundente as estimativas de riqueza, visto que quase todas as curvas estabilizaram entre 14 e 16 espécies. Retirando-se o ponto referente à Lagoa Encantada, tem-se uma estimativa de 16 espécies, o mesmo ocorre ao se excluir os pontos amostrais “Rio Vermelho III” e “Rio Vermelho I” (fig. 1.2). Para os outros 2 casos (a análise sem o ponto Rio Pirucaia e sem Rio Vermelho II), há uma estimativa de 14 espécies, uma pequena redução em relação às anteriores, já que foram detectadas de fato 15 espécies.

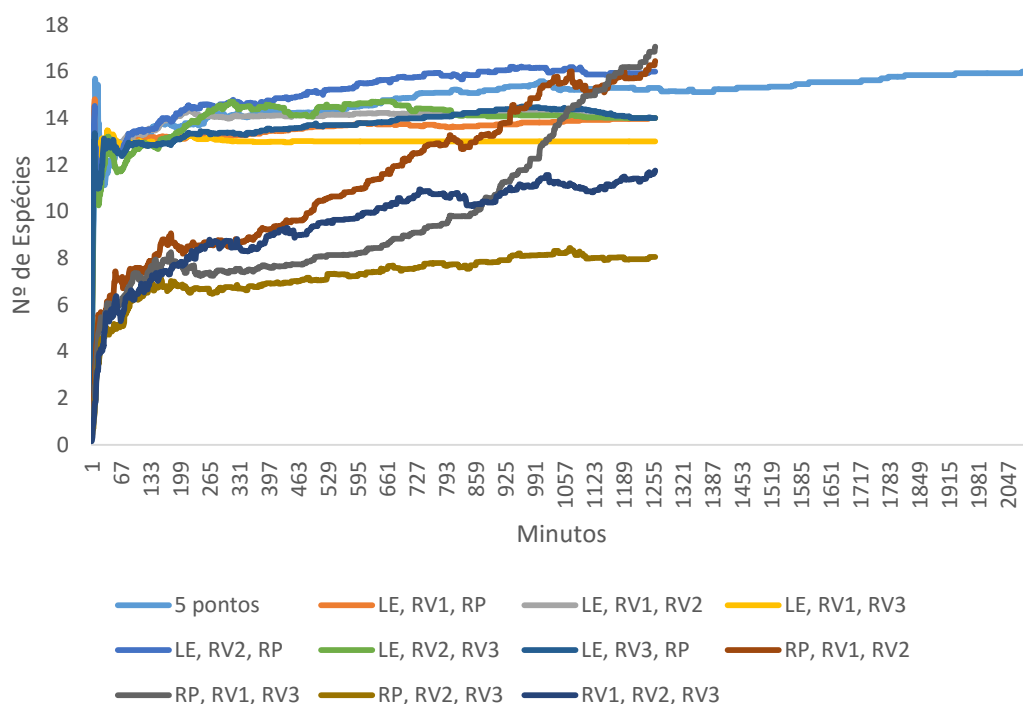
Por outro lado, retirando-se 2 pontos ocorrem grandes diferenças dependendo da combinação de localidades presente na análise. As estimativas vão de 16,83 espécies (quando se considera os pontos Rio Pirucaia, Rio Vermelho I e Rio Vermelho III juntos) até 7,96



espécies (quando se considera os pontos Rio Pirucaia, Rio Vermelho II e Rio Vermelho III juntos) (fig. 1.3). A maior parte destas estimativas, porém, estão na faixa entre 13 e 16 espécies.



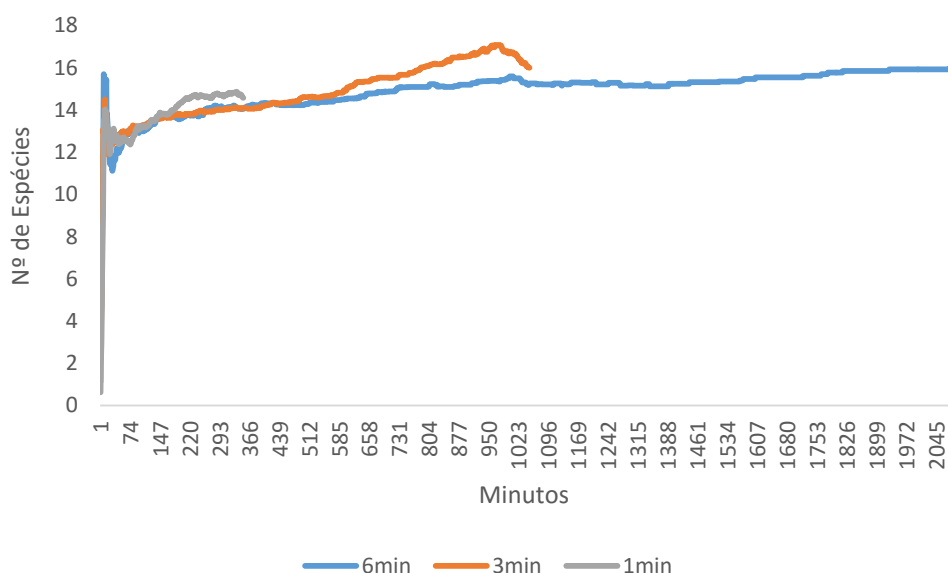
**Figura 1.2.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu , utilizando um esforço amostral de 4 gravadores. Para cada uma das 5 análises, uma localidade foi excluída. sLE = sem Lagoa Encantada; sRP = sem Rio Pirucaia; sRV1 = sem Rio Vermelho 1; sRV2 = Sem Rio Vermelho 2; sRV3 = sem Rio Vermelho 3; TL = Todas as localidades.



**Figura 1.3.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando um esforço amostral de 3 gravadores. LE = Lagoa Encantada; RP = Rio Pirucaia; RV1 = Rio Vermelho I; RV2 = Rio Vermelho II; RV3 = Rio Vermelho III. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.

### 1.3.2. Determinação da Parte Temporal do Esforço

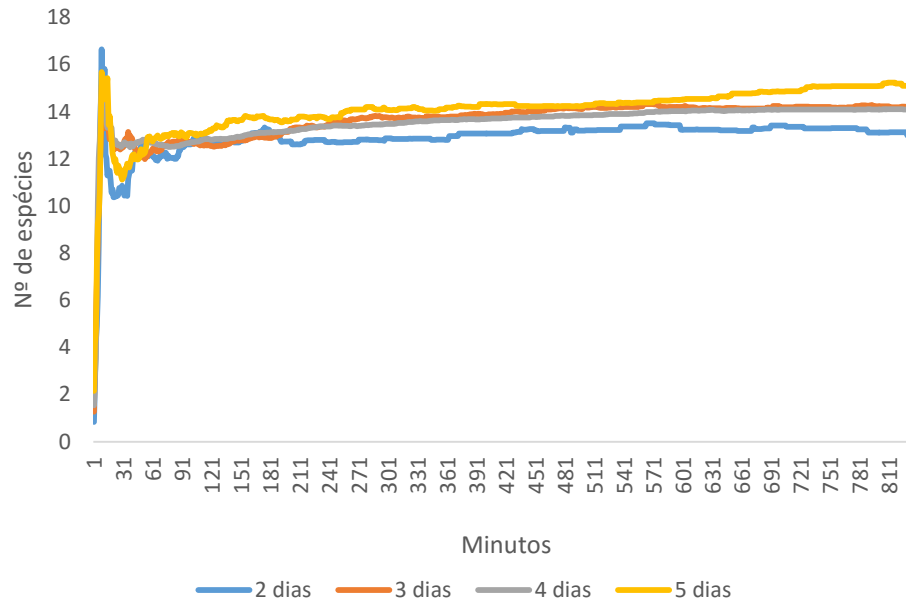
Para um esforço amostral de 6min/hora, foi obtida uma estimativa de 16 espécies para a área, com o estimador ICE estabilizando próximo aos 2000 minutos. Ao reduzir esse esforço para 3min por hora essa estimativa é mantida, com a diferença de que a estabilização do estimador não ocorre (fig. 1.4). Há primeiro, uma superestimativa de 17 espécies e após isso a redução para 16. Já com uma amostragem de 1 min por hora, porém, encontra-se uma redução no número de espécies estimadas (14,57).



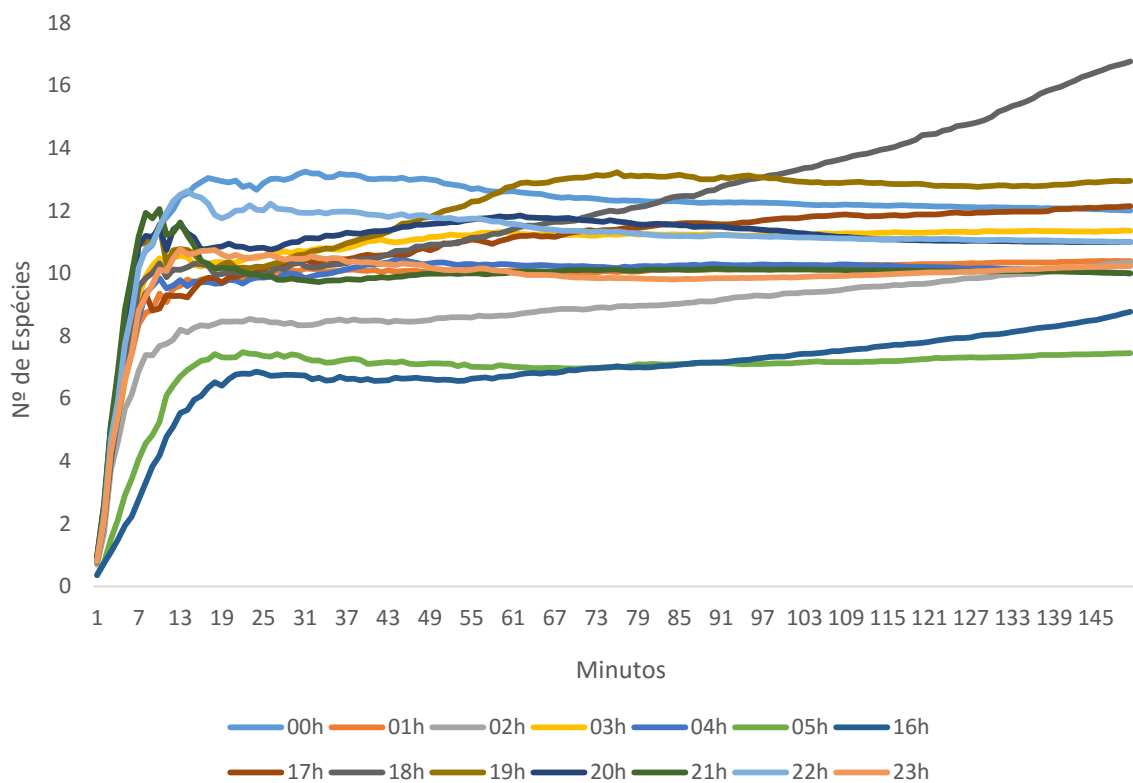
**Figura 1.4.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando diferentes esforços amostrais quanto ao número de minutos analisados por hora (6 min, 3 min e 1 min).

Nas análises para determinar o número mínimo de dias necessários a serem amostrados, observou-se que uma amostragem de 3 e 4 dias gera uma curva estabilizando com 14 espécies estimadas. Quando esse esforço é reduzido para 2 dias há uma pequena diminuição na estimativa que cai para cerca de 13 espécies. Com 5 dias o estimador estabiliza com 16 espécies estimadas (fig. 1.5).

Com relação às horas, foi visto que o horário que apresenta maior diversidade de espécies em atividade é às 18h (16,77 espécies estimadas), seguido pelas 19h (12,95 spp.) (fig. 1.6). O menor número de espécies estimadas é encontrado às 5h (7,45 spp.) e às 16h (8,77 spp.), indicando que essas faixas de horário podem ser excluídas sem perda considerável de dados.

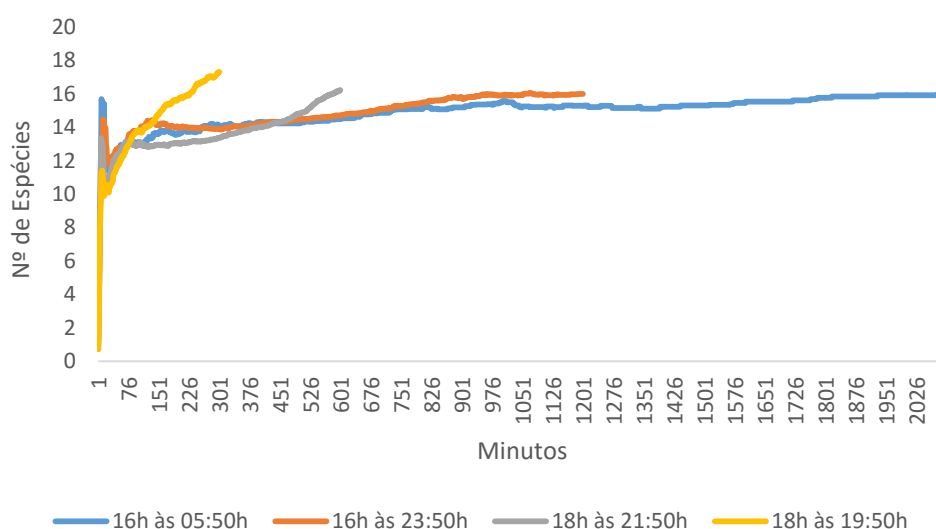


**Figura 1.5.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu com diferentes esforços amostrais com relação ao número de dias/ mês utilizados.



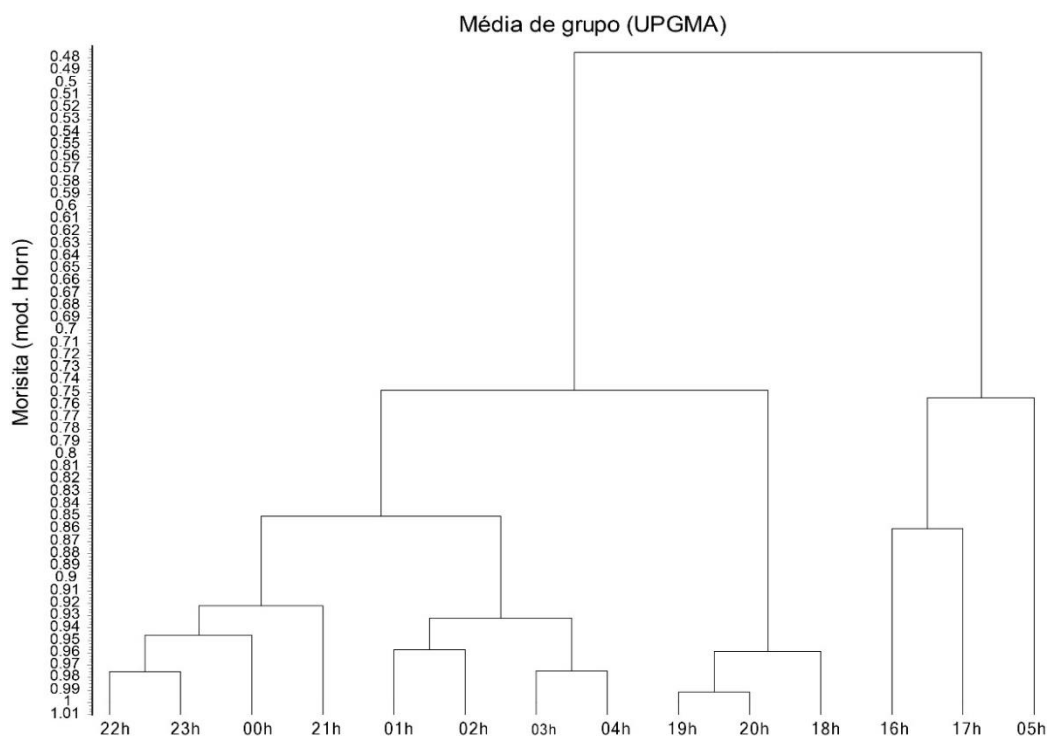
**Figura 1.6.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu levando em consideração cada hora (das 16h às 05:50), separadamente. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.

Quando se reduziu o esforço amostral para 08h, 04h e 02h não houve diferença relevante. Em todos os casos (com exceção da análise com 2h), há uma estimativa de 16 espécies para a área da Usina Japungu (fig. 1.7). Ao se considerar apenas o horário compreendido entre 18h e 19:50h, tem-se uma estimativa de 17 espécies, que pode ter acontecido devido ao esforço amostral, neste caso, não ser grande o suficiente para permitir ao estimador alcançar a estabilização da curva. O mesmo ocorre quando se utiliza 4h de amostragem. Para 08h de amostragem, porém, ocorre a estabilização da curva, o que indica que o horário que compreende a madrugada (00h às 05:50) pode ser excluído durante o monitoramento.



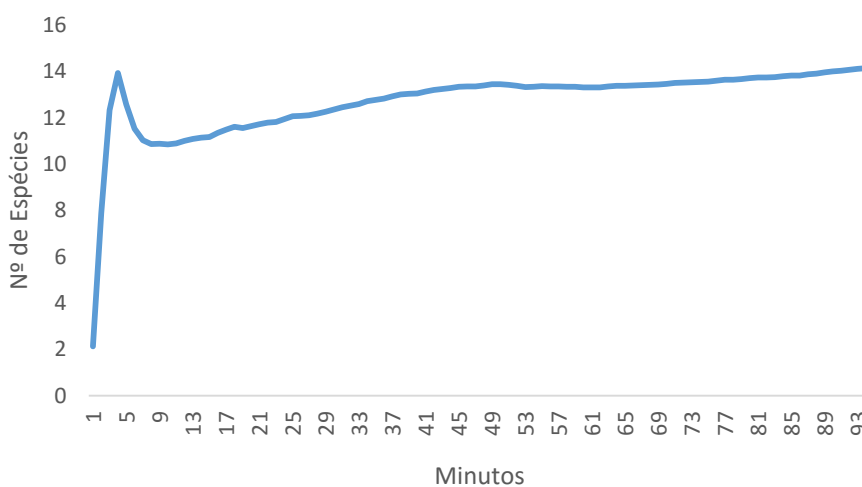
**Figura 1.7.** Riqueza de espécies estimadas na área da Usina Japungu utilizando um esforço amostral de 13h (16h às 05:50h), 08h (16:00 às 23:50h), 4h (18:00 às 21:50h) e 2h (18:00h às 19:50h).

No dendrograma da figura 1.8 foram obtidos 4 agrupamentos que indicam que a redundância de espécies ativas em determinados grupos de horários é muito alta. A similaridade dentre os agrupamentos pode chegar a 96%, mas atingindo valores menores que 75% em um deles. O dendrograma sugere que o esforço ideal seria composto por pelo menos uma das horas de cada um dos quatro agrupamentos. Há um grupo de espécies ativas no período das 21h à 0h, outro grupo de 01h às 04h, um de 18h às 20h e mais um que compreende 16h, 17h e 5h, e a amostragem captaria todos os grupos.



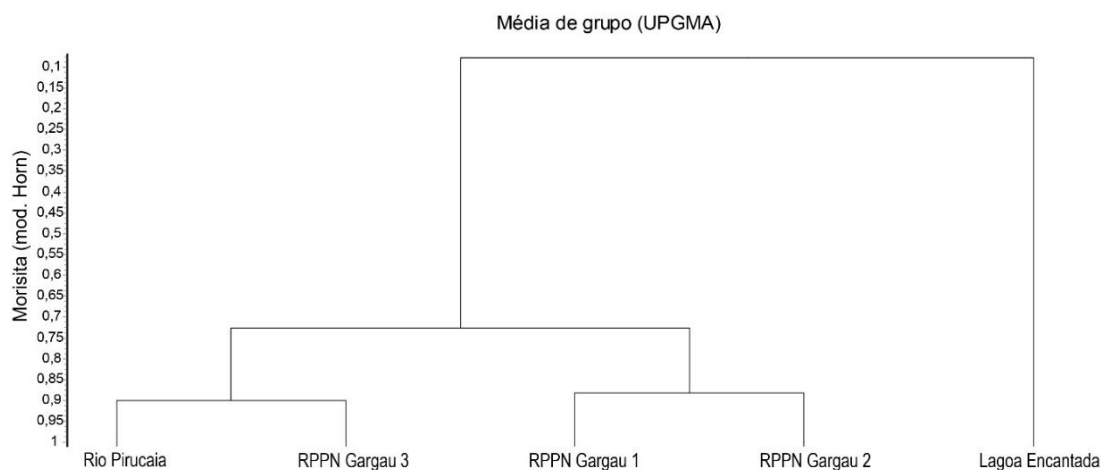
**Figura 1.8.** Dendrograma relacionando à riqueza de espécies da Usina Japungu, com o horário de atividade das espécies.

Tendo em mente os resultados das várias etapas dessa amostragem, realizou-se então uma estimativa de espécies utilizando o resultado principal das diversas etapas juntas (fig. 1.9). Ou seja, 3min/hora. 4h/dia (sendo estas dispersas entre os picos de atividade das diferentes espécies que compõem a taxocenose, 2 dias/mês e 5 pontos amostrais. Assim, tem-se uma estimativa de 14,12 espécies, que é minimamente inferior ( $X\text{-squared} = 0.026593$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.8705$ ) ao que se encontra com um esforço amostral vinte vezes maior ao que é proposto aqui (15 espécies).



**Figura 1.9.** Estimativa de riqueza de espécies da área pertencente à Usina Japungu, utilizando a amostragem aqui proposta. Eixo x corresponde aos minutos analisados e y as espécies estimadas.

Por fim, a figura 1.10 mostra o dendrograma comparando as áreas onde foram colocados os gravadores, evidenciando uma clara separação entre ambientes lóticos e lênticos quanto a composição de espécies.



**Figura 1.10.** Dendrograma relacionando a riqueza de espécies a área onde foram detectadas.

## 1.4. DISCUSSÃO

A falta de padronização na coleta de dados de monitoramento bioacústico pode levar os pesquisadores a realizar uma amostragem além do necessário, gerando uma enorme quantidade de dados que poderão não ser significantes e aumentando os custos financeiros e a periculosidade associados. Da mesma forma, o inverso também é provável, com a amostragem sendo insuficiente para representar a real riqueza de espécies de uma região. Por isso, estabelecer um protocolo para os estudos que utilizam esta ferramenta acústica se faz necessário.

Quando se testou reduzir o esforço espacial, viu-se que na presença do ponto amostral correspondente à Lagoa Encantada, as curvas estabilizaram entre 13 e 16 espécies estimadas, e quando esse ponto está ausente da análise uma redução contundente da estimativa ocorre. Assim, ao invés de aumentar o número de pontos amostrais por área o ideal é selecionar criteriosamente onde estes serão colocados, visando cobrir o maior número de ambientes possíveis em que a presença de anuros seja mais provável, dando preferência a locais com presença de corpos d'água, onde a diversidade destes animais está, em geral, mais concentrada. O dendrograma da figura 10 mostra uma clara diferença entre as áreas com

corpos d'água lóticos (Rio Pirucaia e RPPN Gargaú) e lânticos (Lagoa Encantada). A riqueza de espécies aqui encontrada está em sua maior parte concentrada neste último, evidenciando a importância de corpos d'água para a presença de anuros em um ambiente (PARRIS & MCCARTHY, 1999), em especial os lânticos.

. Mesmo que se levante a dúvida de que os resultados aqui obtidos são devidos às particularidades da região onde os gravadores foram dispostos, resultados de outros estudos corroboram estes achados: Depraetere *et al.* (2012) utilizaram 3 estações amostrais por área e obtiveram resultados satisfatórios, tendo conseguido determinar o impacto da atividade humana em uma das duas áreas por eles estudadas; Aide *et al.* (2013) utilizaram apenas uma estação amostral, (permanente), e conseguiram dados de 9 espécies de diversos grupos; já Gasc *et al.* (2013) utilizaram 1 ponto amostral por área (comparando 3 áreas) e também conseguiram detectar diferenças na biodiversidade encontrada em cada um dos locais. Contudo, dependendo do tamanho da área a ser amostrada, poucos pontos amostrais podem resultar em uma subestimativa da riqueza da área. Por esse motivo optou-se pela manutenção de 5 pontos amostrais por área.

Quando se considera o esforço temporal, mais especificamente a quantidade de minutos/hora a ser utilizada, a amostragem com 3min é suficiente, apesar da curva do estimador só estabilizar quando se utiliza 6min/hora. Isso porque, como o objetivo é utilizar o protocolo aqui definido para comparar diferentes áreas acerca da riqueza, não se faz necessário detectar todas as espécies que compõem a taxocenose de um local, mas sim ter um protocolo que nos dê um número próximo ao real, permitindo a comparação entre localidades. Ao comparar os resultados aqui obtidos com aqueles de Simões (2014) é possível perceber a eficiência do método, uma vez que para o mesmo período de tempo (mês de junho) conseguiu-se detectar um número de espécies próximo ao que o autor encontrou a partir de métodos tradicionais de coleta (busca ativa e armadilhas *pitfall*) – detectou-se a presença de 15 espécies, tendo este encontrado 17. O método aqui proposto permite não apenas a obtenção dos dados de forma rápida, mas também a padronização da amostragem em um grande número de áreas num curto período de tempo garantindo que as condições ambientais sejam as mesmas durante a coleta em todas as áreas. Os resultados aqui obtidos indicam que estudos como o de Depraetere *et al.* (2012) que utilizaram 2:30min a cada 15 de um período de 6h, ou o de Pekin *et al.* (2012) que utilizaram 10min de cada hora de um período de 14h podem estar utilizando um esforço muito maior que o necessário, sendo que ao reduzi-lo provavelmente alcançariam os mesmos resultados.

Com relação ao número de dias por mês, os resultados mostram que uma amostragem de 2 dias é suficiente para o objetivo aqui proposto. Porém, deve-se ressaltar que os 2 dias aqui aplicados destinam-se a um estudo que visa a comparação entre áreas e não a determinação da riqueza “real” de espécies da área. Para este caso, ainda são necessários estudos para determinar qual a amostragem ideal, já que esta deve ocorrer em diferentes períodos de tempo ao longo de um ano, para se assegurar que o período de atividade de todas as espécies da área foi coberto na amostragem.

Nas análises em que se reduziu a quantidade de horas/dia utilizadas na amostragem os resultados representados no gráfico da figura 7 levam a crer que o esforço deve estar concentrado no período das 16:00 às 23:50. Ou seja, diminuir o esforço amostral para 8h parece ser o ideal, já que com 4 e 2h não ocorre a estabilização da curva do estimador. Porém, visto que é preciso considerar também a composição de espécies em atividade em cada horário, as análises de UPGMA nos dão uma melhor perspectiva sobre esse aspecto, tal como podemos ver abaixo. No dendrograma é visto que o grau de similaridade de espécies em atividade dentro de cada agrupamento é muito alto, fazendo com que uma amostragem contínua seja redundante, já que as mesmas espécies estarão em atividade no período considerado (fig. 1.8.). Este dendrograma mostra que uma amostragem de 4h, que abranja todos os grupos, é suficiente. Esta conclusão é evidenciada principalmente quando se olha o grupo que vai das 18h às 21h, que destoa dos outros, formando um grupo muito bem definido. Portanto, levando em conta o propósito para o qual este protocolo foi desenvolvido, utilizar 4h, sendo uma pertencente a cada grupo definido pelo dendrograma, é suficiente. A metodologia adotada por Pekin *et al.* (2012) leva em consideração apenas as espécies em atividade durante o coro do anoitecer. Já Pieretti *et al.* (2011), estudando comunidades de aves, fizeram gravações apenas durante o amanhecer quando a maioria destes animais está em atividade. Depraetere *et al.* (2012) obtiveram gravações de ambos os coros, do amanhecer e do entardecer. Embora estes sejam horários mais prováveis de encontrar uma grande diversidade de espécies em atividade (SUEUR *et al.*, 2008), dependendo do grupo que se está considerando, esse tipo de metodologia ignora as espécies que começam a vocalizar em horários mais tardios, provavelmente evitando competição com as espécies que vocalizam ao anoitecer e/ou ao amanhecer. Ao adotar a metodologia que aqui apontamos, aumenta-se a chance de registrar uma maior diversidade de espécies de anuros, sem com isso aumentar o esforço amostral.

Os resultados aqui obtidos trazem boas perspectivas, uma vez que a redução do



esforço amostral julgado ser possível pelos resultados deste estudo, permite determinar a riqueza de uma área em até dois dias, sendo esta uma amostragem por um método não-invasivo, que não necessita da presença do pesquisador em campo.

## 1.5. CONCLUSÕES

Em prol dos resultados aqui apresentados, conclui-se que um protocolo de monitoramento acústico destinado à comparação da riqueza de espécies de anuros de diferentes localidades da Floresta Atlântica e utilizando o menor esforço possível deve utilizar uma amostragem de 3 min/hora, 4h/dia (sendo estas dispersas entre os picos de atividade das diferentes espécies que compõem a taxocenose), 2 dias/mês e 5 pontos amostrais. Mesmo diante de uma redução na detecção de espécies (de 16 para 14), o protocolo proposto reduz o esforço em quase 20 vezes, possibilitando sua replicação em outras áreas, ou por um período mais longo.

## 1.6. REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M.; CORRADA-BRAVO, C.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; MILAN, C.; VEGA, G.; ALVAREZ, R. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, 2013.
- COLWELL, R. K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão: 9. 2013. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>>. Acesso em: 10 mar. 2015.
- DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, p. 46-54, 2012.
- FIALHO, M. S.; GONÇALVES, G. F. Primatas da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, v. 15, 2008.
- GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. Assessing biodiversity with sound: do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities?. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 279-287, 2013.

- IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.
- MACE, G. M.; MASUNDIRE, H. **Ecosystems and human-well being: current state and trends**. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell, Oxford, 2004.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1988.
- MONTENEGRO, M. M. V. **Ecologia de Cebus flavius (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba**. 131 p. Tese. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.
- PEKIN, B. K.; JUNG, J.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; AHUMADA, J. A. **Landscape Ecol**, v. 27, p. 1513-1522, 2012.
- PEREIRA, H. M.; LEADLEY, P. W.; PROENÇA, V.; ALKEMADE, R.; SCHARLEMANN, J. P. W.; FERNANDEZ-MANJARRÉS, J. F.; ARAÚJO, M. B.; BALVANERA, P.; BIGGS, R.; CHEUNG, W. W. L.; CHINI, L.; COOPER, H. D.; GILMAN, E. L.; GUÉNETTE, S.; HURTT, G. C.; HUNTINGTON, H. P.; MACE, G. M.; OBERDORFF, T.; REVENGA, C.; RODRIGUES, P.; SCHOLE, R.; SUMAILA, U. R.; WALPOLE, M. Scenarios for Global Biodiversity in the 21<sup>st</sup> Century. **Science**, v. 330, 1496–1501, 2010.
- PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: the Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 868 – 873, 2011.
- PORTER, J. H.; NAGY, E.; KRATZ, T. K.; HANSON, P. New eyes on the world; advanced sensors for ecology. **Bioscience**, v. 59, p. 385-397, 2009.
- SHEPHERD, G.J. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas. 2006. Disponível em: <<http://pedroisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>>. Acesso em: 30 ago. 2015.
- SIMÕES, C. R. M. **A estrutura da taxocenose e a partição do nicho acústico entre anfíbios anuros em uma área de Floresta Atlântica**. 72 p., Dissertação.

Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

SUEUR, J.; PAVOINE, S.; HAMERLYNCK, O.; DUVAIL, S. Rapidacousticsurvey for biodiversityappraisal. **PLoS ONE**, v. 3, 2008.

TROTTA, M; MUNTEANU, A. Mp3spl-t-gtk: software livre. Versão: 0.9.2. 2014. Disponível em: <[mp3spl-t.sourceforge.net/mp3spl-t\\_page/about.php](http://mp3spl-t.sourceforge.net/mp3spl-t_page/about.php)>. Acesso em: 05 jan. 2015.

## **CAPÍTULO II**

---

A DIVERSIDADE FILOGENÉTICA E ACÚSTICA DE TAXOCENOSES DE ANUROS NOS FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA DA GRANDE JOÃO PESSOA

## 2.1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais diversos do Brasil e, embora hoje esteja reduzida a menos de 12% da área que ocupava originalmente (ALMEIDA-GOMES & ROCHA, 2014), ainda é um *hotspot* de biodiversidade (principalmente por causa do forte endemismo existente (RIBEIRO *et al.*, 2009)) e por isso fonte de grande preocupação, já que a urbanização (uma das principais causas de perda de Mata Atlântica) continua ameaçando este bioma.

A urbanização leva à fragmentação, perda e separação de habitats, que, entre outros fatores, são algumas das maiores razões para perda de biodiversidade. É possível encontrar uma grande quantidade de estudos confirmando os efeitos negativos destes fatores (AREENDRAN *et al.*, 2013; DIXO & METZGER, 2010; FISCHER & LINDENMAYER, 2007; GREEN, 2003; HAMMER & MCDONNEL, 2008; NYELELE *et al.*, 2014; PINEDA & HALFFTER 2004; BITTENCOURT-SILVA & SILVA, 2014; WANGER *et al.*, 2010). A fragmentação de habitats pode resultar, por exemplo, na redução da diversidade genética e incremento dos efeitos de borda (KEELY *et al.*, 2015). Esses efeitos podem ser extremamente nocivos aos anfíbios, uma vez que paisagens fragmentadas tendem a possuir uma temperatura mais elevada e umidade reduzida, fazendo com que esses locais deixem de ser favoráveis para espécies de anfíbios, sobretudo aquelas que preferam ambientes frios e úmidos (CUSHMAN, 2006; ALMEIDA-GOMES & ROCHA, 2014). Por outro lado, espécies bem adaptadas a ambientes quentes e secos podem ser favorecidas pela fragmentação. Além disso corpos d'água ou áreas alagadas em meio urbano sofrem interferência humana, recebendo dejetos que podem conter diversos tipos de poluentes, incluindo metais pesados, pesticidas e fertilizantes (PAUL & MEYER, 2001).

A separação de habitats é um dos efeitos da fragmentação e acontece quando elementos da paisagem essenciais para a sobrevivência de uma espécie (seja para reprodução ou simplesmente estruturas vegetacionais utilizadas pelos indivíduos) estão distribuídos em fragmentos distintos (HILLERS *et al.*, 2008; BECKER *et al.*, 2010; CUBIDES & CARDONA, 2011). Todas essas perturbações levam à redução das populações, que então se tornam vulneráveis à extinção, reagindo mais sensivelmente a flutuações genéticas e ambientais (DIXO *et al.*, 2009; VALLAN, 2000). Essas perturbações parecem ser particularmente preocupantes para os anfíbios, cujas populações vêm declinando em proporções que excedem as de todos os outros grupos de vertebrados (BEEBEE &

GRIFFITHS, 2005), com 30% de todas as espécies listadas como ameaçadas pela IUCN (HOF *et al.*, 2011).

A vulnerabilidade dos anfíbios aos efeitos da fragmentação do habitat, tal como apontado por Cushman (2006), ocorre devido à diversos fatores; entre eles pode-se elencar a baixa capacidade de dispersão e de adaptação a mudanças nas condições do habitat e alta vulnerabilidade à patógenos, espécies invasoras e mudanças climáticas. Ao levarmos em consideração a grande escala geográfica do Brasil, os diversos ecossistemas representados e o grande número de espécies de anfíbios (932 espécies descritas, sendo, portanto, o Brasil, o país com maior riqueza destes animais (AMPHIBIAWEB, 2015)), fica evidente a escassez de informação acerca do declínio populacional destes organismos. A falta de conhecimento acerca da biologia de algumas espécies, a ausência de estudos à longo prazo ou amostragem desigual nas diferentes regiões (para citar alguns) (ETEROVICK *et al.*, 2005) fazem com que o problema fique ainda mais sério, e colocam em xeque nossa capacidade de conservação dos anfíbios. Tendo em vista as ameaças enfrentadas pelos anfíbios e a importância desses animais, que são essenciais para o balanço ecológico dos ecossistemas (agindo tanto como predadores – controlando populações de insetos e outros vertebrados – quanto como presas de diversos organismos – invertebrados e vertebrados), são sensíveis bioindicadores e importantes em pesquisas bioquímicas e em estudos nas mais diversas áreas (como anatomia e embriologia) (ANDRADE, 2015); faz-se necessário que mais estudos sejam realizados com o objetivo de entender os efeitos da fragmentação nas espécies de anfíbios.

Nesse momento é essencial identificar áreas prioritárias à conservação que devem ser selecionadas não só em função de um grande número de espécies, mas também pelo papel ecológico que diferentes grupos de espécies desempenham para o meio ambiente (MENDOZA & ARITA, 2014). Nesse sentido, métricas de diversidade filogenética são muito importantes, porque podem evidenciar como os efeitos das modificações da paisagem afetam a montagem das taxocenoses e, por conseguinte, os serviços desempenhados pelas espécies que as compõem. A principal premissa das medidas de diversidade filogenética é de que haverá uma maior diversidade naquelas comunidades em que as espécies são filogeneticamente distintas (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). O princípio da exclusão competitiva afirma que espécies que coexistem devem diferir ecologicamente (GAUSE, 1932), de forma que grupos filogeneticamente distantes (grande diversidade filogenética) são esperados em comunidades forjadas sob forte efeito da competição (CAVENDER-BARES *et al.* 2009). Seguindo a mesma linha de raciocínio, comunidades forjadas sob efeito de filtros

ambientais, como aqueles associados a fragmentação, devem apresentar espécies filogeneticamente próximas (baixa diversidade filogenética), e dessa forma com características similares (como por exemplo uma tolerância a altas temperaturas ou baixa umidade (CAVENDER-BARES *et al.* 2009)).

Índices acústicos têm se mostrado como uma alternativa viável para o monitoramento da biodiversidade (GASC *et al.* 2015). Embora sejam relativamente recentes (BATISTA & GAUNT, 1997), diversos índices acústicos têm sido descritos nos últimos anos tal como o índice de entropia acústica (H) (SUEUR *et al.*, 2008a); índice de complexidade acústica (ACI) (PIERETTI *et al.*, 2011); o índice de magnitude do sinal (M) (DEPRAETERE *et al.*, 2012) e o de índice riqueza acústica (AR) (DEPRAETERE *et al.*, 2012). Esses índices se baseiam em diferentes aspectos do canto dos organismos, e se propõem a fornecer informação relacionada a diversidade *alfa* e *beta* (SUEUR *et al.*, 2008a; GASC *et al.*, 2015). Buscamos aqui utilizar o monitoramento acústico como uma forma de obter dados acerca da diversidade taxonômica, filogenética e acústica das taxocenoses de anuros de nove fragmentos de mata na Grande João Pessoa. Utilizamos esses dados para entender como o processo de fragmentação pode afetar cada um desses eixos de diversidade.

## **2.2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1. Área de Estudo**

Os dados foram coletados em nove áreas inseridas na região da Grande João Pessoa (que compreende as cidades de João Pessoa, Cabedelo, Santa Rita e Bayeux) no estuário do Rio Paraíba. Esta região está inserida no Centro de Endemismo Pernambuco (STEVENS, 2014) e possui 63.000 ha, sendo 14.847 destes de vegetação nativa que forma 236 fragmentos de Floresta Atlântica, que estão localizados tanto em matrizes urbanas quanto rurais (ALBUQUERQUE, 2016). Destes fragmentos 16 são áreas protegidas (seja por administração municipal, estadual, federal ou particular – RPPN) (STEVENS, 2014). Os 9 fragmentos são descritos a seguir.

A Floresta Nacional da Restinga de Cabedelo, conhecida como Mata do AMEM (7°03'52.66"S; 34°51'10.84"W), localiza-se no município de Cabedelo e possui uma área de 103.4 ha. O fragmento é composto por áreas de floresta e áreas de mangue. Por ela passa o

Rio Mandacaru, que na época chuvosa forma áreas alagadas beirando a floresta. Impactos como a passagem constante de trens, a presença de construções no interior do fragmento e interferência das comunidades e da BR-230 que margeiam o fragmento afetam a FLONA de Cabedelo (ALBUQUERQUE, 2016).

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Gargaú ( $6^{\circ}59'40.74''S$ ,  $34^{\circ}57'46.66''O$ ) é um dos fragmentos de Floresta Atlântica pertencentes à Usina Japungu, no município de Santa Rita, PB (já descrita no 1º capítulo deste trabalho). A reserva possui 1058.62 ha (sendo o maior fragmento e também o mais bem preservado da Região da Grande João Pessoa) e é circundada por canaviais e áreas abertas e alagáveis, sendo cortada pelo Rio Vermelho. A área possui vegetação em diferentes estados sucessionais (MONTENEGRO, 2011). Apesar de ser vigiada por funcionários da Usina ainda é possível encontrar sinais de perturbação humana, como caça e pesca, no interior da RPPN Gargaú.

O Parque Cabo Branco localizado em João Pessoa ( $7^{\circ}8'55.67''S$ ,  $34^{\circ}47'48.92''O$ ) foi criado por decreto da prefeitura municipal de João Pessoa com o objetivo de viabilizar a construção da Estação Ciência, Cultura e Artes. Possui uma área de 73.08 ha. A área de Floresta Atlântica é muito menor do que isto e está localizada em torno do Farol do Cabo Branco. Este fragmento sofre diversos tipos de impacto por estar localizado em um ponto turístico, sendo possível ver lixo no local, além da vegetação de sub-bosque ser quase que completamente removida. Parte da área de Floresta Atlântica é ocupada pelo chamado “Bosque dos Sonhos”, que recebe vários visitantes todos os dias para apresentações culturais.

O Parque Natural Municipal do Cuiá ( $7^{\circ}11'29.79''S$ ,  $34^{\circ}51'32.31''W$ ) está localizado na cidade de João Pessoa e ocupa uma área de 42.07 ha sendo apenas 20.8 ha deste total ocupado por vegetação (ALBUQUERQUE, 2016), com as áreas restantes ocupadas por estradas e pastagens. No interior do fragmento passa o Rio Cuiá que assim como na FLONA de Cabedelo gera áreas alagadas no período chuvoso. Existem também lagoas neste fragmento. O Rio sofre impacto da poluição despejada em seu leito pelas comunidades que vivem nos entornos do Parque. É possível ainda, ver lixo e outros tipos de interferência humana no interior do Parque, como criação de gado.

O Campus I da Universidade Federal da Paraíba ( $7^{\circ}08'19.29''S$ ,  $34^{\circ}52'26.32''W$ ) localizado em João Pessoa no bairro Castelo Branco, possui dez fragmentos de Floresta Atlântica. Estes, compreendem 49.29 ha. Para o presente estudo foram considerados 2 fragmentos que são vizinhos (as chamadas “Mata do Departamento de Sistemática e



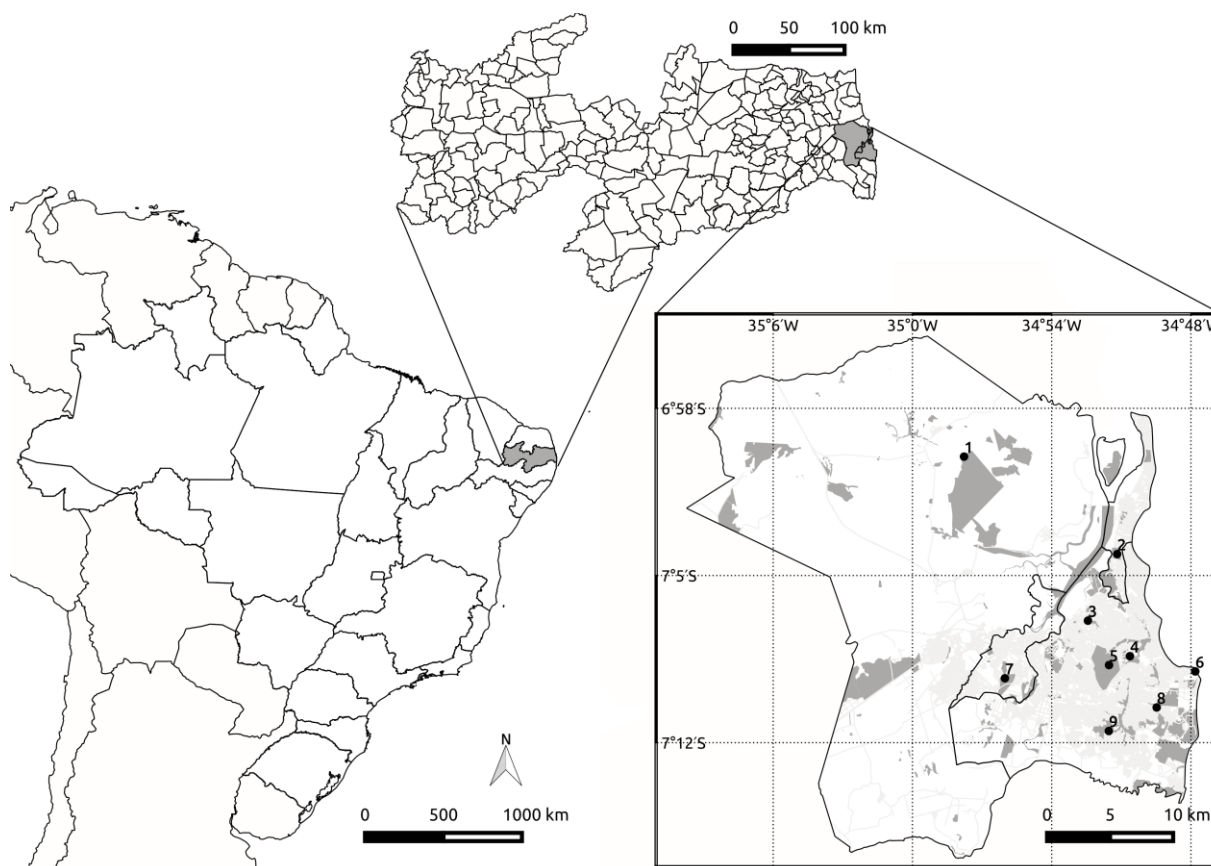
Ecologia” e “Mata da Biblioteca Central”). Os fragmentos de Floresta Atlântica da UFPB sofrem diversos impactos, tanto pelas estradas e construções vizinhas à universidade quanto pela própria comunidade acadêmica (ALBUQUERQUE, 2016).

O Parque Estadual Mata do Xem-Xem ( $7^{\circ}09'13.47''\text{S}$   $34^{\circ}56'01.06''\text{W}$ ), está localizado na cidade de Bayeux e possui 182 ha. É uma área que sofre impactos que incluem caça, sobrepesca e acúmulo de lixo descartado pela comunidade vizinha ao parque (ALBUQUERQUE, 2016). Possui corpo d'água lótico em seu interior.

O Parque Zoobotânico Arruda Câmara ( $7^{\circ}06'44.65''\text{S}$   $34^{\circ}52'26.32''\text{W}$ ) (ou Bica) possui 26.8 ha. Também está localizado na cidade de João Pessoa e em seu interior está o zoológico da cidade. A área é cortada por um rio e possui também em seu interior uma lagoa. A área efetiva de Floresta Atlântica não cobre os 26.8 ha devido a presença das construções no interior do parque. Deve-se notar também que os corpos d'água presentes neste fragmento sofrem grande impacto devido a poluição e é também possível encontrar lixo na área, oriundo da comunidade vizinha ao parque.

O Horto Florestal Cidade Verde localiza-se no bairro de Cidade Verde em João Pessoa ( $7^{\circ}10'28.92''\text{S}$ ,  $34^{\circ}49'28.58''\text{O}$ ) e possui 14.8 ha. A área que foi inicialmente criada para produção de mudas a serem usadas para reflorestamento sofre pela grande interferência humana. É possível encontrar grandes quantidades de lixo tanto nos arredores do fragmento quanto em seu interior. Apesar do Rio Cabelo margear este fragmento o seu leito neste ponto encontra-se quase que completamente tomado pela poluição. A área também sofre pressão de caça.

O Refúgio da Vida Silvestre Mata do Buraquinho está localizado em João Pessoa ( $7^{\circ}8'39.36''\text{S}$ ,  $34^{\circ}51'31.83''\text{O}$ ) e possui 517.8 ha. A vegetação presente neste fragmento pode ser considerada como de crescimento secundário (LEITE FILHO, 2013). A área que é a segunda maior presente neste estudo, está inserida numa matriz urbana e circundada por comunidades e pela BR-230, havendo também construções no interior do fragmento (ALBUQUERQUE, 2016). A Mata do buraquinho, como é conhecido o refúgio, é cortada pelo Rio Jaguaribe e em seu interior há áreas represadas do rio e também lagoas.



**Figura 2.1.** Mapa das nove áreas onde foi realizada a amostragem dos anuros. 1= RRPN Gargaú; 2= FLONA da Restinga de Cabedelo; 3= Parque Zoobotânico Arruda Câmara; 4= UFPB – Campus I; 5= Mata do Buraquinho; 6= Parque Cabo Branco; 7= Parque Estadual Mata do Xem-Xem; 8= Horto Florestal Cidade Verde; 9= Parque Municipal do Cuiá.

### 2.2.2. Coleta dos Dados

A coleta de dados consistiu de gravações de monitoramento acústico passivo e foi adaptada a partir de Simões (2014). Foram dispostos 5 gravadores em cada um dos nove fragmentos, afastados pelo menos 100m um do outro e visando amostrar ambientes propícios para os anuros, como corpos d'água. Os gravadores foram camuflados, protegidos e instalados na parte da tarde permanecendo gravando por cerca de 44h. Esses gravadores eram retirados pela manhã e realocados em uma área no mesmo dia na parte da tarde. Foram utilizados gravadores digitais Sony ICD-PX312F gravando no formato mp3, com uma quantidade de informação de 192kbps. Uma vez que foram utilizados dois conjuntos de 5 gravadores, obteve-se sucesso em amostrar todas as nove áreas entre os dias 16 e 25 de junho de 2015. Esse período, que compreende a quadra chuvosa para João Pessoa (vai de maio a agosto) (PEREIRA, 2014), é a época em que a maior parte das espécies de anuros encontram-se vocalmente ativas (PRADO *et al.*, 2005), e uma vez que as espécies variam quanto ao período de reprodução, o curto período de coleta pode evitar diferença de composição

relacionadas ao período (início, meio, fim) da estação reprodutiva.

Durante esta coleta de dados também foram registrados os locais que possuem corpo d'água e o tipo destes. Os dados de tamanho dos fragmentos e porcentagem de urbanização em cada um deles foram cedidos por Albuquerque (2016).

### **2.2.3. Análise dos Dados**

O gravador gera arquivos com aproximadamente 6h de duração, então, assim como foi feito no primeiro capítulo deste trabalho, os arquivos de áudio gerados pelos gravadores foram divididos em arquivos de 1 minuto por meio do programa mp3splt-gtk (TROTTA & MUNTEANU, 2014). Em seguida foram selecionados os minutos pertencentes aos horários de interesse, que de acordo com a metodologia proposta no primeiro capítulo, corresponderam às 17h, 19h, 21h e 01h. Porém, sempre que os níveis de ruído nas horas selecionadas se mostraram muito intensos (seja devido à fatores ambientais como chuva ou devido à atividade sonora de algum outro organismo) selecionou-se outro horário dentro do mesmo grupo de horas para analisar (ver tópico 1.3.2 do primeiro capítulo desse trabalho). Assim, foram analisados 1 minuto a cada 20 (3min por cada hora citada acima) para cada uma das 9 localidades, registrando-se, minuto a minuto, a composição das espécies de anfíbios anuros vocalmente ativas, num total de 1027 amostras de 1 minuto. A partir da matriz gerada com dados de incidência das espécies, foi realizada a estimativa de riqueza por meio do programa EstimateS (COLWELL, 2013) utilizando-se o estimador não paramétrico ICE.

Uma regressão linear múltipla foi realizada afim de verificar quais os principais fatores determinando a manutenção das espécies de anuros nos fragmentos. Para isso, utilizou-se os dados de estimativa de riqueza das espécies que foram correlacionados com a presença e tipo de corpo d'água nas áreas, tamanho das áreas e porcentagem de urbanização. Utilizou-se ainda o programa FITOPAC (SHEPHERD, 2006) para construir um dendrograma de UPGMA (utilizando a distância de Gower) com os dados de riqueza de cada área, afim de determinar se a composição das espécies varia de acordo com as características de cada área.

Por meio da lista de espécies obtida determinou-se a diversidade filogenética das taxocenoses (utilizando o índice *Phylogenetic Diversity* (PD) (FAITH, 1992)), que foi também submetida a um teste de significância para determinar se as taxocenoses estão estruturadas filogeneticamente. Para este cálculo foi utilizada uma matriz de

presença/ausência das espécies encontradas em cada uma das 9 áreas. Utilizou-se a hipótese filogenética de Pyron & Wiens (2011) e, como nem todas as espécies encontradas nas taxocenoses aqui estudadas estão representadas na filogenia destes, foram utilizadas aquelas que são evolutivamente mais próximas em substituição. As substituições foram: *Dendropsophus oliveirai* por *D. microcephalus*; *Leptodactylus marmoratus* por *Adenomera hylaedactyla*; *L. natalensis* por *L. wagneri*; *L. troglodytes* por *L. longirostris*; *Lithobates palmipes* por *Rana palmipes*; *Physalaemus kroyeri* por *P. ehippifer*; *Pristimantis ramagii* por *P. conspicillatus* e *Scinax fuscomarginatus* por *S. nasicus*. Dessa forma os comprimentos de ramos da hipótese de Pyron & Wiens (2011) foram preservados permitindo levar em consideração as distâncias evolutivas entre cada espécie. Os valores de diversidade filogenética obtidos foram também correlacionados, por meio de uma regressão linear múltipla, com os dados de presença/tipo de corpo d'água, tamanho das áreas e porcentagem de urbanização afim de verificar a influência da fragmentação na diversidade filogenética.

Para calcular a diversidade acústica em cada um dos fragmentos foram utilizados os índices de Entropia Acústica (H) (SUEUR *et al.*, 2008a) e de Complexidade Acústica (ACI) (PIERETTI *et al.*, 2011). Esses índices foram calculados com base nos mesmos minutos que foram analisados anteriormente. Tendo em vista que as espécies de anuros escutadas em todas as comunidades vocalizam no intervalo acima de 100 Hz e inferior a 10000 Hz, utilizou-se um filtro de passagem de banda, tal como sugerido por Duarte *et al.* (2015), afim de reduzir a presença de sons provenientes de outras fontes que não os anuros.

Por fim, utilizou-se os valores de diversidade filogenética obtidos para realizar uma regressão linear múltipla com as médias dos índices acústicos. Por meio da regressão buscamos determinar se os índices acústicos são capazes de prever a diversidade filogenética.

As análises de regressão, diversidade filogenética e diversidade acústica foram feitas utilizando o programa R (R CORE TEAM, 2016) por meio dos pacotes seewave (SUEUR *et al.*, 2008b), picante (KEMBEL *et al.*, 2010), ape (PARADIS *et al.*, 2004), vegan (OKSANEN *et al.*, 2015), permute (SIMPSON, 2015), lattice (DEEPAYAN, 2008) e ggplot2 (WICKHAM, 2009).

### **2.3. RESULTADOS**

Foram ouvidos um total de 1026 minutos distribuídos para todas as 9 áreas estudadas nesse trabalho. Por meio da análise das gravações, foi possível identificar a presença de 19

espécies de anuros em atividade nas 9 localidades, sendo elas: *Dendropsophus branneri*, *D. minutus*, *D. nanus*, *D. oliveirai*, *Dermatonotus muelleri*, *Hypsiboas albomarginatus*, *H. raniceps*, *Leptodactylus marmoratus*, *L. natalensis*, *L. troglodytes*, *L. vastus*, *Lithobates palmipes*, *Physalaemus cuvieri*, *P. kroyeri*, *Phyllomedusa nordestina*, *Pristimantis ramagii*, *Scinax fuscomarginatus*, *S. nebulosus* e *S. x-signatus* (tab. 2.1).

**Tabela 2.1.** Lista das espécies escutadas por localidade e suas respectivas famílias.

<b>Taxocenose</b>	<b>Famílias</b>	<b>Espécies</b>	
<b>RPPN Gargaú</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus minutus</i> <i>Dendropsophus nanus</i> <i>Scinax fuscomarginatus</i> <i>Scinax nebulosus</i>	
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus marmoratus</i> <i>Leptodactylus troglodytes</i>	
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>	
	<b>Parque Municipal do Cuiá</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus minutus</i> <i>Dendropsophus nanus</i> <i>Scinax nebulosus</i>
		Leptodactylidae	<i>Leptodactylus marmoratus</i> <i>Leptodactylus troglodytes</i> <i>Physalaemus cuvieri</i>
Craugastoridae		<i>Pristimantis ramagii</i>	
<b>FLONA da Restinga de Cabedelo</b>	Hylidae	<i>Phyllomedusa nordestina</i> <i>Scinax x-signatus</i>	
	Microhylidae	<i>Dermatonotus muelleri</i>	
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus marmoratus</i> <i>Leptodactylus troglodytes</i> <i>Physalaemus cuvieri</i> <i>Physalaemus kroyeri</i>	
<b>Parque Zoobotânico Arruda Câmara</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus branneri</i> <i>Dendropsophus nanus</i> <i>Hypsiboas raniceps</i> <i>Scinax x-signatus</i>	

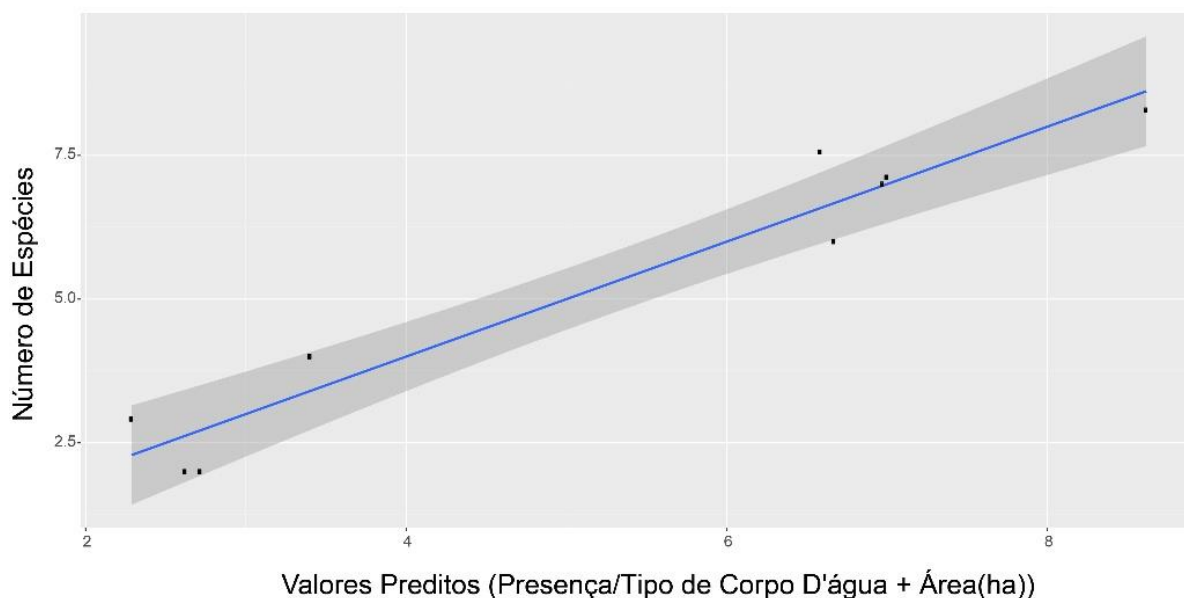
<b>Taxocenose</b>	<b>Famílias</b>	<b>Espécies</b>
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus troglodytes</i> <i>Leptodactylus vastus</i> <i>Physalaemus cuvieri</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>
<b>Mata do Buraquinho</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus branneri</i> <i>Dendropsophus oliveirai</i> <i>Hypsiboas albomarginatus</i> <i>Hypsiboas raniceps</i> <i>Scinax nebulosus</i>
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus natalensis</i> <i>Leptodactylus troglodytes</i>
	Ranidae	<i>Lithobates palmipes</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>
<b>Parque Xem-xem</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus branneri</i> <i>Hypsiboas albomarginatus</i> <i>Scinax nebulosus</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>
<b>UFPB</b>	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus troglodytes</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>
<b>Horto Florestal Cidade Verde</b>	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus troglodytes</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis ramagii</i>
<b>Parque Cabo Branco</b>	Hylidae	<i>Dendropsophus nanus</i>
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus troglodytes</i> <i>Leptodactylus vastus</i>

A riqueza das espécies de anuros nas 9 localidades varia significativamente com o tamanho da área e a presença/tipo de corpo d'água existente nestas localidades ( $F_{3,5} = 24.55$ ,  $p = 0.002$ ,  $R^2 = 0.9$ ). Na tabela 2.2 é possível observar que se espera um acréscimo de 4.5 spp. nas estimativas de riqueza em áreas com corpos d'água lóticos e lênticos em relação aquelas áreas que possuem apenas ambientes lóticos. Quanto a área, é esperado um acréscimo de 0.004 espécies por hectare a mais. O gráfico da figura 2.2 demonstra a influência das variáveis presença/tipo de corpo d'água e tamanho da área na riqueza de espécies e atesta a

robustez desse modelo de regressão, uma vez que os valores preditos se encontram próximos à linha de tendência, mostrando uma correlação positiva entre presença/tipo de corpo d'água e área com a riqueza de espécies, ou seja, fragmentos maiores e que possuem corpos d'água lânticos abrigam uma maior riqueza.

**Tabela 2.2.** Resultado da regressão linear múltipla relacionando as estimativas de riqueza de espécies com presença/tipo de corpo d'água encontrado em cada área, tamanho do fragmento e porcentagem de urbanização. Esta última por não ter sido significativa não entrou no modelo final.

Variável	Estimativa	Erro Padrão	<i>t</i>	<i>p</i>
<b>Intercepto</b>	1.9871247	0.5721022	3.473	0.01778
<b>Corpos d'água lânticos</b>	0.6693666	0.7760193	0.863	0.42780
<b>Corpos d'água (lânticos e lânticos)</b>	4.5072027	0.6916240	6.517	0.00127
<b>Área(ha)</b>	0.0041027	0.0008937	4.591	0.00589



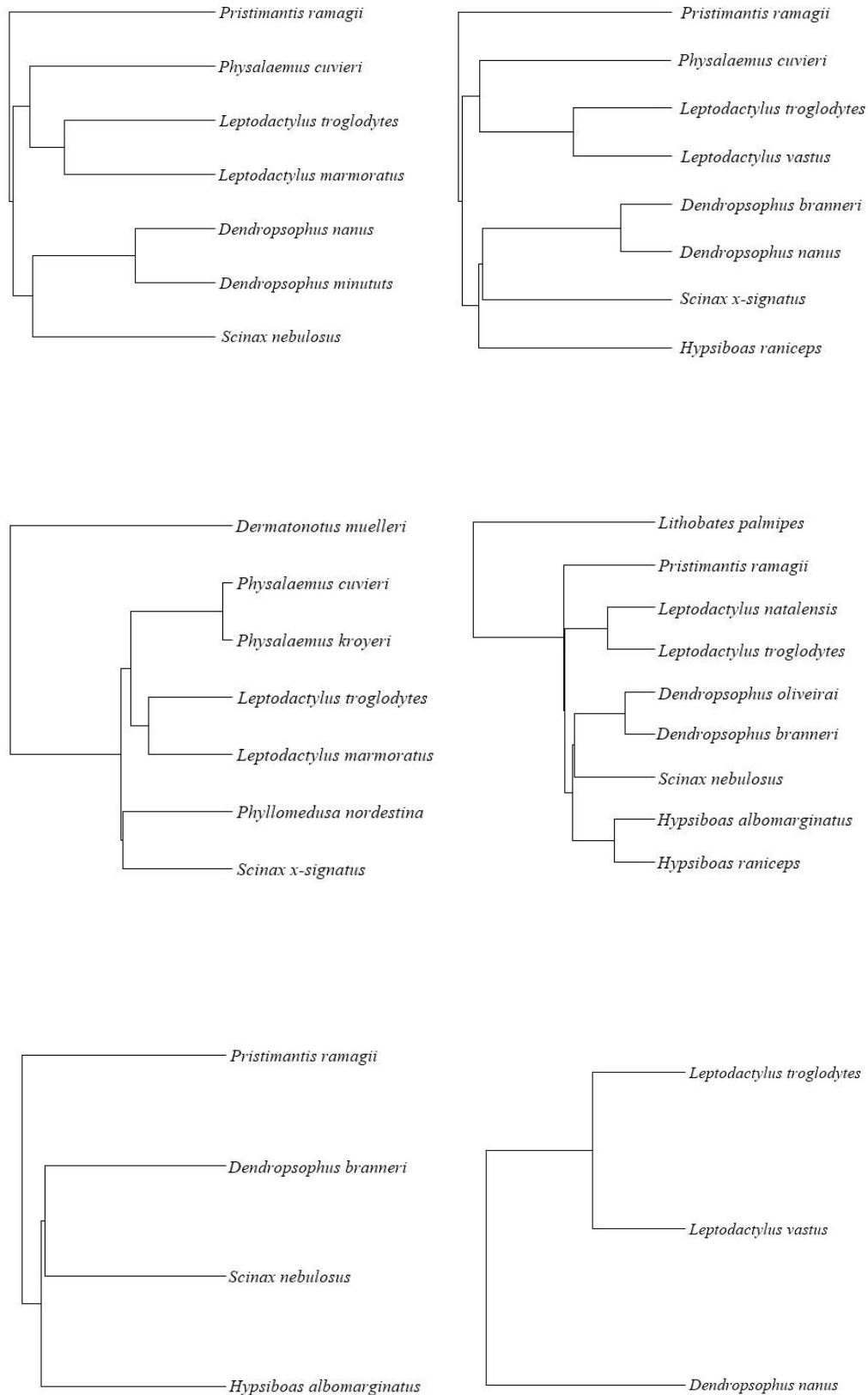
**Figura 2.2.** Gráfico relacionando as estimativas de espécies com os valores preditos para Presença/Tipo de corpo d'água existente em cada uma das áreas e tamanho do fragmento.

A área que apresentou o maior valor de diversidade filogenética foi a RPPN Gargaú, seguida pelo Parque Municipal do Cuiá, Mata do Buraquinho e Parque Zoobotânico Arruda Câmara. O Parque Estadual do Xem-xem, o Parque Cabo Branco e o Horto Florestal de Cidade Verde apresentaram o mesmo valor para o índice PD, sendo seguidos pelo Parque Cabo Branco. A FLONA da Restinga de Cabedelo registrou o menor valor para o índice PD (tab. 2.3). Comparando as filogenias das taxocenoses (fig. 2.3 e 2.4) é possível ver que os comprimentos de ramos são maiores para a taxocenose da RPPN Gargaú, o que faz com que esta apresente maior valor de diversidade filogenética que as demais. Nenhuma das taxocenoses, porém, se apresenta estruturada com relação ao componente filogenético. Os resultados apontam que não há qualquer padrão de composição das espécies que compõem estas taxocenoses que seja diferente do esperado ao acaso (tab. 2.3).

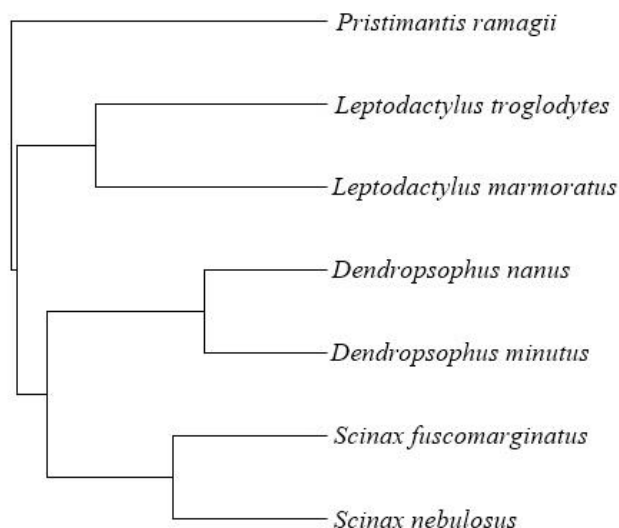
**Tabela 2.3.** Resultados das análises de diversidade filogenética. S= riqueza observada; PD= valor observado do índice PD; Z= valor da estatística Z associada a 10.000 aleatorizações; e p= probabilidade associada a cada valor de Z.

	<b>S</b>	<b>PD</b>	<b>Z</b>	<b>p</b>
<b>RPPN Gargaú</b>	7	404.45	-	0.50
<b>Parque Cuiá</b>	7	368.12	0.53	0.49
<b>FLONA</b>	7	127.69	-0.23	0.14
<b>Bica</b>	8	219.52	1.00	0.83
<b>Mata do Buraquinho</b>	9	219.52	1.00	0.78
<b>Parque Xem-xém</b>	4	147.05	0.56	0.74
<b>UFPB</b>	2	147.05	0.56	0.88
<b>Horto Florestal</b>	2	147.05	0.56	0.88
<b>Parque Cabo Branco</b>	3	145.99	0.51	0.71





**Figura 2.3.** De cima para baixo e da esquerda para direita: filogenias das taxocenoses de anuros do Parque Cuiá, Parque Zoobotânico Arruda Câmara, FLONA de Cabedelo, Mata do buraquinho, Parque Xém-xem e Parque Cabo Branco. As outras duas áreas por conterem apenas 2 espécies cada, (UFPB e Horto Florestal) não são aqui mostradas.



**Figura 2.4.** Filogenia das espécies de anuros da RPPN Gargaú, área que apresentou maior valor de PD.

Não foi encontrada uma relação entre a diversidade filogenética e a fragmentação das áreas ( $F_{4,4} = 3.214$ ,  $p = 0.1422$ ,  $R^2 = 0.5254$ ). A princípio, o modelo de regressão linear múltipla aparenta mostrar uma relação entre o tamanho da área e a diversidade filogenética (como visto na tabela 2.4), porém, ao se testar a significância desta variável vê-se que não há uma relação ( $p = 0.08176$ ).

**Tabela 2.4.** Resultado da regressão linear múltipla relacionando os valores de diversidade filogenética obtidos com presença/tipo de corpo d'água encontrado em cada área, tamanho do fragmento e porcentagem de urbanização.

Variável	Estimativa	Erro Padrão	<i>t</i>	<i>p</i>
<b>Intercepto</b>	1.5833	86.6031	0.018	0.9863
<b>Áreas com corpos d'água</b>	41.5606	57.8618	0.718	0.5123
<b>Áreas sem corpos d'água</b>	-35.1901	69.5298	-0.506	0.6394
<b>Área(ha)</b>	0.3771	0.1163	3.242	0.0316
<b>% de Urbanização</b>	324.1763	146.1249	2.218	0.0908

Quanto à diversidade acústica, a área que apresentou o maior valor de entropia (H) foi o Parque Cabo Branco, enquanto que o Parque Estadual do Xém-xem apresentou o menor valor para este índice. Já de acordo com o índice ACI a área com maior complexidade acústica seria o Parque Estadual do Xém-xem e a de menor o Horto Florestal Cidade Verde (tab. 2.5). Não foi encontrada uma relação entre a diversidade acústica (H e ACI) e a diversidade filogenética (PD) ( $F_{2,6} = 0.2843$ ,  $p = 0.7622$ ,  $r^2 = -0.2179$ ), indicando que os índices acústicos escolhidos não são bons preditores de diversidade filogenética (tab. 2.6).

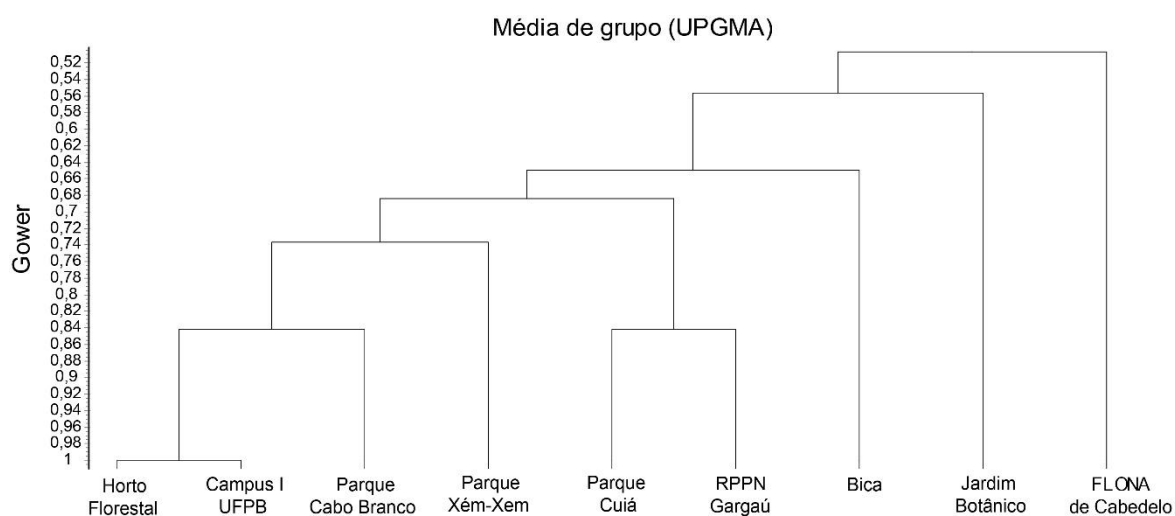
**Tabela 2.5.** Valores dos índices de diversidade acústica para cada uma das 9 taxocenoses estudadas.

<b>Taxocenose</b>	<b>H</b>	<b>ACI</b>
<b>RPPN Gargaú</b>	0.769	53.80
<b>Parque Municipal do Cuiá</b>	0.752	53.22
<b>FLONA da restinga de Cabedelo</b>	0.730	54.11
<b>Parque Zoobotânico A. Câmara</b>	0.722	53.50
<b>R. V. S. Mata do Buraquinho</b>	0.735	53.27
<b>Parque Estadual do Xém-xem</b>	0.702	59.25
<b>UFPB – Campus I</b>	0.760	53.64
<b>Horto Florestal Cidade Verde</b>	0.758	53.09
<b>Parque Cabo Branco</b>	0.779	53.76

A composição das espécies (figura. 2.5) mostra que há um grupo formado pelas áreas do Horto Florestal Cidade Verde, o Campus I da UFPB, o Parque Estadual do Xém-xem e o Parque Cabo Branco que são as áreas que apresentaram menor número de espécies. Outro grupo é formado pelo Parque Cuiá e a RPPN Gargaú e tem-se o Parque Zoobotânico Arruda Câmara, a FLONA de Cabedelo e o Jardim Botânico (ou Mata do Buraquinho), como grupos independentes, diferindo bastante das outras áreas.

**Tabela 2.6.** Resultados da regressão linear múltipla relacionando a diversidade filogenética das taxocenoses com os índices de diversidade acústica.

Índice	Estimativa	Erro Padrão	<i>t</i>	<i>p</i>
<b>Intercepto</b>	174.222	2782.859	0.063	0.952
<b>H</b>	683.542	2133.068	0.320	0.759
<b>ACI</b>	-8.666	27.325	-0.317	0.762



**Figura 2.5.** Dendrograma das áreas com base nas espécies presentes em cada uma delas.

## 2.4. DISCUSSÃO

Foi visto que áreas maiores e que possuem corpos d'água lóticos e lênticos possuem um número de espécies maior que aquelas muito pequenas e/ou que perderam estruturas ambientais importantes para o ciclo de vida dos anuros (como os ambientes lóticos) devido a separação de habitats causada pelo processo de fragmentação. Tem-se ainda que as áreas que apresentaram maiores valores de diversidade filogenética foram as de maior área ou que possuem lagoas em seu interior. Apesar disso, a análise de regressão relacionando a diversidade filogenética das taxocenoses com as variáveis de fragmentação mostrou que a variação dos valores de PD não está relacionada com o nível de fragmentação das áreas. Ainda, nenhuma das taxocenoses está estruturada filogeneticamente, ou seja, a composição das espécies nestas não difere do esperado ao acaso. E quanto aos índices acústicos aqui

testados, cada um deles mostrou valores muito discrepantes quanto as áreas que apresentam maior diversidade acústica, e nenhum deles apresentou uma relação com os valores de PD, indicando que não são capazes de prever diversidade filogenética.

Os resultados da análise de regressão linear múltipla relacionando a estimativa de riqueza das 9 taxocenoses com o tamanho do fragmento em que se encontram, mostram que naquelas áreas em que não há qualquer tipo de corpo d'água o número de espécies é pequeno (como é o caso para o Campus I da UFPB e o Horto Florestal Cidade Verde – com duas espécies cada – e para o Parque Cabo Branco – que possui 3 espécies). Nos fragmentos em que há alguma fonte de água já há um acréscimo no número de espécies, e essa diferença é mais notável ainda ao se comparar áreas com ambientes lóticos com aquelas que possuem ambientes lóticos e lênticos. Há um acréscimo de 4.5 nas estimativas de espécies quando a área possui lagoas ou poças (mesmo que temporárias). O dendrograma da figura 2.5 também ilustra esse resultado uma vez que há um grupo com mais de 70% de similaridade formado por áreas sem corpos d'água ou com corpo d'água lótico (como é o caso do Parque Estadual do Xém-Xem, Horto Florestal Cidade Verde, Campus I da UFPB e Parque Cabo Branco) e do outro lado tem-se áreas com corpos d'água lóticos e lênticos, formando diversos grupos, provavelmente porque algumas delas apresentam espécies exclusivas (como a Mata do Buraquinho e a FLONA de Cabedelo). A RPPN Gargaú é uma exceção e aparece entre estas últimas muito possivelmente devido ao grande tamanho do fragmento e ao bom estado de conservação. Esses resultados estão ligados a reprodução dos anfíbios, que, apesar de apresentarem cerca de 39 modos reprodutivos reconhecidos (HADDAD & PRADO, 2005) dependem, em sua maioria, de corpos d'água lênticos para depositar seus ovos (HARTMANN *et al.*, 2010, TOLEDO *et al.*, 2012). Dessa forma, a perda de estruturas ambientais em um fragmento florestal (que em geral está relacionada a separação de habitats) pode influenciar mais fortemente a riqueza de anuros do que a fragmentação em si (BECKER *et al.*, 2010), como atestado pelos resultados aqui obtidos, que mostram áreas com corpo d'água lênticos, sustentando uma riqueza maior que aquelas que não possuem corpos d'água ou possuem apenas ambientes lóticos.

Como visto, a área do fragmento também influencia na riqueza de espécies de anuros. Muitos estudos relatam uma correlação positiva entre o tamanho de um fragmento florestal e/ou a cobertura do dossel com a densidade e a riqueza de anuros nele presente (CUSHMAN, 2006; HERRMANN, 2005; PINEDA & HALFFTER, 2004; VALLAN, 2000). Isso acontece

porque áreas menores e/ou que tenham menos cobertura do dossel estão mais expostas aos efeitos de borda, que podem variar de aumento da temperatura e diminuição da umidade à aumento da velocidade do vento dentro dos fragmentos; sendo que a maioria dos anuros necessita de ambientes mais amenos e com elevada umidade para sobreviver (PINEDA & HALFFTER, 2004). Porém, deve-se ressaltar que aqui foram encontradas áreas pequenas e que sofrem grande impacto por alterações humanas com riqueza igual ou superior a áreas maiores e mais bem preservadas. Portanto, a riqueza de anuros pode ser mais afetada pela disponibilidade de ambientes viáveis para reprodução do que pelo tamanho da área em alguns casos (PARRIS & MCCARTHY, 1999). Morand & Joly (1995), por exemplo, constataram que a riqueza de anuros varia de acordo com o tipo de habitat para reprodução, tendo visto que poças temporárias sem predadores registram o maior número de espécies em uma área alagável. Assim, tem-se que um conjunto de fatores determina a manutenção das taxocenoses dos anuros em cada área, e a predominância de um ou outro fator depende, muito provavelmente, da composição de espécies de cada taxocenose.

Quanto a análise de diversidade filogenética, tem-se a RPPN Gargaú como o fragmento com maior valor para este componente da diversidade. Apesar de haverem áreas em que a riqueza de anuros encontrada foi maior que a da RPPN Gargaú, as espécies presentes nesta parecem ser mais distantes filogeneticamente, o que gera valores maiores do índice PD. Embora este seja um índice que em geral, apresenta uma forte correlação com a riqueza de espécies (AUST *et al.*, 2015) isso nem sempre acontece. Muitos estudos comparando diversidade filogenética e riqueza de espécies mostram que são duas medidas que frequentemente não geram as mesmas conclusões e as razões são as mais diversas, como: radiações rápidas de espécies, eventos raros de dispersão e alta mudança temporal das linhagens (KELLAR *et al.*, 2015).

Áreas que possuem apenas duas espécies (como é o caso para o Campus I da UFPB e o Horto Florestal Cidade Verde) possuem valores de diversidade filogenética maiores do que a FLONA da Restinga de Cabedelo, por exemplo, que possui 7 espécies. As espécies que compõem a taxocenose do Campus I e do Horto Florestal são *P. ramagii* e *L. troglodytes*. Quando se olha a hipótese filogenética de Pyron & Wiens (2011) é possível ver que estas estão muito distantes filogeneticamente, ao contrário das espécies presentes na FLONA de Cabedelo, que, como mostra a filogenia para a área (com comprimentos de ramos muito curtos), são bastante próximas, o que gera valores de PD muito baixos. O índice de

diversidade filogenética aqui utilizado é o de Faith (1992), que foi o primeiro considerando este componente da biodiversidade. Neste índice os valores de diversidade filogenética são obtidos pela soma dos comprimentos dos ramos da árvore filogenética de uma taxocenose (ou comunidade), logo, comprimentos de braços maiores correspondem a um maior tempo evolutivo, e presumivelmente, a grupos taxonômicos mais distintos (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Tendo em vista que, quanto mais distantes duas espécies são, maiores as chances de elas desempenharem diferentes funções no ambiente (CADOTTE *et al.*, 2012) e de terem estratégias diferentes para responder a mudanças ambientais (MENDOZA & ARITA, 2014), as taxocenoses da UFPB e do Horto Florestal, mesmo contendo menos espécies que a taxocenose da FLONA, estariam menos propícias à extinção ou desempenham mais funções para o ambiente. Porém, estudos que levem em consideração outros componentes da diversidade (como a diversidade funcional), ou mesmo que utilizem dados de abundância para acessar diversidade filogenética, são necessários para confirmar tais resultados.

Como dito anteriormente, o teste de significância para o índice PD indica ainda que nenhuma das taxocenoses possui um padrão de composição diferente do esperado ao acaso, o que pode significar que a montagem das taxocenoses se deu de forma aleatória, de acordo com a hipótese de Hubell (2001). Esse é um resultado similar ao que este grupo de pesquisa encontrou anteriormente, utilizando os dados de Simões (2014) acerca da taxocenose de anuros da Usina Japungu (que engloba a RPPN Gargaú) e de Leite Filho (2013) sobre a taxocenose da Mata do Buraquinho, para inferir sobre diversidade filogenética e funcional. Foi visto que nenhuma das taxocenoses estava estruturada (ou seja, não diferem do esperado ao acaso) com relação a ambos estes componentes da diversidade. A hipótese nula de montagem das comunidades parece ser corroborada ainda pelos resultados da análise de regressão linear múltipla relacionando a diversidade filogenética com tamanho dos fragmentos, presença e/ou tipo de corpos d'água, ou porcentagem de urbanização que mostra não haver relação entre os valores de PD e as variáveis em questão. Sabe-se que a fragmentação de habitats pode levar a perda de diversidade filogenética em alguns grupos como consequência dos efeitos de borda (SANTOS *et al.*, 2010). Porém, os resultados aqui obtidos apontam que outros fatores (como a estocasticidade resultante do fator histórico (SOBRAL & CIANCIARUSO, 2012)) são responsáveis pela variação na diversidade filogenética, uma vez que as variáveis de fragmentação aqui consideradas não foram capazes de responder a variação na diversidade filogenética encontrada em cada fragmento.

Com relação aos índices acústicos ACI e H é possível ver que ambos apontam para conclusões diferentes quanto as áreas com maior e menor diversidade acústica, como mostrado na tabela 2.4. Ao se comparar estes com os valores de diversidade filogenética para cada área viu-se que não houve uma correlação, o que impossibilitaria o uso destes índices para prever este componente da diversidade. Embora alguns estudos tenham encontrado uma correlação entre índices acústicos e riqueza ou diversidade filogenética e funcional (*e.g.*, SUEUR *et al.*, 2008a; GASC *et al.*, 2012), estas são métricas que ainda apresentam alguns problemas. Gasc *et al.* (2015) investigaram 7 índices acústicos acerca de sua eficácia para prever componentes da diversidade e concluíram que todos eles apresentam falhas. O índice H se baseia nas frequências utilizadas pelas espécies, ele tenderá a 0, quando houver apenas um único tom puro e a 1 à medida que se aumenta as frequências utilizadas (SUEUR *et al.*, 2008a). Já o índice ACI se baseia na variabilidade intrínseca das intensidades sonoras que sons bióticos possuem (ruídos abióticos e gerados por humanos em geral possuem valores constantes de intensidade) (PIERETTI *et al.*, 2011). Esses índices são muito afetados por ruído de fundo e não dão o mesmo peso para as espécies (ou seja, eles variam com a amplitude, tempo e frequência em que as espécies cantam) (GASC *et al.*, 2015) o que faz com que não consigam prever componentes da diversidade de forma acurada em muitas ocasiões. Esses aspectos podem ser observados neste estudo, principalmente para o índice H uma vez que este registrou maior entropia acústica para o Parque Cabo Branco, que foi a área onde se identificou maior quantidade de ruído gerado por humanos (como os sons de veículos). Mesmo tendo sido usados filtros para o cálculo dos índices (que excluem a maior parte dos ruídos dessa natureza, pois estes em geral têm frequências muito baixas) a sensibilidade do índice aos ruídos impediu que este respondesse bem à diversidade filogenética.

## 2.5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados aqui apresentados conclui-se que a fragmentação de habitats, resultante do processo de urbanização que ocorreu e ainda ocorre na região da Grande João Pessoa, afeta de maneira drástica as taxocenoses de anuros, uma vez que esse processo provoca a perda de habitats essenciais para a manutenção das populações (como corpos d'água). Esses resultados chamam atenção também para a importância de conhecer a biologia das espécies que se pretende proteger ao se determinar unidades de conservação. Para que estas unidades sejam efetivas na conservação das espécies, é preciso que abranjam todos os habitats necessários para o cumprimento do ciclo de vida destas.



As taxocenoses não se apresentaram estruturadas filogeneticamente e os valores de PD obtidos não estão correlacionados com as variáveis de fragmentação aqui abordadas, sugerindo que a montagem dessas taxocenoses se deveu a outros fatores, provavelmente estocásticos, e de acordo com a hipótese nula de Hubell (2001). Para determinar com precisão quais os fatores que afetam a diversidade filogenética nestas taxocenoses estudos que levem em conta diferentes escalas espaciais são necessários.

Com relação aos índices acústicos, os resultados mostram que ambos, o índice H e o ACI, não são bons preditores de diversidade filogenética, principalmente se os ambientes forem caracterizados por grandes níveis de ruído. Outros estudos, utilizando novos índices acústicos, são necessários para verificar a possibilidade de utilizar este componente da diversidade para inferir sobre diversidade filogenética.

## 2.6. REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, L. S. R. C. **Perda de diversidade funcional e filogenética de pequenos mamíferos não voadores**. 85 p., Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016.

ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in na Atlantic forest fragmented area. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 29-40, 2014.

AMPHIBIAWEB. **Worldwide amphibian declines: how big is the problem, what are the causes and what can be done?**. Disponível em <<http://amphibiaweb.org/declines/declines.html>>. Acesso em: 10 de abr. 2016.

AREENDRAN, G.; RAO, P.; RAJ, K., MAZUMDAR, S., PURI, K. Land use/land cover change dynamics analysis in mining áreas of Singrauli district in Madhya Pradesh, India. **Tropical Ecology**, v. 54, n. 2, p. 239-250, 2013.

ANDRADE, E. B. Amphibians: why preserve?. **Entomol. Ornithol. Herpetol.**, v. 5, n. 1, 2015.

AUST, S. K.; AHRENDSEN, D. L.; KELLAR, P. R. Biodiversity assessment among two Nebraska prairies: a comparison between traditional and phylogenetic diversity

- índices. **Biodiversity Data Journal**, v. 3, 2015.
- BATISTA, L. F.; GAUNT, L. L. Bioacoustics as a tool in conservation studies. In: CLEMMONS, J. R.; BUCHHOLZ, R. (Eds.). Behavioral approaches to conservation in the wild. Cambridge: Cambridge University Press, 1997, p. 212-242.
- BECKER, C. G.; FONSECA, C. R.; HADDAD, C. F. B.; PRADO, P. I. Habitat Split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 287-294, 2010.
- BEEBEE, T. J. C.; GRIFFITHS, R. A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology?. **Biological Conservation**, v. 125, p. 271-285, 2005.
- BITTENCOURT-SILVA, G. B.; SILVA, H. R. Effects of fragmentation and sea-level changes upon frog communities of land-bridge islands off the southeastern coast of Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.
- CADOTTE, M. W.; DINNAGE, R.; TILMAN, D. Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. **Ecology**, v. 93, n. 8, p. 8223-8233, 2012.
- CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology letters**, v. 12, p. 693-715, 2009.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; BARNOSKY, A. D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R. M.; PALMER, T. M. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. **Sci. Adv**, v. 1, 2015.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotrop.**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
- COLWELL, R. K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9, 2013 Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>>. Acesso em: 10 mar. 2015.
- CUBIDES, P. J. I.; CARDONA, J. N. U. Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. **Natureza &**

- Conservação**, v. 9, n. 1, p. 39-46, 2011.
- CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, p. 231-240, 2006.
- DEEPAYAN, S. **Lattice: multivariate data visualization with R**. New York: Springer, 2008.
- DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S.; JIGUET, F.; GASC, A.; DUVAIL, S.; SUEUR, J. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, p. 46-54, 2012.
- DIXO, M.; METZGER, J. P.; MORGANTE, J. S.; ZAMUDIO, K. R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1560-1569, 2009.
- DIXO, M.; METZGER, J. P. The matrix-tolerance hypothesis: na empirical test with frogs in the Atlantic Forest. **Biodivers. Conserv.**, v. 19, p. 3059-3071, 2010.
- DUARTE, M. H. L.; SOUSA-LIMA, R. S.; YOUNG, R. J.; FARINA, A.; VASCONCELOS, M.; RODRIGUES, M.; PIERETTI, N. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. **Biological Conservation**, v. 191, p. 623-631, 2015.
- ETEROVICK, P. C.; CARNAVAL, A. C. O. Q.; BORGES-NOJOSA, D. M.; SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V.; SAZIMA, I. Amphibian declines in Brazil: an overview. **BIOTROPICA**, v. 37, n. 2, p. 166-179, 2005.
- FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biol. Conserv.**, v. 61, n. 1, p. 1-10, 1992.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.
- GASC, A.; SUEUR, J.; JIGUET, F.; DEVICTOR, V.; GRANDCOLAS, P.; BURROW, C.; DEPRAETERE, M.; PAVOINE, S. Assessing biodiversity with sound: do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities?. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 279-287, 2013.

- GASC, A.; PAVOINE, S.; LELLOUCH, L.; GRANDCOLAS, P.; SUEUR, J. Acoustic indices for biodiversity assessments: analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. **Biological Conservation**, v. 191, p. 306-312, 2015.
- GAUSE, G. F. Ecology of Populations. **The Quarterly Review of Biology**. v. 7, n.1, p. 27-46, 1932.
- GREEN, D. M. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. **Biological Conservation**, v. 111, p. 331-343, 2003.
- HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, p. 207–217, 2005.
- HAMMER, A. J.; MCDONNELL, M. J. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2432-2449, 2008.
- HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A.; HADDAD, C. F. B. Reproductive modes and fecundity of an assemblage of anuran amphibians in the atlantic rainforest, Brazil. **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 100, p. 207-215, 2010.
- HERRMANN, H. L.; BABBITT, K. J.; BABER, M. J.; CONGALTON, R. G. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. **Biological Conservation**, v. 123, p. 139-149, 2005.
- HILLERS, A.; VEITH, M.; RODEL, M. Effects of forest fragmentation and habitat degradation on west African leaf-litter frogs. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 762-772, 2008.
- HOF, C.; ARAÚJO, M. B.; JETZ, W.; RAHBEK, C. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian decline. **Nature**, V. 480, 2011.
- HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press: New Jersey, USA. 448 p., 2001.
- KATS, L. B.; FERRER, R. P. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. **Diversity and Distributions**, v. 99-110, 2003.

- KEELY, C. C.; HALE, J. M.; HEARD, G. W.; PARRIS, K. M.; SUMNER, J.; HAMER, A. J.; MELVILLE, J. Genetic structure and diversity of the endangered growling frass frog in a rapidly urbanizing region. **R. Soc. open sci.**, v. 2, 2015.
- KELLAR, P. R.; AHRENSEN, D. L.; AUST, S. K.; JONES, A. R.; PIRES, J; C. Biodiversity comparison among phylogenetic diversity metrics and between three North American prairies. **Applications in Plant Sciences**, v. 3, n. 7, 2015.
- KEMBEL, S. W.; COWAN, P. D.; HELMUS, M. R.; CORNWELL, W. K.; MORLON, H.; ACKERLY, D. D.; BLOMBERG, S. P.; WEBB, C. O. Picante: R tools for integrating phylogenetics and ecology. **Bioinformatics**, v. 26, p. 1463-1464, 2010.
- LEITE FILHO, E. **Estrutura de uma taxocenose de anfíbios anuros em fragment urbano de floresta atlântica no extremo leste da região neotropical**. 55 p., Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013.
- MACE, G. M.; MASUNDIRE, H. **Ecosystems and human-well being: current state and trends**. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell, Oxford, 2004.
- MENDOZA, A. M.; ARITA, H. T. Priority setting by sites and by species using rarity, richness and phylogenetic diversity: the case of neotropical glassfrogs (Anura: Centrolenidae). **Biodivers. Conserv.**, v. 23, p. 909-926, 2014.
- MONTENEGRO, M. M. V. **Ecologia de Cebus flavius (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba**. 131 p., Tese. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.
- MORAND, A; JOLY, P. Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French upper-Rhode floodplain. **Hydrobiologia**, v. 301, p. 249-257, 1995.
- NYELELE, C.; MURWIRA, A.; SHEKEDE, M. D.; MUGABE, P. Woodland fragmentation explain tree species diversity in an agricultural landscape of Southern Africa. **Tropical Ecology**, v. 55, p. 365-374, 2014.
- OKSANEN, J. BLANCHET, F, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.;

- O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H.; WAGNER, H. **vegan: community ecology package**. R package version 2.3-0. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>> . Acesso em 15 mar. 2016.
- PARADIS, E.; CLAUDE, J.; STRIMMER, K. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. **Bioinformatics**, v. 20, p. 289-290, 2004.
- PARRIS, K. M.; MCCARTHY, M. A. What influences the structure of frog assemblages at forest streams?. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, p. 495-502, 1999.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 333-365, 2001.
- PEREIRA, M. D. B. **As chuvas na cidade de João Pessoa: uma abordagem genética**. p. 93. Monografia (Bacharelado em Geografia): Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014
- PIERETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: the Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 868-873, 2011.
- PINEDA, E.; HALFFTER, G. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. **Biological Conservation**, v. 117, p. 499-508, 2004.
- PRADO, C. P.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, p. 211-221, 2005.
- PYRON R. A.; WIENS, J. J. A large-scale phylogeny of Amphibia including over 2800 species, and a revised classification of extant frogs, salamanders, and caecilians. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 61, p. 543-583, 2011.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2016. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 10 abr. 2016.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest

- distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- SHEPHERD, G.J. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas. 2006. Disponível em: <<http://pedroeisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>>. Acesso em: 30 ago. 2015.
- SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MORENO, C. E.; TABARELLI, M. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, v. 5, n. 9, 2010.
- SIMÕES, C. R. M. **A estrutura da taxocenose e a partição do nicho acústico entre anfíbios anuros em uma área de Floresta Atlântica**. 72 p., Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.
- SIMPSON, G. L. **permute: functions for generating restricted permutation of data**. R package version 0.8-4. Disponível em < <https://CRAN.R-project.org/package=permute> > Acesso em: 15 mar. 2016.
- SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V.; Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Biosci. J.**, v. 28, n. 4, p. 617-631, 2012.
- STEVENS, P. O. **Dinâmica da paisagem no geossistema do estuário do Rio Paraíba – Extremo Oriental das Américas: estimativas de perdas de habitat e cenários de recuperação da biodiversidade**. 125 p., Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.
- SUEUR, J.; PAVOINE, S.; HAMERLYNCK, O.; DUVAIL, S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. **PLoS ONE**, v. 3, 2008a.
- SUEUR, J.; AUBIN, T.; SIMONIS, C. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. **Bioacoustics**, v. 18, p. 213-226, 2008b.
- TOLEDO, L. F.; GAREY, M. V.; COSTA, T. R. N.; LOURENÇO-DE-MORAES, R.; HARTMANN, M. T.; HADDAD, C. F. B. Alternative reproductive modes of Atlantic forest frogs. **J. Ethol**, v. 30, p. 331-336, 2012.

TROTTA, M; MUNTEANU, A. Mp3splt-gtk: software livre. Versão: 0.9.2. 2014. Disponível em: <[mp3splt.sourceforge.net/mp3splt\\_page/about.php](http://mp3splt.sourceforge.net/mp3splt_page/about.php)>. Acesso em: 05 jan. 2015.

VALLAN, D. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation**, v. 96, p. 31-43, 2000.

WANGER, T. C.; ISKANDER, D. T.; MOTZKE, I.; BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; CLOUGH, Y.; TSCHARNTKE, T. Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 795-802, 2010.

WICKHAM, H. **ggplot2: elegant graphics for data analysis**. New York: Springer-Verlag, 2009.