



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC**

**Departamento de Ciências Biológicas**

**Programa de Pós-Graduação em Zoologia**

**FELIPE DO CARMO JORGE**

**OS ÍNDICES ACÚSTICOS DE AVES PARA O MONITORAMENTO DE  
FLORESTA: O POTENCIAL DO USO EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

**Ilhéus – Bahia - Brasil**

**Março – 2017**

**FELIPE DO CARMO JORGE**

**AVES E OS ÍNDICES ACÚSTICOS PARA MONITORAMENTO DE FLORESTA:  
O POTENCIAL DO USO EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DA  
BAHIA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Zoologia

Área de concentração: Zoologia aplicada

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Luiz Gama Nogueira Filho

Coorientador: Prof. Dr. Caio Graco Machado

**Ilhéus – Bahia – Brasil**

**Março 2017**

**AVES E OS ÍNDICES ACÚSTICOS PARA MONITORAMENTO DE FLORESTA:  
O POTENCIAL DO USO EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DA  
BAHIA, BRASIL**

Ilhéus, 16/03/2017.

---

Prof. Dr. Sérgio Luiz Gama Nogueira Filho (Orientador - UESC/BA)

---

Prof. Dr. Caio Graco Machado (Co-orientador - UEFS/BA)

---

Prof. Dr. Ricardo Machado (UnB/DF)

---

Profa. Dra. Máira Benchimol de Souza (UESC/BA)

## **RESUMO**

Monitorar a biodiversidade é indispensável para coibir superexplorações de recursos naturais, o avanço da destruição e degradação de habitats, o avanço dos danos causados por espécies invasoras, poluição, epidemias e mudanças climáticas, principais causas de perda de biodiversidade. As aves são um grupo amplamente usado para estimar diversidade de ecossistemas e mudanças de padrões ecológicos, se caracterizando assim como excelentes bioindicadoras do estado do ecossistema. As vantagens de se usar as aves como bioindicadoras decorrem de sua ampla distribuição, importância na cadeia trófica, serviços ecossistêmicos e vasto conhecimento disponível sobre este grupo. Para a investigação da avifauna, diversos métodos são usados. Há diferenças entre as informações fornecidas por cada método, como a riqueza de espécies, abundância de cada espécie e índices de diversidade biológica. Estabelecer o protocolo de monitoramento adequado quase sempre se torna um desafio, considerando os custos de implementação e a eficiência do método para a obtenção dos dados. A primeira parte desta dissertação presendeu-se realizar a revisão de literatura sobre as principais causas de ameaça a biodiversidade do planeta, as medidas de proteção e monitoramento da biodiversidade em escala mundial, as técnicas de estimativa da biodiversidade, os métodos relacionados a ornitologia, a acústica de aves, as aves e a mata atlântica. A segunda parte desta dissertação pretendeu-se avaliar as vantagens e desvantagens do uso de dois métodos, o tradicional método de contagem por pontos fixos e o moderno método por gravações autônomas, para o monitoramento de floresta em longo prazo.

**Palavras-chave:** bioacústica de aves; ecoacústica; índice de diversidade de aves; inventário de aves; paisagem acústica 5

## **ABSTRACT**

Biodiversity monitoring is essential to inhibit overexploitation of natural resources, reduce the advance of habitat destruction and degradation, invasive species, pollution, epidemics and climate change, the main causes of biodiversity loss. Birds are broadly used as a parameter to estimate the diversity of ecosystems and changes in ecological patterns. The advantages of using birds as bioindicators stem from their wide distribution, importance in the food chain, ecosystem services and the vast knowledge available in this group. For avifauna research, several methods are used. However, each one implies on differences between information accessed, sampling efforts, technical knowledge and budget investments. The information accessed by the method, such as species composition, species behavior, species abundance or diversity indexes can be useful or not depending to the project aim. To establish the appropriate monitoring protocol, we must be concerned with the characteristic factors about the method chosen. The first part of this dissertation included the literature reviewing about the main threats to the global biodiversity, global conservation programs, techniques of biodiversity monitoring, the ornithology and the acoustics for the use to biodiversity monitoring, bird species and the Atlantic forest. The second part of this dissertation was intended to evaluate the advantages and disadvantages of using two methods, the traditional fixed point counting method and the modern method by independent recordings, for long-term forest monitoring.

**Keywords:** bioacoustics; ecoacoustics; bird diversity index; birds inventory; wildlife threats

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Teimoso no sul da Bahia, Brasil. .... 33
- Figura 2. Localização da RPPN Serra do Teimoso no sul da Bahia, Brasil.....48
- Figura 3. Localização dos pontos de amostragem no interior da Reserva Serra do Teimoso, sul do estado da Bahia, Brasil. Legenda: círculos brancos representam os pontos fixos; quadrados amarelos representam os gravadores autônomos. ....52

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Índices acústicos calculados de gravações realizadas em setembro/2017 na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia, Brasil (40 amostras de 10 minutos coletadas durante a realização do ponto fixo - presença (p) do observador na área; e 40 amostras de 10 minutos coletadas após seu término - ausência (a) do observador na área). 55
- Tabela 2. Análise descritiva dos índices acústicos calculados de 108 amostras de 10 minutos coletadas por meio do Monitoramento Acústico Automatizado realizado durante 20 dias, sem a presença de pessoas, na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia, Brasil. 56
- Tabela 3. Correlações de Spearman entre os índices acústicos calculados de 108 amostras de 10 minutos de gravações realizadas durante 20 dias, sem a presença de pessoas, na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia, Brasil. 56
- Tabela 4. Comparativo de custos e tempo empregado na execução do método de ponto fixo (PT) e método por gravadores autônomos (GA). 58

## **ANEXOS**

ANEXO 1. Avifauna da Reserva do Teimoso Teimoso, sul da Bahia, Brasil amostrados por ponto fixo. Período de amostragem: setembro de 2016; 108 pontos monitorados; esforço amostral de 18 horas. ....	68
--	----

## LISTA DE EQUAÇÕES

(1) Índice Pontual de Abundância .....	22
(2) Índice de Shannon.....	23
(3) Índice de Simpson.....	23
(4) Índice de Equidistribuição .....	23
(5) Similaridade ou dissimilaridade de comunidades.....	24
(6) Diversidade .....	24
(7) Medida de Whittaker (Diversidade $\beta$ ) .....	25
(8) Índice de Jaccard.....	25
(9) Índice de Soresen .....	25
(10) Rotatividade de espécies .....	25
(11) Rotatividade de espécies .....	25
(12) Índice de Complexidade Acústica (ACI).....	26
(13) Índice de Entropia (H) .....	27
(14) Índice de Entropia Espectral (Hf) .....	27
(15) Índice de Entropia Temporal (Ht).....	27
(16) Sinal analítico .....	27
(17) Envelope de amplitude.....	27
(18) Índice de Riqueza Acústica (AR) .....	28

## SUMÁRIO

<b>CAPITULO I .....</b>	<b>11</b>
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>11</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>12</b>
2.1. Principais ameaças para extinção e perda da biodiversidade .....	13
2.2. Programas de conservação da biodiversidade mundial .....	16
2.3. Monitoramento da biodiversidade.....	18
a. Monitoramento por armadilhas fotográficas .....	20
b. Monitoramento acústico automatizado.....	21
c. Como medir a biodiversidade.....	22
d. Índices Acústicos.....	25
2.4. Acústica e as aves .....	29
2.5. Aves do Brasil .....	30
2.6. Mata Atlântica .....	31
2.7. Reserva Particular do Patrimônio Natural Serrado Teimoso .....	32
<b>3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>34</b>
<b>CAPITULO II.....</b>	<b>41</b>
<b>AVES E OS ÍNDICES ACÚSTICOS PARA MONITORAMENTO DE FLORESTA: O POTENCIAL DO USO EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO SUL DA BAHIA, BRASIL .....</b>	<b>41</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>44</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>47</b>
2.1. LOCAL DE ESTUDO .....	47
2.2. MÉTODO DE CONTAGEM EM PONTOS FIXOS (PF).....	48
2.3. MÉTODO COM GRAVADORES AUTÔNOMOS (GA) .....	49
2.4. ANÁLISE DE DADOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	50
2.5. CUSTOS PARA A EXECUÇÃO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM .....	51
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>53</b>
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>59</b>
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>63</b>
<b>6. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>64</b>

## **CAPITULO I**

### **1. INTRODUÇÃO GERAL**

O planeta Terra apresenta 75% de superfície terrestre com alguma evidência de alteração antropogênica, excluindo-se os territórios congelados (ELLIS; RAMUNKUTTY, 2008). Além das alterações da superfície do globo, as ações humanas modificam os ciclos naturais do planeta causando impactos globais no clima e reduzindo a biodiversidade (HAUTIER et al., 2015). Este cenário é um marco da história geológica recente da Terra, período também conhecido como Antropoceno (STEFFEN et al., 2015). Diante da evidente futura catástrofe, ações internacionais, como as metas de Aichi e o Programa para a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal e Manejo Sustentável dos Recursos de Floresta - REDD+ estabelecidas pela Conferência de Diversidade Biológica das Nações Unidas – CBD (2016), norteiam a direção em que a sociedade deve seguir para desacelerar ou reverter este cenário.

Neste contexto, é essencial o monitoramento da biota para acompanhar as mudanças dos padrões ecológicos do ecossistema e sua consequente conservação (NOSS, 1990). Para este fim, monitoramento de espécies bio-indicadoras, espécies-chave, espécies guarda-chuva, espécies carismáticas, espécies raras e ameaçadas de extinção são consideradas ferramentas eficientes para conservação em diferentes escalas (população, comunidade e paisagem) (NOSS, 1990). O monitoramento de aves é considerado como uma boa opção, uma vez que as aves ocupam diversos níveis da teia trófica, estão presentes em todos os biomas terrestres e possuem ampla literatura publicada (BIRDLIFE, 2016). Além disso, alterações nas populações de aves podem representar mudanças na qualidade do ambiente, pois respondem por múltiplas variáveis sinergicamente, como por exemplo oferta de recursos naturais, interações inter e intraespecíficas, qualidade do habitat e configuração de paisagem, em contraste às análises de parâmetros físicos e químicos de forma isolada, como por exemplo a qualidade da água e do ar (KOSKIMIES, 1989; NOSS, 1990).

Os métodos mais usados em monitoramento de aves no Brasil são pontos fixos, transecção em linha, rede de neblina, ponto fixo e rede de neblina, transecção em linha e rede de neblina, contagem direta, ponto fixo e transecção em linha, rede de neblina e mapeamento, lista de espécies, parcelas de amostragem, de acordo com a ordem decrescente de preferência (BISPO et al., 2016). Custos com mão-de-obra, equipamentos, logística e

tempo para seguir certos protocolos, todavia, podem ser tornar obstáculos para a sua execução. Como alternativa, monitoramentos acústicos automatizados podem se ajustar às premissas da Conferência de Diversidade Biológica, uma vez que podem abranger grandes áreas e diversos habitats, permitir o monitoramento em locais remotos, registrar múltiplas espécies, ser facilmente replicável, capaz de apresentar distúrbios e a qualidade do habitat, ser executado com o mínimo de treinamento e quantidades de equipamento, operar por longos períodos com custos comparativamente menores em logística e ainda obter dados com precisão (WALDON et al., 2011). Todavia, o uso dos índices acústicos ainda não é amplamente conhecido e poucos estudos foram realizados em paisagens da Mata Atlântica, sendo necessário avaliar quais seriam os índices mais indicados para este tipo de ambiente.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

A biodiversidade, ou diversidade biológica, é a variabilidade entre os organismos vivos de todas as origens, incluindo a diversidade entre e dentro das espécies, e dos ecossistemas em que vivem e interagem (CDB, 2016). Perdendo-se biodiversidade, perde-se também a capacidade de manutenção do estado de resiliência do meio ambiente e de seus serviços ambientais fundamentais para a saúde do ser humano (HOOPER et al., 2012; CARDINALE et al., 2012; OLIVER et al., 2015; HAUTIER et al., 2015). Resiliência é um termo usado em diferentes contextos. Em Ecologia, o conceito é relacionado à resistência e recuperação, sendo usado para descrever a capacidade que o sistema possui de resistir às mudanças de regime e manter suas funções, por meio de reorganizações internas, ou a capacidade do sistema de retornar ao seu estado de equilíbrio após distúrbio (OLIVER et al., 2015).

Os serviços ambientais são descritos em categorias como suprimento (ex. alimento, madeira e fibras, água, combustível, etc.), regulação (ex. regulação do clima, regulação de enchentes, regulação de epidemias, purificação da água, etc.), suporte (ex. ciclo dos nutrientes, formação de solos, produção primária, polinização, etc.) e cultural (ex. estético, espiritual, recreação, educacional, etc.), além do potencial genético (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Nessa revisão serão abordadas as ameaças à biodiversidade, as medidas mitigatórias adotadas, os métodos para o monitoramento da biodiversidade faunística terrestre como ferramenta para monitoramento do ecossistema, as

aplicações dos índices acústicos dentro deste contexto, as aves do Brasil, a Mata Atlântica e a Reserva Serra do Teimoso.

## **2.1. Principais ameaças para extinção e perda da biodiversidade**

De acordo com o painel de pesquisadores do *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) as principais ameaças à perda da biodiversidade são: destruição e degradação de habitats, espécies invasoras, superexploração, epidemias, poluição e mudanças climáticas. A destruição ou perda de habitat é consequência da conversão de áreas naturais em áreas agrícolas, e ainda, desenvolvimento de infraestrutura urbana, desenvolvimento industrial e mineração (CBD, 2010), que pode resultar no processo de fragmentação. A fragmentação é a secção de habitats naturais em porções menores e desconectadas, circundado por matriz, gerando uma configuração paisagística heterogênea (EWERS; DIDHAM, 2006). Quatro efeitos desse processo podem ser sequencialmente relacionados: redução da quantidade de habitat, aumento do número de fragmentos, diminuição do tamanho dos fragmentos e aumento do isolamento, além da diminuição da qualidade do habitat e o efeito de borda (FAHRIG, 2003). Deste modo, pequenos fragmentos suportam baixo número de espécies com populações pequenas e cada vez menos dinâmicas populacionais entre elas (FAHRIG, 2003; EWERS; DIDHAM, 2006; VILLARD; METZGER, 2014). Espécies respondem diferentemente às alterações do habitat, todavia invariavelmente em três direções: adaptar-se, morrer ou mover-se (BEGON, 2007). Espécies generalistas podem se beneficiar das alterações humanas e aumentar sua abundância, enquanto espécies sensíveis podem inclusive ser extintas localmente (CARARRA et al., 2015).

O avanço da expansão humana, além de modificar as características da paisagem natural, oportuniza a introdução de espécies exóticas nos remanescentes florestais, que podem se tornar espécies invasoras. Espécies invasoras são plantas, animais ou micro-organismos introduzidos pelo homem em lugares fora de sua área de distribuição natural, onde eles se estabelecem e se dispersam, gerando impactos negativos sobre o ecossistema local e sobre as espécies, podendo ainda causar danos econômicos e à saúde humana (ISSG, 2016). As consequências de uma espécie invasora para o ecossistema são: exclusões competitivas, deslocamento de nichos, hibridização, introgressão (movimento de um gene de uma espécie para o *pool* genético de outras espécies por meio de cruzamentos repetidos

entre híbridos e sua progenitora original), predação; e extinções (MOONEY; CLELAND, 2001; BELLARD et al., 2016).

A superexploração da biodiversidade, ou exploração demasiada dos recursos naturais, ameaça a sustentabilidade das populações de espécies do planeta. A superexploração da biodiversidade é causada de um lado pelos países em desenvolvimento e sua péssima governabilidade, e por outro, pelos países desenvolvidos que financiam o comércio de vida selvagem (ROE; ELLIOT, 2005; TRAFFIC, 2009; CHAO, 2012, LENZEN et al., 2012). A falta de dinheiro, em alguns casos, implica no uso direto e insustentável de recursos biológicos para alimentação, combustível, medicamentos e abrigo (ROE; ELLIOT, 2005). A caça como fonte de proteína animal para alimentação vem causando o declínio de populações de mamíferos silvestres nas florestas tropicais da África e na Amazônia em escala sem precedentes (FA; BROWN, 2009; NASI et al., 2011; VAN et al., 2014). Os produtos negociados no mercado de vida selvagem podem ser categorizados de acordo com seu uso como destinados para: alimentação, medicinais e cosméticos, ornamentais e decorações, vestuário, *pets* e coleções, móveis e materiais de construção (ROE, 2008). O uso medicinal de partes de animais silvestres é amplamente disseminado pela Medicina Tradicional Chinesa como, por exemplo, ossos de tigres e bile de ursos, cujos conhecimentos da verdadeira eficiência e dos mecanismos de ação são desconhecidos (LIU et al., 2016). O comércio internacional de animais silvestres de companhia (pet) movimentou 56.792 espécimes de aves; 6.310 espécimes de répteis e 1.226 espécimes de mamíferos entre 2006 e 2012, de acordo com CITES (BUSH et al., 2014). Além do mercado ilegal, há atualmente modelos econômicos de exploração que negligenciam às taxas de recrutamento das populações de pescado, como por exemplo, o mercado de pesca marinha industrial, logo as extinções são inevitáveis (PAULY; ZELLER, 2016).

Além da introdução de espécies invasoras, a transformação da paisagem natural em antropogênica abre caminho para a introdução de doenças nos ecossistemas remanescentes. O habitat alterado também afeta a composição da biodiversidade natural, incluindo os ciclos e dinâmica de patógenos. Populações de hospedeiro-chave, favorecidas pela boa adaptação em habitats antropogênicos, expandem suas áreas de vida, juntamente com seus patógenos associados, fazendo com que as espécies raras sejam excluídas por meio de competição interespecífica que pode ser maximizada por parasitas de multi-hospedeiros (BRADLEY; ALTIZER, 2007). Desta maneira, são maiores as chances de haver alta densidade de hospedeiros reservatórios. Ecossistemas com rica biodiversidade dificultam a transmissão

das doenças infecciosas por vetores em decorrência do processo chamado de efeito-diluição, que também pode ser explicado como um mecanismo de interação consumidor-recurso (BRADLEY; ALTIZER, 2007). Outra relação pode ser feita: quanto maior a biodiversidade, maior é a competência de combater uma epidemia, em consequência da variabilidade de sistemas imunológicos (BRADLEY; ALTIZER, 2007). A introdução de elementos externos, realizada pelo homem, dentro de um ecossistema pode alterar as dinâmicas naturais como por exemplo a introdução de espécies invasoras e patógenos. A poluição também se caracteriza como a introdução de elementos, ou contaminantes, no meio ambiente e que causam mudanças adversas ao ecossistema. As alterações acometem os ciclos globais dos elementos naturais, que modificam seu equilíbrio dinâmico via poluição do ar, da água e do solo. Os ciclos são modificados com o acréscimo extrapolado de compostos químicos resultantes de resíduos da combustão, superfertilização e descartes de bens de consumo que alteram o ciclo global do nitrogênio (ERISMAN et al., 2013) e o ciclo global do carbono (PRENTICE et al., 2001) por exemplo. Ainda, além de agentes contaminantes, a poluição pode ser sonora, radioativa, termal e luminosa. Um terço do CO<sub>2</sub> atmosférico é fixado pelo oceano, que o torna mais acidificado podendo causar danos catastróficos aos grupos biológicos que possuem carbonato de cálcio na composição do exoesqueleto (DONEY et al., 2009).

A biodiversidade nos oceanos também é ameaçada pelo lançamento de esgoto não tratado que é responsável por lançar água doce, nutrientes inorgânicos, patógenos, disruptores endócrinos, partículas suspensas, sedimento, metais pesados e outras toxinas e causar danos em recifes de corais e toda à biota associada (WEAR; THURBER, 2015). Além disso, o destino final dos resíduos de plástico descartados nos rios é o oceano, estimativas apontam para 4,8 milhões de toneladas métricas por ano (JAMBECK et al., 2015). O plástico se decompõe em pequenos pedaços que se assemelham com algas, dessa forma, a ameaça por ingestão pela fauna marinha é evidente. Entre 1962 e 2012 houve o registro de ingestão de material plástico por 80 espécies de aves-marinhas (WILCOX et al., 2015).

A emissão exacerbada de gases como o CO<sub>2</sub> pela combustão provocada pelo homem, além de causar acidificação do oceano, amplifica o efeito estufa e desencadeia na mudança de temperatura sem precedentes. Deste modo, a circulação do oceano e regime de chuvas são modificados, além do aprisionamento da irradiação do calor pelo bloqueio das nuvens. O derretimento acelerado da cobertura congelada da Terra também é consequência deste

processo, que expõe a superfície escura e aumenta ainda mais o aquecimento (GETTELMAN; ROOD, 2016). Portanto, complexas relações e interações entre causas e efeitos acentuam as mudanças climáticas. Para biodiversidade, as estimativas apontam para o risco de extinção de 2,8% sob as condições climáticas atuais, 5,2% para o cenário de elevação de 2°C, estabelecidos como objetivo pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) até 2100, e 8,5% para o aumento de 3°C (URBAN, 2015). De acordo com os esforços e objetivos da UNEP, espera-se a extinção de entorno de 5% das espécies até 2100.

## **2.2. Programas de conservação da biodiversidade mundial**

Perante aos problemas alarmantes do período Antropoceno, o Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP, 2016), principal autoridade ambiental global que define a agenda e desenvolve programas com o objetivo de proteção e desenvolvimento sustentável do meio ambiente em escala local, regional e global, apresentou o tratado de Convenção da Diversidade Biológica (CBD) durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, The Rio, *Earth Summit* ou ECO-92, para a assinatura dos países de acordo. O documento ficou aberto para assinaturas até 1993, recebendo 196 partes signatárias. A Convenção entrou em vigor em 4 de junho de 1993 (CBD, 2016).

Em 2000, durante a Conferência das Partes em Cartagena, o Protocolo de Cartagena foi apresentado assegurando práticas corretas de transferência, manipulação e uso dos organismos vivos modificados geneticamente com relação ao ambiente *in situ* para os países signatários, 107 partes estão de acordo (CBD, 2016). Complementarmente, visando às práticas corretas que envolvem os recursos genéticos, em 2014 foi proposto o Protocolo de Nagoya que apresentou medidas sobre o acesso aos recursos genéticos e a repartição justa e equitativa dos benefícios decorrentes da sua utilização, 78 partes estão de acordo (CBD, 2016).

Em 2007, durante a conferência das mudanças do clima foi apresentado a REDD+, proposta que acrescentou ao programa REDD (Programa para a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal, primeiramente introduzido em 2005) os objetivos de manejo sustentável dos recursos de florestas e aumento de estoques de carbono de floresta

dos países em desenvolvimento. A REDD+ foi estabelecida essencialmente para mitigação das mudanças climáticas, no entanto, são esperados também outros benefícios como a geração de benefícios à biodiversidade e serviços ambientais, e ainda, geração de benefícios aos indígenas e comunidade locais (SCBD, 2011). O programa contém duas plataformas multilaterais de suporte a implementação pelos países em desenvolvimento: o Programa para a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal nos Países em Desenvolvimento (UN-REDD) e o *The Forest Carbon Partnership Facility* (FCPF) em parceria com o Banco Mundial, oferecendo suporte técnico e financeiro. De acordo com o Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, o objetivo do plano de ação internacional cooperativo é para o aumento mínimo da temperatura de 1,5 a 2°C até 2100 (UNFCCC, 2010).

Em 2010 foi estabelecido o Plano Estratégico para Biodiversidade 2011-2020 e as Metas Aichi, que possuem cinco objetivos e debruçam sobre 20 metas para serem realizados entre os anos de 2011 a 2020. Os objetivos incluem resolver as causas principais de perda de biodiversidade, citadas na revisão acima, através da integração desta perspectiva entre governo e a sociedade; reduzir as pressões diretas sobre a biodiversidade e promover o uso sustentável; melhorar o status de conservação da biodiversidade por meio da proteção dos ecossistemas, espécies e diversidade genética; melhorar os benefícios provindos da biodiversidade e serviços ecossistêmicos para todos; reforçar a aplicação através do planejamento participativo, gestão do conhecimento e desenvolvimento de capacidades (CBD, 2016). Algumas metas são, “reduzir pela metade e, se possível, trazer perto de zero a taxa de perda de habitats naturais, incluindo florestas”, “estabelecer como meta de proteção de 17% das áreas de águas terrestres e fluviais e 10% das áreas marinhas e costeiras”, “restaurar pelo menos 15% de áreas degradadas por meio de atividades de conservação e restauração”, “fazer esforços especiais para reduzir as pressões enfrentadas pelos recifes de coral” (CBD, 2016).

Organizações não-governamentais também atuam na missão de conservação da biodiversidade em escala planetária. Em 1937, *The Wildlife Society* (TWC) foi criada com o objetivo de inspirar, capacitar e habilitar profissionais da área da conservação para proteger populações e habitats selvagens através da gestão e conservação baseada na ciência ([www.wildlife.org](http://www.wildlife.org)). Em 1948, *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) foi criada; hoje atua em mais de 160 países, mais de 1.000 quadros de apoio e 1.200 organizações membros, incluindo instituições governamentais e não-governamentais, 11.000

cientistas e experts atuando em colaboração; é a maior rede de trabalho de conservação global. A IUCN disponibiliza o *status* de conservação da maioria dos grupos de vertebrados do mundo, além de desenvolver diversos projetos de extensão mundo a fora ([www.iucn.org](http://www.iucn.org)).

Fauna & Flora International é também uma organização precursora na conservação internacional, destacando-se com diversos projetos na África ([www.fauna-flora.org](http://www.fauna-flora.org)). Em 1961, *World Wildlife Fund* (WWF) foi fundado como uma organização de angariação de fundos para trazer apoio financeiro para projetos de conservação do planeta e trabalhar em colaboração com grupos de conservação existentes ([www.worldwildlife.org](http://www.worldwildlife.org)). Neste mesmo ano foi fundado o *African Wildlife Foundation* (AWF) com a missão de financiar projetos conservacionistas necessários na África. Em 1969, *International Fund for Animal Welfare* (IFAW) foi criada como missão resgatar e proteger animais por todo mundo; atuam em projetos em mais de 40 países ([www.ifaw.org](http://www.ifaw.org)). *The Association of Zoos and Aquariums* (AZA), é uma organização sem fins lucrativos dedicados à conservação *ex situ* e *in situ*, promovidos por zoológicos e aquários, além da educação, pesquisa e recreação, com 230 instituições membros. Adicionalmente, a AZA financia pesquisas científicas, projetos de conservação e programas educacionais ([www.aza.org](http://www.aza.org)). A Conservation International (CI) atua em mais de 30 países há quase 30 anos, é uma referência de base científica para práticas conservacionistas ([www.conservation.org](http://www.conservation.org)).

### **2.3. Monitoramento da biodiversidade**

A proteção dos ecossistemas naturais é indispensável para mitigar as severas mudanças do clima e demais ameaças a biodiversidade citadas acima. Logo, monitorá-las torna-se necessária como forma de garantia de seu funcionamento íntegro a longo-prazo. As mudanças de padrões de composição de espécies ao longo do tempo em uma paisagem podem trazer informações importantes em contraste às análises de parâmetros físicos e químicos apenas. O monitoramento de um grupo biológico traz a visão holística sobre o meio ambiente, considerando que respondem por múltiplas variáveis sinergicamente (KOSKIMIES, 1989).

Adicionalmente, o levantamento e monitoramento da diversidade biológica são fundamentais para o planejamento adequado do manejo dos recursos naturais (HEYWOOD; WATSON, 1995). As estimativas de diversidade podem ser usadas como critério para

escolha de unidades de conservação (GROVE et al., 2002), para a avaliação e monitoramento de impactos ambientais, planejamento do uso-do-solo, e para informar aos gestores e público geral sobre o status de conservação da biodiversidade (HEYWOOD; WATSON, 1995).

Diversos métodos podem ser usados para o monitoramento, a depender do objetivo do projeto (LARSEN et al., 2016). De forma irônica, a tecnologia de identificação e localização de animais e plantas, da identificação de indivíduos, do monitoramento de movimentos individuais e populacionais e das avaliações do status dos habitats via sistema remoto avançam ao mesmo tempo em que populações de espécies ameaçadas declinam (PIMM et al., 2015). Os métodos vêm ficando melhores, mais rápidos, mais baratos e menos invasivos.

O progresso do sensoriamento remoto possui grande mérito nas ações conservacionistas, sendo usado para identificar desmatamentos e uso-de-solo por exemplo. Além disso, esta tecnologia pode ser usada em estudos com fauna, como por exemplo, rastrear o movimento, a presença e o tamanho de populações de animais via imagens de satélite, como ocorre com pinguins imperador, elefantes e zebras (sistema de resolução Landsat 30m e Geo-Eye 1.65 m) (PIMM et al., 2015). Mesmo quando não é possível investimentos na compra das imagens com alta resolução e atualizadas, é possível obter imagens atualizadas a cada 16 dias, enviadas pelo satélite Landsat-8, sistema em operação desde 2013 ([www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)). A criatividade humana ainda vai além, aeronaves não tripuladas (*drones*) se somam as ferramentas de acesso a informações em diversas investigações do meio ambiente, como por exemplo, identificação de flora de dossel e sub-bosque, monitoramento de fogo em florestas, identificação de clareiras oriundas de extração ilegal de madeira, monitoramento de espécies invasoras, pragas e epidemias, e o monitoramento aéreo de animais.

O acesso à informação é fundamental para o monitoramento e planejamento de estratégias conservacionistas. Os bancos de dados disponíveis em plataformas na internet são enriquecidos com dados por qualquer cidadão comum, caracterizando-se assim, como uma ferramenta eficiente considerando a quantidade de observadores de fauna trabalhando 24 horas por dia por todo o planeta (ex. [www.gbif.org](http://www.gbif.org), [www.tropicos.org](http://www.tropicos.org) e [www.ebird.org](http://www.ebird.org)).

A fauna é amplamente usada no objetivo da conservação do ecossistema como todo (LARSEN et al., 2016). A escolha da espécie ou o grupo biológico para ser monitorada

segue princípios ecológicos que favorecem a maior abrangência de conservação do meio ambiente, como por exemplo, a escolha de espécies bio-indicadoras, espécies-chave, espécies guarda-chuva, espécies carismáticas, espécies raras e ameaçadas de extinção que possuem o potencial de beneficiar outras espécies e a integridade do habitat (NOSS, 1990). De acordo com as premissas da REDD, os monitoramentos de biodiversidade devem abranger grandes áreas e diversos habitats, registrar múltiplas espécies e não apenas as listadas como ameaçadas pela IUCN, ser facilmente replicável, apresentar menos chances de possuir viés da presença humana, capaz de apresentar distúrbios e a qualidade do habitat, e ser executado com o mínimo de treinamento e equipamento (WALDON *et al.*, 2011). Os métodos não invasivos de monitoramento por armadilha fotográfica (câmera-trap) e monitoramento acústico automatizado se ajustam a todas estas premissas (WALDON *et al.*, 2011). As armadilhas fotográficas permitem a detecção de grande número de espécies da fauna, incluindo espécies crípticas, e podem operar automaticamente 24 horas por dia ao longo de meses sem a necessidade da presença de pesquisadores em campo (PIMM *et al.*, 2015). A identificação de indivíduo pode ser feita via análise do padrão de pelagem, tendo a identificação computacional como aliado, inclusive para análises morfométricas computacionais (PIMM *et al.*, 2015). O monitoramento acústico automatizado também é considerado um método não invasivo e abrangente pois permite o registro de múltiplas espécies da fauna de forma passiva por meio da gravação de sons produzidos pelos animais (PIMM *et al.*, 2015). A identificação automática das espécies por meio de algoritmos são uma vantagem adicional (PIMM *et al.*, 2015). Além da imagem e do som, a identificação de espécies por meio de DNA (*Environmental DNA* ou eDNA) coletados em amostras do solo, sedimento e água, por exemplo, também possuem grande potencial para uso em monitoramentos não invasivo (THOMSEN; WILLERSLEV, 2015).

#### **a. Monitoramento por armadilhas fotográficas**

Utilizado no monitoramento de vertebrados terrestres, sendo eles animais de médio e grande porte, e ocasionalmente animais de pequeno porte (LARSEN *et al.*, 2016). O método consiste na utilização de câmeras fotográficas camufladas e acopladas a estrutura vegetal. Os disparos ocorrem por meio de um sensor de calor e de movimento, possui flash e infravermelho (LARSEN *et al.*, 2016). Pode operar automaticamente 24 horas por dia, ao longo de vários dias (LARSEN *et al.*, 2016).

## **b. Monitoramento acústico automatizado**

É o método no qual gravadores acústicos são programados e instalados no campo para registro dos sons do ambiente, em horários predeterminados de acordo com o grupo alvo e objetivo do monitoramento (SIMONS et al., 2007; BRANDES, 2008). Essa ferramenta tem sido utilizada na investigação da biodiversidade de mamíferos, aves, anfíbios e insetos por meio de identificação manual ou automática dos elementos sonoros (AIDE et al., 2013), ou ainda por meio do uso dos parâmetros sonoros como amplitude, período e frequência para cálculo de índices. Os índices acústicos fazem parte da disciplina conhecida como “*Soundscape Ecology*” ou “Acústica de Paisagem”, a ciência que estuda os sons do ambiente (PIJONOWSKI et al., 2011).

Na década 1960, a bioacústica estabeleceu-se como ciência e, a partir dos anos 1980, com a popularização dos gravadores digitais, ocorreu o barateamento e a difusão das técnicas de coleta de dados, resultando no aumento no número dos estudos de comportamento das aves canoras, baseados em parâmetros espectrais dos sinais sonoros como sua frequência, duração e intensidade (VILLIARD; SILVA, 2010).

No final da década de 1960, foi usado pela primeira vez o termo “soundscape” ou “paisagem acústica”, cunhado por Southworth (1969) que estudou como os sons do ambiente urbano reforçam a percepção espacial das pessoas e as relações do som com as atividades presentes naquele ambiente. Alguns anos depois, Schafer (1977) reconheceu que os sons são propriedades ecológicas do ambiente, e que as características acústicas possuem relação com os processos naturais locais. Posteriormente, Krause (1987) dividiu os componentes do som do ambiente em três categorias de acordo com a sua origem: som biótico (biofonia), som abiótico (geofonia) e som antrópico (antropofonia). A partir daí surgiu a Ecologia Acústica de Paisagem ou *Soundscape Ecology*, ciência interdisciplinar que busca descrever a relação entre a paisagem e a composição do som do ambiente. Esta área da ciência busca, portanto, o estudo da distribuição temporal e espacial do som presente na paisagem, revelando os processos ecossistêmicos e antrópicos (PIJONOWSKI et al., 2011).

A análise dos elementos sonoros registrados pelos gravadores autônomos (GA) ou *Autonomous Recording Units* (ARU), podem ser usados para estimar ocorrência, riqueza distribuição, abundância e medidas relacionadas aos parâmetros sonoros (índices de diversidade acústica) das espécies (SIMONS et al., 2007; BRANDES, 2008). A riqueza de espécies pode ser obtida do GA por meio de identificação das vocalizações gravadas. A

interpretação dos dados obtidos, entretanto, consome grande tempo em laboratório, o que muitas vezes deprecia o potencial do método devido ao grande volume de informação a se analisar. A riqueza de espécies, entretanto, pode também ser acessada por meio de índices acústicos de diversidade. Estes índices são calculados a partir dos parâmetros sonoros registrados, como amplitude e intensidade, nível de complexidade espectral em relação ao tempo, além de índices que consideram os três componentes do som da paisagem (biofonia, geofonia e antropofonia) (PIJANOWSKI et al., 2011; SUEUR et al., 2014). Desta forma, os índices acústicos apresentam-se como maneira rápida de processar o grande volume de dados coletados em campo e acompanhar sistematicamente as mudanças à nível de comunidade (FARINA et al., 2011).

### **c. Como medir a biodiversidade**

É comum pessoas tratarem diversidade biológica como sinônimo de riqueza de espécies, no entanto, a abundância entre elas difere significativamente, sendo esta, usada como dimensão adicional para auxiliar a definir e discriminar comunidades biológicas (MAGURRAN, 2013). Abundância relativa é definida como proporção de indivíduos de cada espécie dentro de uma amostra e pode ser calculada pelo índice pontual de abundância (Equação 1).

Diversos modelos estatísticos (ex. séries logarítmicas, log-normal) e teóricos (ex. série geométrica, *broken sick*) têm sido desenvolvidos para descrever os dados de abundância. Os modelos estatísticos descrevem padrões observados e modelos biológicos tentam explicá-los. O conceito de raridade também envolve a medida de abundância e pode ser útil para interpretações ecológicas. A definição de Gaston descreve que as espécies raras constam no quartil inferior da distribuição de abundância, levando em conta o tamanho da amostra (MAGURRAN, 2013).

$$P_i = N_i/N \quad (1)$$

Onde  $P_i$  é o índice pontual de abundância,  $N_i$  é o número de indivíduos de uma espécie e  $N$  é o total de indivíduos da amostra.

Riqueza de espécies pode ser definida como o número total de espécies de determinado táxon em uma comunidade. As amostras, ou indivíduos, podem ser incluídas em uma curva de acumulação de espécies que se modifica de acordo com a replicação da amostragem até atingir a constância, quando possível, ou seja, a riqueza *per se*. Em detrimento ao número insuficiente de amostras, a curva de acumulação não se torna assíntota. Para estes casos, há diversos métodos usados para estimar as constantes ajustadas (ex. Chao; Jackknife).

Considerando a necessidade de unificar as medidas de riqueza e abundância para melhorar as inferências dos padrões de diversidade, diversos índices podem ser usados. Apesar disso, os índices, também chamados de medidas de heterogeneidade, enfatizam uma ou outra medida (riqueza ou abundância). Possuem duas categorias: paramétricos e não-paramétricos. De forma geral, os índices mais usados são os não-paramétricos: índice de Shannon (Equação 2) e o índice de Simpson (Equação 3) (MAGURRAN, 2013). O índice de Shannon realça o componente riqueza e por outro lado o índice de Simpson pondera pela dominância da abundância da espécie mais comum, sendo conhecido como medida de dominância ou uniformidade.

O índice de Equabilidade de Pielou (J) se refere à repartição numérica das espécies na comunidade observada (Equação 4), sendo que seu valor varia de 0 a 1, utilizando os índices de Shannon ou Simpson para os cálculos. Outros diversos índices, com características próprias, estão disponíveis para uso conforme o delineamento da amostragem e os resultados obtidos (MAGURRAN, 2013).

$$H' = - \sum P_i \cdot \ln. P_i \quad (2)$$

$$1 - D = - \sum P_i^2 \quad (3)$$

Onde  $P_i$  = citado acima e  $N_i$  é o número de indivíduos de uma espécie, e  $N$  é o total de indivíduos da amostra.

$$J = H'/H_{max} \quad (4)$$

Onde  $H'$  é o índice de Shannon, ou Simpson, e  $H_{max}$  é o logaritmo do número total de espécies.

Para que comparações entre diversidades façam sentido, deve-se padronizar a amostragem como, por exemplo, em relação ao número de indivíduos coletados, área, ou esforço amostral. É melhor ter mais amostras pequenas do que poucas amostras grandes. Testes estatísticos como teste-t e ANOVA podem ser aplicados aos dados desde que as amostras tenham replicações, e que as distribuições dos valores tenham cumprido as prerrogativas necessárias. Os métodos de Jackknife ou *bootstrap* podem ser usados para melhorar as estimativas de qualquer estatística, anexando-as intervalos de confiança (MAGURRAN, 2013).

A diversidade pode mudar em relação ao espaço e ao tempo. A definição de diversidade é diferente conforme a escala: diversidade  $\alpha$  é usada para definir diversidade local ou de habitat; diversidade  $\beta$  é usada para definir a diferença de diversidade entre dois locais (Equação 5); e diversidade  $\gamma$  é usado para definir a diversidade total ou regional (Equação 6). Diversos métodos de medição de similaridade ou dissimilaridade de comunidades ( $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ ) podem ser usados (Formula 5).

$$D\beta = St - S_j \text{ média} = \sum q_j (St - S_j) \quad (5)$$

Onde  $St$  = riqueza de espécies da paisagem (diversidade  $\gamma$ );  $S_j$  = riqueza média da assembleia  $j$ ; e  $q_j$  = peso da assembleia  $j$  em seu tamanho amostral ou importância.

$$D\gamma = D\alpha \text{ média} + D\beta \quad (6)$$

Onde  $D\gamma$  = diversidade total;  $D\alpha$  = diversidade local;  $D\beta$  = diferença entre diversidades locais.  $D\gamma$  é a soma de todas as espécies de uma paisagem.

Além da fórmula acima, a diversidade  $\beta$  pode ser medida por índices, como a da medida de Whittaker que utiliza dados de presença/ausência (Equação 7). Diversos outros índices também são usados nas avaliações de complementaridade e similaridade, como índice de Jaccard (Equação 8) e índice de Soresen (Equação 9):

$$\beta_w = S / \alpha \text{ média} \quad (7)$$

Onde S = número total de espécies (diversidade  $\gamma$ ); e  $\alpha$  diversidade média das amostras, e a diversidade é medida como riqueza das espécies.

$$c / a+b+c \quad (8)$$

$$2c / (a+b) \quad (9)$$

Onde a = número de espécies presentes em ambas as parcelas ou amostras; b = o número de espécies presentes apenas na parcela 1; c = o número de espécies presentes apenas na parcela 2.

Pode-se calcular o número de espécies eliminadas e substituídas por unidade de tempo (Equação 10); esta unidade caracteriza a substituição de espécies na paisagem, conceito também conhecido como rotatividade no tempo.

$$t = b + c / S1 + S2 \quad (10)$$

Onde b = número de espécies presentes apenas na primeira amostragem; c = número de espécies presentes apenas na segunda amostragem; S1 = número total de espécies presentes na primeira amostragem; S2 = número total de espécies presentes na segunda amostragem.

A fórmula abaixo busca avaliar a influência do intervalo de duração do tempo entre censos na rotatividade de espécies (Equação 11).

$$t = l + g / S * ci \quad (11)$$

Onde l = número de espécies perdidas (extintas); g = número de espécies ganhadas (imigração); S = número total de espécies presentes; e ci = intervalo entre censos.

#### **d. Índices Acústicos**

Por sua vez, nos estudos de bioacústica, diversos índices vêm sendo descritos para estimativas de  $\alpha$  e  $\beta$  diversidade, e estão agrupados em três categorias: (1) índices que usam a amplitude, ou intensidade (a energia do som); (2) índices que estimam a complexidade em

termos de tempo, frequência e / ou amplitude; e (3) índices que consideram os três componentes (biofonia, geofonia e antropofonia) de um ambiente sonoro (SUEUR et al., 2014).

Os índices baseados em informação acústica tentam resumir a informação para facilitar comparações entre comunidades biológicas ou ambientes. A informação sobre intensidade é parte da informação registrada pelo monitoramento acústico automatizado e pode ser usado para o cálculo de índices de intensidade, que é realizada por meio da medição do nível de pressão sonora L, expressos em decibéis (Db), com diferentes frequências e médias de tempo; são tradicionalmente utilizadas para avaliação do nível de ruído no ambiente sonoro urbano, ocasionalmente, em contexto ecológico ou conservacionista (SUEUR et al., 2014).

Os índices de complexidade baseiam-se no pressuposto que a emissão acústica de uma comunidade aumenta, em termos de complexidade, em concordância com o aumento do número de vocalizações de indivíduos e espécies (SUEUR et al. 2014). Dessa forma, um índice que capta a heterogeneidade do som deve representar a atividade acústica dos animais, baseada na lei do nicho acústico de Krause (1993). Para converter os dados de som para o formato útil para análises, uma Transformada de Fourier (FT) é aplicada à onda. Os detalhes sobre como os FT funcionam estão além do escopo deste trabalho, mas em termos gerais, o FT converte o sinal de onda em níveis de amplitude por frequência. Estes dados, por sua vez, são usados para obter um gráfico de energia por frequência por tempo, chamado espectrograma. Em um espectrograma, o tempo é apresentado no eixo x, a frequência no eixo y e a energia (isto é, a amplitude) no eixo z. Os índices de complexidade incluem:

- Índice de Complexidade Acústica (ACI) (Equação 12), calculado com base em uma matriz de intensidade extrapolada do espectrograma, onde se divide intervalos temporais e caixas de frequência (PIERETTI et al., 2011). Deste modo, é calculado assim a diferença absoluta ( $d_k$ ) entre dois valores adjacentes da intensidade ( $I_k$  e  $I_{(k+1)}$ ) e dentro de cada caixa de frequência ( $\Delta f_l$ ) no espectrograma (Figura 1).

$$ACI = D / \sum_{k=1}^n I_k \quad (12)$$

- Índice de Entropia (H) (Equação 13) calcula a entropia do registro acústico da paisagem acústica em um determinado tempo (SUEUR et al., 2008). Este índice assemelha-se ao índice de Shannon, que possui seu valor fundamentado em um conjunto de categorias

(ex. espécies) que diferem em frequência (ex. suas abundâncias); seu valor aumenta com o número e a uniformidade das categorias.

Ao aplicar este conceito na acústica, a sequência de unidades de tempo de tamanho N são as categorias e suas frequências são representadas pela função da probabilidade de massa do envelope de amplitude. Assim, sons emitidos por animais no campo afetam o envelope de amplitude em cada unidade de tempo, influenciando no valor do índice; a quantidade de unidades de tempo é fixada na metodologia.

O valor do índice H varia de 0 a 1 e é produto das funções da entropia espectral (Hf) (Fórmula 14) e entropia temporal (Ht) (Fórmula 15). Calcula-se a média do *spectrum* (sf) por meio da transformação de Fourier (STFT) com base na função da janela de Hanning que não sobrepõe o restante da amostra; a média do *spectrum* (sf) é transformada numa função de probabilidade de massa S(f) de comprimento N para calcular a entropia temporal (Ht).

$$H = H_t \times H_f \quad (13)$$

$$H_f = - \sum_{f=1}^N S(f) \cdot \log^2 S(f) \cdot \log^2(n)^{-1} \quad (14)$$

$$H_t = - \sum_{t=1}^N A(t) \cdot \log^2 A(t) \cdot \log^2(n)^{-1} \quad (15)$$

Onde  $x(t)$  é a série de tempo de comprimento n; o envelope de amplitude de oscilação é obtido pelo sinal analítico  $\xi(t)$  da  $x(t)$ .

O sinal analítico é definido pela Equação(16):

$$\xi(t) = x(t) + ix H(t) \quad (16)$$

Onde  $i^2 = -1$  e  $xH(t)$  é uma transformação de Hilbert do  $x(t)$ . O envelope de amplitude  $A(t)$  é obtido pela fórmula (17):

$$A(t) = |\xi(t)| / \sum_{t=1}^N |\xi(t)|, \text{ sendo } \sum_{t=1}^N A(t) = 1 \quad (17)$$

-Índice de Riqueza Acústica (AR) (Equação 18), é um índice que envolve a média do envelope de amplitude (Equação 19) e a entropia temporal Ht (Equação 15); varia de 0 a 1 (DEPRAETERE et al., 2012).

$$AR = (\text{rank}(Ht) \times (\text{rank}(M)) / n^2 \quad (18)$$

Onde A(t) é o envelope de amplitude (Equação 17).

-Índice de Normalização Acústica (NDSI) estima o nível de perturbação antrópica sobre a paisagem sonora pelo cálculo da razão entre antropofonia, definida pela banda de frequência de 0 a 2 kHz, e biofonia, definida pela caixa de frequência de 2 a 8 kHz no *spectrum*; varia de -1 a 1, onde o valor próximo de 1 positivo representa maior biofonia e 1 negativo maior antropofonia (KASTEN et al., 2012).

-Índice de Diversidade Acústica (ADI), é semelhante ao índice de entropia espectral (Hf) (form.14); seu valor é embasado na ocupação das bandas de frequência ocupadas (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011). O uso apenas do parâmetro de frequência possui mérito apoiado nas baixas variações de ocupação de tempo entre locais de amostragem e ao longo do dia. Algumas características, todavia, devem ser destacadas, como a definição da janela de frequência para contabilização das categorias e a possibilidade de erros de contabilidade de sinais sonoros. Caixas de 1000 Hz são indicadas para estimativa de categorias.

-Índice de Equitabilidade Acústica (AEI), que baseia-se na regularidade de bandas usando o índice de Gini (GINI, 1912); é calculado dividindo-se o espectrograma em caixas (padrão 10) e contabilizando as proporções de cada caixa ocupada por um sinal (padrão – 50 dB). O índice de Gini é aplicado sobre estes caixotes (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011).

-Índice Bioacústico (BI) estima a abundância de espécies e é calculada pela área sobre a média do *spectrum* (menos o valor da menor banda); calcula a amplitude do som, em Db, e o número de bandas de frequência usadas pelas espécies (BOELMAN et al., 2007). Ao definir valores altos para os limites da amplitude, apenas os sinais sonoros intensos serão contabilizados, por outro lado, limites baixos registram quaisquer ruídos.

## 2.4. Acústica e as aves

A comunicação entre aves é realizada através de um sinal sonoro, produzido pelo emissor e direcionado para o receptor (VIELLIARD; SILVA, 2010). O objetivo da comunicação pode ser para fins reprodutivos, aflitivos, lúdicos e agressivos. Os sinais sonoros ou cantos e chamados emitidos pelas aves estão sempre presente no espaço acústico, principalmente no período do início do dia (PIERETTI et al., 2015). As espécies utilizam frequências específicas para que não haja sobreposição de sinais sonoros e desta forma a mensagem chegue integralmente ao receptor (KRAUSE, 1993). Algumas espécies possuem a habilidade de modificar os sinais sonoros em detrimento ao nível de ruído do ambiente (PATRICELLI; BLICKLEY, 2006). As variações e composições dos repertórios acústicos podem indicar mudanças no ambiente (PIERETTI et al., 2011). Desta forma, o estudo de acústica de paisagem possui grande potencial para a conservação, sobretudo, passíveis de demonstrar distúrbios ambientais e mudanças climáticas (PIERETTI et al., 2011; KRAUSE; FARINA, 2016).

Embora o método tradicional de investigação de aves é o de pontos fixos (BISPO et al., 2016), o método de monitoramento acústico automatizado fornece informações semelhantes sobre a composição de aves presentes em um determinado habitat. Klingbeil e Willing (2015), por exemplo, trabalhando em uma mancha de floresta decídua e floresta de coníferas em Connecticut nos Estados Unidos da América, registraram 41 espécies detectadas por pontos fixos e 39 espécies pelo método de monitoramento acústico automatizado (MAA), sendo que quatro foram determinadas apenas pelo método de ponto fixo e três apenas pelo método de MAA. Leach e colaboradores (2016) registraram o total de 60 espécies na Eugella National Park e Pelion State Forest, Queensland, Australia, onde 50 espécies foram detectadas por meio de pontos fixos e 45 espécies por monitoramento acústico automatizado (MAA); 36 espécies foram amostradas pelos dois métodos (índice de Similaridade Sorensen = 0,774); pontos fixos detectaram 14 espécies únicas, sendo seis detectadas apenas uma vez; MAA detectou oito espécies únicas, sendo três apenas uma vez. De forma geral, os pontos fixos detectaram maior proporção de espécies amostradas nos locais que o MMA (n=40, P=<0.001).

Os índices acústicos aplicados para estudos de investigação de diversidade de aves, talvez não ofereçam informações detalhadas sobre a composição e proporção das espécies. Entretanto, a informação resumida dos índices oferece dados importantes para o

acompanhamento da dinâmica e diversidade local ao longo do tempo (FULLER et al., 2005) e ainda rápidas investigações sobre diversidade (MACHADO et al., 2016). No estudo de Fuller e colaboradores (2015) em dois tipos de floresta na região de Queensland, Austrália, os índices ACI e BI apresentaram padrões semelhantes em ambos os locais de coleta, apresentando a linha do gráfico com pico de elevação rápida durante o coro do amanhecer e diminuindo durante o decorrer do dia. H e ADI também revelam um padrão comum entre eles, apresentando valores elevados durante a noite, diminuindo durante o dia, aumentando ligeiramente no coro noturno, diminuindo e subindo novamente à medida que a noite se aproxima. Por outro lado, o AEI é baixo à noite, sobe de forma constante durante o dia e cai à medida que a noite se aproxima. AEI foi negativamente associada à biocondição. Habitats com boas condições naturais foram caracterizados por baixa regularidade acústica, isto é, durante o coro do amanhecer e alvorecer em habitat com alta condição. O NDSI é alto durante a noite, cai no coro do amanhecer, declina firmemente durante o dia, cai mais no coro da noite e depois sobe durante a noite até picos a 02:00 h. Com exceção do ACI, não houve diferença significativa no padrão dos índices entre tipos de floresta amostrada, conseqüentemente, o tipo de floresta não causou efeito aleatório. Locais com baixo NDSI médio geralmente apresentaram valores de BI e AEI médios elevados, mas valores de ADI e H intermediários. Os resultados confirmam que o índice de complexidade acústica (ACI) e o índice bioacústico (BI) são boas métricas para o estudo das vocalizações de aves, mas esses índices não foram relacionados aos parâmetros paisagísticos. Os três índices que melhor ligaram a paisagem sonora as características da paisagem, condição ecológica e espécies de aves foram o índice de entropia acústica (H), índice de regularidade acústica (AEI) e índice de normalização acústica (NDSI). Embora o índice de diversidade acústica (ADI) seja semelhante em derivação para entropia acústica (H), não foi significativamente associado a qualquer um dos atributos examinados. Por outro lado, Machado e colaboradores (2016) identificaram a relação entre ADI e a riqueza de aves em fitofisionomia de cerrado e mata de galeria no Brasil.

## **2.5. Aves do Brasil**

No mundo, há aproximadamente 10.000 espécies de aves (BIRDLIFE, 2016), sendo 61% habitando paisagens florestais. O Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos reconhece a ocorrência de 1919 espécies no Brasil, sendo 3051 taxa (espécies e subespécies)

distribuídos em 33 ordens, 103 famílias e 705 gêneros (PIACENTINI et al., 2015). O total de 1692 espécies são consideradas residentes do Brasil, isto é, reproduzem no território brasileiro, sendo 277 endêmicos, 120 ocorrem apenas como visitantes e 66 possuem ocorrência infrequente e são considerados como vagantes ou visitantes acidentais. De acordo com o Instituto Chico Mendes de Conservação, 234 espécies de aves estão ameaçadas de extinção no Brasil (BRASIL, 2014).

Em um ano houve o acréscimo de 0,9% de espécies (2014: 1901 spp.) e em uma década, 7% (PIACENTINI et al., 2015). Entretanto, os outros grupos de vertebrados tiveram mais espécies descritas ao longo de uma década (peixes: 13,59%; anfíbios: 32,38%; mamíferos: 29,57%; répteis: 20,06%), o que reflete o grande conhecimento já acumulado sobre o grupo taxonômico das aves (PIACENTINI et al., 2015).

## **2.6. Mata Atlântica**

A Mata Atlântica, bioma litorâneo presente em 17 Estados (Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí), atualmente possui 16.377.442 hectares, 11,73% de vegetação original (RIBEIRO et al., 2009). Considerando os erros referentes à tecnologia e a qualidade de mapas, podemos considerar que a vegetação remanescente varia entre 11,4% a 16% em toda região de Mata Atlântica. O bioma é considerado um *hotspot* mundial, o que significa que é uma das áreas mais ricas em biodiversidade e mais ameaçadas do planeta. A Mata Atlântica foi decretada como Reserva da Biosfera pela Unesco e Patrimônio Nacional pela Constituição brasileira de 1988. As vegetações que compõe o bioma são definidas como florestas ombrófilas densas, aberta e mista, florestas estacionais decíduais e semidecíduais, campos de altitude, mangues e restingas.

O maior remanescente de Mata Atlântica, e mais conservado, está situado na Serra do Mar, onde cobre o estado do Rio de Janeiro até o Nordeste do Estado de Santa Catarina, com 36,5% da vegetação de Mata Atlântica original. O maior fragmento possui área de 1.109.546 ha, e está situado nas regiões montanhosas entre São Paulo e Rio de Janeiro; o segundo e terceiro maiores fragmentos com 5008.571 ha e 382.422 ha estão situados nas regiões costeiras do Paraná e região costeira de Santa Catarina, respectivamente. Os três

fragmentos juntos representam mais de 13% do remanescente de Mata Atlântica. Por outro lado, os demais 83,4% de floresta remanescente se encontram em fragmentos menores que 50 ha (204.469 fragmentos) (RIBEIRO et al., 2009). Outro dado alarmante é que 45% dos remanescentes de Mata Atlântica estão a menos de 100 m da borda dos fragmentos (RIBEIRO et al., 2009).

## **2.7. Reserva Particular do Patrimônio Natural Serrado Teimoso**

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Serrado Teimoso (RST) possui 200 hectares em área de Mata Atlântica do Corredor Central, Sul da Bahia, município de Jussará, na transição entre a floresta úmida do litoral e a floresta mais seca do interior. A combinação desses dois tipos de vegetação torna esta área rica em espécies endêmicas, de grande importância para a pesquisa científica (THOMAS, 2009). Possui mata de encosta, caracterizada por árvores que alcançam até 50 metros de altura, apresentando um grande número de epífitas vasculares, samambaias arbóreas e palmeiras. Os jequitibás (*Cariniana legalis*, Mart. Kuntze) encontrados nesta RPPN estão entre os maiores descritos no Brasil. Na Reserva podem ser encontrados alguns dos últimos exemplares de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), do sul da Bahia, com níveis de regeneração natural que causam entusiasmo.

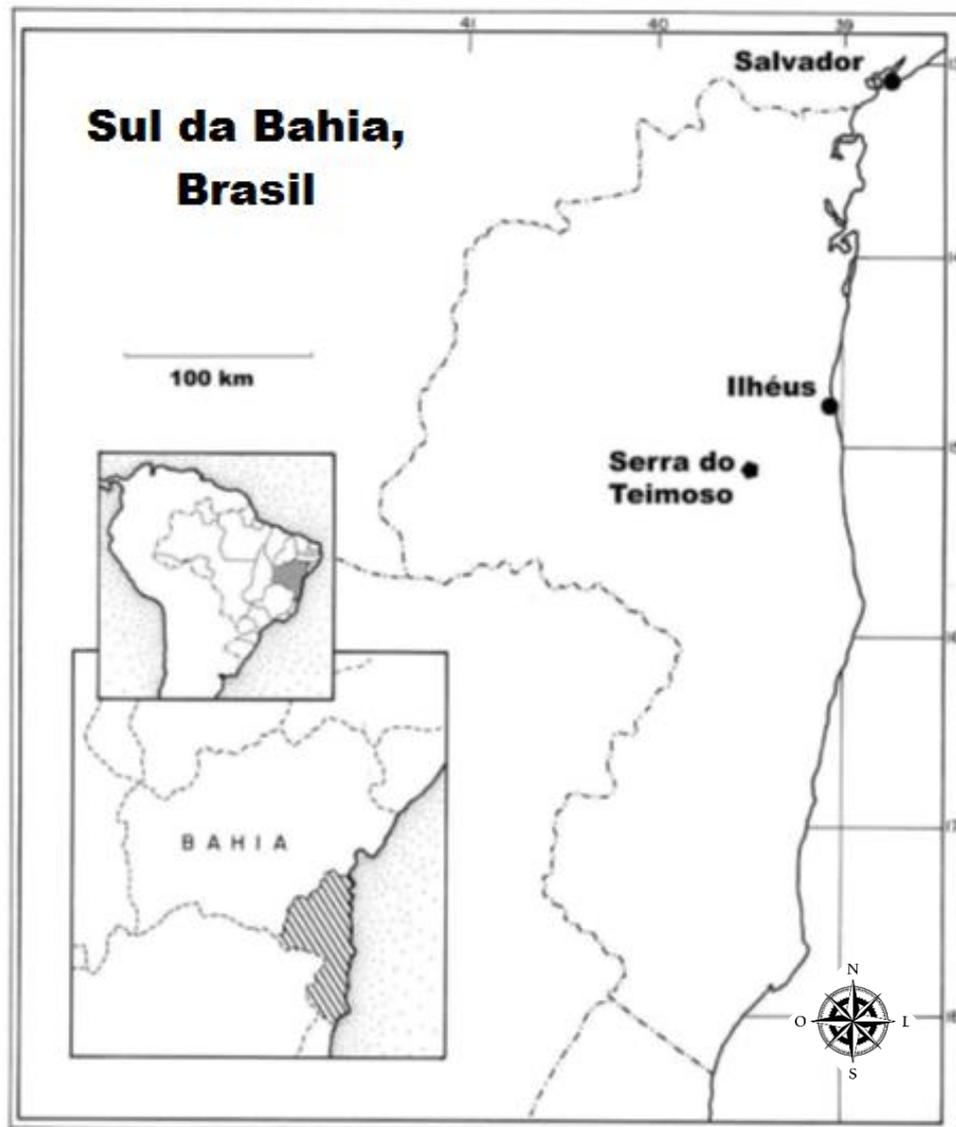


Figura 1. Localização da RPPN Serra do Teimoso no sul da Bahia, Brasil.

A atividade de pesquisa científica se iniciou na RST a partir de 1997, com o projeto “Mata Atlântica do Nordeste” do Herbário do Centro de Pesquisas do Cacau (CEPEC) em parceria com o The New York Botanical Garden, seguidos das dissertações de mestrado de Henrique Berbert e Lucélia Berbert. Foi intitulado Posto Avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no período de setembro de 2003 a outubro de 2008.

A flora da RST compreende 727 espécies em 400 gêneros e 119 famílias. As angiospermas incluíram 667 espécies em 363 gêneros e 100 famílias, e os pteridófitos incluíram 60 espécies em 37 gêneros e 19 famílias. Na RST foi identificada uma nova espécie de bromélia (*Lymania spiculata* Leme & Forzza 2001). Esta espécie até o momento só foi registrada na RST. As novas espécies botânicas descobertas na reserva foram:

*Aristolochia longispathulata* (Aristolochiaceae), *Discocarpus pedicellatus* (Phyllanthaceae), *Heteropterys nordestina* (Malpighiaceae), e *Lymania spiculata* (Bromeliaceae) (AMORIM; FIASCHI, 2009).

A fauna da RST compreende 232 espécies de avifauna, 35 espécies de anfíbios, 16 espécies de répteis, 18 espécies de quirópteros, 13 espécies de pequenos mamíferos e 21 espécies de médio e grande mamíferos, como por exemplo *Callithrix kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985), *Callicebus melanochir* (Wied-Neuwied, 1820), *Leontopithecus chisomelas* (Kuhl, 1820), *Brachyteles arachnoides* (Geoffroy, 1806), *Eira barbara* (Linnaeus, 1758), *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758), *Agouti paca* (Linnaeus, 1766) entre outros de acordo com o Relatório do Posto Avançado elaborado em 2008 (dados não publicados).

De acordo com o estudo realizado por Silveira e colaboradores (2005) no Parque Nacional Serra das Lontras – Javi, localizada na mesma latitude e com mesmas características ecológicas, 295 espécies de aves foram registradas, com 10 espécies consideradas ameaçadas. O trabalho de Cordeiro (2003), publicou a lista com 109 espécies de avifauna para a RST.

### 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE T.M.; CORRADA-BRAVO C.; CAMPOS-CERQUEIRA M.; MILAN C.; ALVAREZ R. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. PeerJ, 2013. 1:e103, <https://doi.org/10.7717/peerj.103>
- AMORIM A.M.; FIASCHI P.; JARDIM J.G. The vascular plants of a forest fragment in southern Bahia, Brazil. SIDA, 2005. 21:1726–1752.
- BEGON M.; TOWNSEND C. R.; HARPER J. L. Ecology: From Individuals to Ecosystems. 4<sup>th</sup> edition. Blackwell Publishing, 2007.
- BELLARD C.; CASSEY P.; BLACKBURN T.M. Alien species as a driver of recent extinctions. Biology Letters, 2016. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- BIRDLIFE. Birdlife International, 2016. <http://www.birdlife.org/datazone/home>
- BOELMAN N.T.; ASNER G.P.; HART P.J.; MARTIN R.E. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. Ecological Applications, 2007. 17: 2137-2144.
- BRADLEY C.A.; ALTIZER S. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. Trends Ecology and Evolution, 2007. 22, 95–102

- BRANDES T. S. Automated sound recording and analysis techniques for bird survey and conservation..Bird Conservation International, 2008. V.18, p.S163-S173.
- BUSH, E.R., BAKER, S.E., MACDONALD, D.W.. Global trade in exotic pets 2006– 2012. Conservation Biology, 2014. 28, 663–676
- CARDINALE B. J., DUFFY J. E., GONZALEZ A., HOOPER D. U., PERRINGS C., VENAIL P., NARWANI A., MACE G. M., TILMAN D., WARDLE D. A., KINZIG A. P., DAILY G. C., LOREAU M., GRACE J. B., LARIGAUDERIE A., SRIVASTAVA D. S. & NAEEM S. Biodiversity loss and impact on humanity. Nature, 2012. v.486, p.58-67.
- CARRARA E., ARROYO-RODRÍGUEZ V., VEJA-RIVERA J.H., SCHONDUBE J.E., FREITAS S.M., FAHRING L. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacondona rainforest, Mexico. Biological Conservation, 2015. v.184, p.117-126.
- CDB. Convention on Biological Diversity, 2010. <https://www.cbd.int/gbo3/?pub=6667&section=6711>
- CDB. Convention on Biological Diversity, 2016. <https://www.cbd.int>
- CDB. Convention on Biological Diversity. Aichi Targets. Convention on Biological Diversity, 2016. <https://www.cbd.int/sp/targets/>
- CHAO S. Forest Peoples: Numbers Across the World. Forest Peoples Program, Moreton-in-Marsh, 2012 UK.
- CORDEIRO, P. H. C. Inventário de aves em remanescentes florestais de Mata Atlântica no sul da Bahia, lista das espécies observadas. Em: P. I. Prado; E. C. Landau; R. T. Moura; L. P. S. Pinto; G. A. B. Fonseca e K. Alger (orgs.). Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia. Ilhéus, IESB/CI do Brasil/CABS/UFGM/UNICAMP. 2003. Publicação em CD ROM.
- 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, 2012. v.13, p.6-54.
- DONEY, S. C., V. J. FABRY, R. A. FEELY, AND J. A. KLEYPAS. Ocean acidification: the other CO<sub>2</sub> problem. Annual Review of Marine Science, 2009. v.1, p.169– 192.
- ELLIS E.C.; RAMUNKUTTY N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. Front Ecological Environment, 2008. doi: 10.1890/070062
- ERISMAN J. W.; GALLOWAY J. N.; SEITZINGER S.; BLEEKER A.; DISE N. B.; PETRESCU A.M.R.; LEACH A. M.; DE VRIES W. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle, Philos. Trans. R. Soc. London, 2013. v.368, p.1621. doi:10.1098/rstb.2013.0116
- EWERS R. M.; DIDHAM R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biol. Rev., 2006. v.81, p.117–142.

- FA J.E.; Brown D. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forest: a review and synthesis. *Mammal Rev.*, 2009. v.39, n.4, p.231-264.
- FAHRIG L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Evol. Syst.*, 2003.v.34, p.487-515.
- FARINA A.; LATTANZI E.; MALAVASI R.; PIERETTI N.; PICCIOLI L. Avian soundscapes and cognitive landscapes: teory, application and ecological perspectives. *Landscape Ecology*, 2011.v.21, p.517.
- FULLER S., AXEL A.C., TUCKER D., GAGE S.H. Connecting soundscape to landscape: Which index best describes landscape configuration? *Biological Indicators*, 2015.v.58, p.207-215.
- GETTELMAN A.; ROOD R.B. Demystifying Climate Models, *Earth Systems Data and Models. Cap.3 Climate Change and Global Warming*, 2016. p.23-35. DOI 10.1007/978-3-662-48959-8\_3
- GINI, C. W. Variability and Mutability, Contribution to The Study of Statistical Distribution and Relations. *Studi Economico-Giuricici della R.*, 1912.
- GROVE C. R.; JENSEN D. B., VALUTIS L. L.; REDFORD K. H.; SHAFFER M. L.; SCOTT J. M.; BAUMGARTNER J. V.; HIGGINS J. V.; BECK M. W.; ANDERSON M. G. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practise. *Bio Science*, 2002.v.52, p.499-512.
- HAUTIER Y.; TILMAN D.; ISBELL F.; SEABLOOM E.W.; BORER E.T.; REICH P.B. Anthropocenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, 2015. v.348, p. 336. DOI: 10.1126/science.aaa1788.
- HEYWOOD V.H. & WATSON R.T. Global biodiversity assessment. Cambridge : Cambridge University Press, 1995. Cap.7,p.455-528.
- HOOPER D.U., ADAIR E.C., CARDINALE J.B., BYMES J.E.K., HUNGATE B.A., MATULICH K. L., GONZALEZ A., DUFFY E., GAMFELDT L. & CONNOR M.I. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 2012.doi:10.1038/nature11118.
- ISSG. Invasive Species Specialist Group, 2016. <https://www.issg.org>
- JAMBECK J. R.; GEYER R.; WILCOX C.; SIEGLER T.R.; PERRYMAN M.; ANDRADY A.; NARAYAN R. LAW K.L. Plastic waste inputs from land into the ocean; *Science*, 2015. v.347, n.6223, p.768. DOI: 10.1126/science.1260352.
- KASTEN, E.P., GAGE, S.H., FOX, J. & JOO, W. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 2012. v.12, p.50-67.
- KLINGBEIL B. T. AND WILLING M. R. Bird diversity assessments in temperate forest: the value of point count versus acoustic monitoring protocols. *PeerJ*, 2015. DOI 10.7717/peerj.973

- KOSKIMIES, P. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici*, 1989.v.26, p.153-166.
- KRAUSE B. Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, 1987.v.57, p.14-18.
- KRAUSE B. The niche hypothesis: a hidden symphony of animal sounds, the origins of musical expression and the health of habitats. *Explor J*, 1993. p.156-160.
- KRAUSE B; FARINA A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, 2016.v.195, p.245-254.
- LARSEN, T.H. (ed.). *Core Standardized Methods for Rapid Biological Field Assessment*. Conservation International, Arlington, VA, 2016.
- LEACH E.C., BURWELL C., ASHTON L.A., JONES D.N., KITCHING R.L. Comparison of point counts and automated acoustic monitoring: detecting birds in a rainforest biodiversity survey. *Emu*, 2016. <http://dx.doi.org/10.1071/MU15097>
- LENZEN, M., D. MORAN, K. KANEMOTO, B. FORAN, L. LOBEFARO, AND A. Geschke. International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature*, 2012.v.486, p.109-112. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11145>
- LIU Z.; JIANG Z.; FANG H.; LI C.; MI A. PERCEPTION, Price and Preference: Consumption and Protection of Wild Animals Used in Traditional Medicine. *PLoS ONE*, 2012. doi: 10.1371/journal.pone.0145901
- MACHADO R.B., AGUIAR L., JONES G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape and Urban Planning*, 2016. v. 162, p.36-43.
- MAGURRAN A. E. *Measuring Biological Diversity*. Blackwells, Oxford, UK, 2013.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MOONEY H.A.; CLEALAND E.E. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS*, 2001. v.98, n.10, p.5446-5451.
- NASI R.; TABER A.; VAN VLIET N. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review*, 2011. v.13, p.355-368.
- NOSS, R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 1990.v.4, p.355-364.
- OLIVER T.H.; HEARF M.S.; ISAAC N.J.B.; ROY D.B.; PROCTER D.; EIGENBROD F.; FRECKLETON R.; HECTOR A.; ORME C.D.L.; PETCHEY O.L.; PROENÇA V.; RAFFAELLI D.; SUTTLE K.B.; MACE G.M.; MARTÍN-LÓPEZ B.; WOODCOCK B.A.; BULLOCK J.M. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>

- PATRICELLI G.L.; BLICKLEY J.L. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *Auk*, 2006. v.123, p.639–649.
- PAULY, D., AND D. ZELLER.CATCH. Reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications*, 2016. v.7, n.10244. doi:10.1038/ncomms10244.
- PIACENTINI, V.Q., A. ALEIXO, C.E. AGNE, G.N. MAURICIO, J.F. PACHECO, G.A. BRAVO, G.R.R. BRITO, L.N. NAKA, F. OLMOS, S. POSSO, L.F. SILVEIRA, G.S. BETINI, E. CARRANO, I. FRANZ, A.C. LEES, L.M. LIMA, D. PIOLI, F. SCHUNCK, F.R. AMARAL, G.A. BENCKE, M. COHN-HAFT, L.F.A. FIGUEIREDO, F.C. STRAUBE & E. CESARI. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 2015.v.23, cap.2, p.91-298.
- 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*, 2011. v.11, p.868–873
- PIERETTI N., DUARTE M.H.L., SOUSA-LIMA R.S., RODRIGUES M., YOUNG R.J., FARINA A. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*, 2015. v.8, p.215-234.
- PIJANOWSKI B. C.; VILLANUEVA-RIVA L. J.; DUMYAHN S. L.; FARINA A.; KRAUSE B. L.; NAPOLETANO B. M.; GAGE S. H.; PIERETTI N. Soundscape Ecology: The Science of sound in the Landscape. *BioScience*, 2011. v.61. n.3, p.203-216.
- SUEUR J., PAVOINE S., HAMERLYNCK O., DUVAIL S. Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. *PlosOne*, 2008. DOI: 10.1371/journal.pone.0004065
- PIMM S.L., ALIBHAI S., BERGI, R., DEHGAN A., GIRI C., JEWELL Z., JOPPA L., KAYS R., LOARIE S. Emerging technologies to conserve biodiversity. *Trends Ecol. Evol.*, 2015.v.30, p.685–696.
- PRENTICE I. C.; FARQUHAR G. D.; FASHAM M. J. R.; GOULDEN M. L.; HEIMANN M.; JARAMILLO V. J.; KHESHGI H. S.; LE QUERE C.; SCHOLLES R. J.; WALLACE D. W. R.; ARCHER D.; ASHMORE M. R.; AUMONT O.; BAKER D.; BATTLE M.; BENDER M.; BOPP L. P.; BOUSQUET P.; CALDEIRA K.; 20 CIAIS P.; COX P. M.; CRAMER W.; DENTENER F.; ENTING I. G.; FIELD C. B.; FRIEDLINGSTEIN P.; HOLLAND E. A.; HOUGHTON R. A.; HOUSE J. I.; ISHIDA A.; JAIN A. K.; JANSSENS I. A.; JOOS F.; KAMINSKI T.; KEELING C. D.; KEELING R. F.; KICKLIGHTER D. W.; KOHFELD K. E.; KNORR W.; LAW R.; LENTON T.; LINDSAY K.; MAIER-REIMER E.; MANNING A. C.; MATEAR R. J.; MCGUIRE A. D.; MELILLO J. M.; MEYER R.; MUND M.; ORR J. C.; PIPER S.; PLATTNER K.; 25 RAYNER P. J.; SITCH S.; SLATER R.; TAGUCHI S.; TANS P. P.; TIAN H. Q.; WEIRIG M. F.; WHORF T.; YOOL A. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide, in: *Climate Change, 2001: The Scientific Basis*, edited by: Houghton J. T., Cambridge Univ. Press, New York, 2001.

- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2014. <http://www.R-project.org/>
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F., HIROTA, M.M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 2009.v.142, p.1141–1153.
- ROE D.; ELLIOTT J. Poverty-Conservation Linkages: a conceptual framework. Poverty and Conservation Learning Group. IIED, London, UK, 2005.
- ROE D. Trading Nature: A Report, With Case Studies, on the Contribution of Wildlife Trade Management to Sustainable Livelihoods and the Millennium Development Goals. Traffic International and WWF International, 2008.
- SCBD. REDD-plus and Biodiversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. CBD Technical Series, 2011. no.59.
- SCHAFER RM. Tuning of the World. Knopf, 1977.
- SEXTON J.O.; NOOJIPADY P.; SONG X.P.; FENG M.; SONG D.X.; KIM D.H.; ANAND A.; HUANG C.; CHANNAN S.; PIMM S.L.; TOWNSHEND J.R. Conservation policy and the measurement of forests. *Nature Climate Change*, 2015.DOI: 10.1038/NCLIMATE2816
- SIMONS T. R.; ALLDREDGE M. W.; POLLOCK K. H.; WETTROTH J. M. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *The Auk*, 2007. v.3, p.986-999.
- SILVEIRA, L. F., P. F. DEVELEY, J. F. PACHECO & B. M. WHITNEY. Avifauna of the Serra das Lontras-Javi montante complex, Bahia, Brazil. *Cotinga*, 2005. v.24, p.45-54.
- SONG METER SM2. WILDLIFE ACOUSTICS, 2016. <https://www.wildlifeacoustics.com/>
- SOUTHWORTH M. The sonic environment of cities. *Environment and behavior*, 1969. v.1, p.49-70.
- STEFFEN W.; BROADGATE W.; DEUTSCH L.; GAFFNEY O., LUDWING C. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, 2015. v.2, cap.1,p.81-98.
- SUEUR J., PAVOINE S., HAMERLYNCK O., DUVAIL S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal.*PlosOne*. December 30, 2008. DOI: 10.1371/journal.pone.0004065
- SUEUR J., FARINA A., GASC A., PIERETTI N., PAVOINE S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation.*Acta Acustica United with Acustica*, 2014. v.100, p.772-781.
- THOMAS W.W., JARDIM J.G., FIASCHI P., MARIANO-NETO E., AMORIM A.M. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma área transicional de Floresta Atlântica no sul da Bahia, Brasil. *Rev. Brasileira de Botânica*, 2009. v.32, p.65-78.

- THOMSEN, P.F., WILLERSLEV, E. Environmental DNA – an emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol. Cons.*, 2015.v.183, p.4–18
- TOWSEY, M., J. WIMMER. The Use of Acoustic Indices to Determine Avian Species Richness in Audio-recordings of the Environment. *Ecological Informatics*, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>.
- TRAFFIC. The wildlife trade monitoring network, 2009. <http://www.traffic.org/trade/>
- UNEP. United Nations Environment Programme, 2016. <http://www.unep.org>
- UNFCCC . United Nations Framework Convention of Climate Change. Copenhagen Accord, 2010. <http://unfccc.int/resource/docs/2009/cop15/eng/107.pdf>.
- URBAN M.C. Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 2015. V.348, e6234. p.571-573.
- VAN VLIET, N., M. P. Q. MESA, D. CRUZ-ANTIA, L. J. N. AQUINO, J. MORENO, AND R. NASI. The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru & Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 2014. v.3, p.1-11. <http://dx.doi.org/10.15451/ec2014-11-3.7-1-11>
- VILLANUEVA-RIVERA, L.J., PIJANOWSKI, B.C., DOUCETTE, J., PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landsc. Ecol.*, 2011.v..26, p.1233–1246.
- VIELLIARD J. E. & SILVA M. L. Bioacústica: Bases teóricas e regras práticas de uso em ornitologia. *Ornitologia e Conservação*. Technical Books Editodra, 2010. Cap.13. pág.315-326
- VILLARD M-A, METZGER JP. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, 2014. v.51, p.309–318.
- WALDON J.; MILLER B.W.; MILLER C.M. A model biodiversity monitoring protocol for REDD projects. *Tropical Conservation Science*, 2011. v.4, cap.3, p.254-260.
- WEAR S. L.; THURBER R. V. Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2015. v.1355, p.15–30.
- WILCOX C.; VAN SEBILLE E.; HARDESTY B.D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 2015. doi: 10.1073/pnas.1502108112

## **CAPITULO II**

### **OS ÍNDICES ACÚSTICOS DE AVES PARA MONITORAMENTO DE FLORESTA: O POTENCIAL DO USO EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA**

**FELIPE CARMO JORGE<sup>1</sup>; CAIO GRACO MACHADO<sup>2</sup>; SERGIO LUIZ GAMA NOGUEIRA-FILHO<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> PPG Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, km16, bairro Salobrinho, 45662-900, Ilhéus, BA, Brasil.

<sup>2</sup> Depto. Ciências Biológicas, Laboratório de Ornitologia, LABIO, Universidade Estadual de Feira de Santana, Avenida Transnordestina s/n, Novo Horizonte, 44036-900, Feira de Santana, BA, Brasil.

## RESUMO

Monitorar a biodiversidade é indispensável para promover a proteção dos ecossistemas naturais e mitigar os efeitos das mudanças do clima. Devido sua ampla distribuição, importância na cadeia trófica, serviços ecossistêmicos, vasto conhecimento disponível, as aves são um grupo amplamente usado para estimar diversidade de ecossistemas e mudanças de padrões ecológicos. O método tradicional de coleta de dados para investigação de diversidade de aves é o de ponto fixo, cujos dados são posteriormente usados para estimar riqueza, abundância e para o cálculo de índices de diversidade biológica. Custos para sua realização, todavia, podem ser um obstáculo para a sua execução. Como alternativa, o método de monitoramento acústico automatizado, que registra parâmetros sonoros por meio de gravadores instalados em campo, permite a determinação de índices de diversidade acústica que inferem a biodiversidade local de forma prática e de relativo baixo custo de operação. O presente estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Teimoso (RST), localizada no sul da Bahia, Brasil. No local, uma estação de 12 pontos foi amostrada pelos métodos de ponto fixo e monitoramento acústico automatizado para a investigação da avifauna. Pelo método de pontos fixos, foram registradas 97 espécies de avifauna, sendo que dentre as quatro mais abundantes na RST, duas espécies são listadas como “Vulnerável” e uma “Em Perigo” de acordo com a Lista Vermelha do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). A diversidade acústica foi analisada por meio de seis índices acústicos (ACI, BIO, NDSI, H, ADI e AEI). Verificamos diferenças nos valores dos índices acústicos ACI e H calculados com os dados registrados na presença e ausência do observador na área. Estes resultados indicam que a presença do observador em campo causa viés nas investigações de diversidade de aves. Verificamos também que três dos índices acústicos apresentaram baixos coeficientes de variação para ACI, H e ADI (0,5%, 2% e 4%, respectivamente) e por isso, seriam os mais indicados para o monitoramento das mudanças do padrão acústico. Caso seja verificado alguma mudança repentina nestes índices, por meio de monitoramento contínuo, isto pode indicar algum distúrbio local e necessidade de intervenção. Os resultados obtidos mostram que o monitoramento acústico pode ser um método complementar para o monitoramento de forma remota, automática e constante e de longa duração para conservação de fragmentos florestais da Mata Atlântica.

**Palavras-chave:** bioacústica de aves; ecoacústica; índice de diversidade de aves; inventário de aves; paisagem acústica

## **ABSTRACT**

The biodiversity monitoring is essential to mitigate severe climate change and protect natural ecosystems. The avifauna is a bioindicator broadly used to estimate ecosystem diversity and changes in ecological patterns due to their wide distribution, occupation of diverse ecological niches and ample published literature. The traditional method of data collection is the point count method, whose data are subsequently used for the calculation of biological diversity indexes. Costs for its realization, however, may be an obstacle for the execution. As an alternative, the automated acoustic monitoring method, which registers sound parameters through recorders installed on trees on field, allows the determination of acoustic diversity indices that infer local biodiversity in a practical and relatively low cost of operation. However, it is necessary to broaden the research in relation to acoustic indices and the study of landscape acoustics, which is still a recent discipline in science. The present study was carried out in the Serra do Teimoso Private Natural Heritage Reserve (RST), located at Southern Bahia, Brazil. At the site, 12-points station was sampled by point count method while nine autonomous recorders units were monitoring the acoustics through the same schedule effort. Under the point count method, 97 bird species were recorded, and the four most abundant in RST, two species are listed as vulnerable and one is threatened according to Brazil Red Book of Threatened Species of Fauna, from Brazilian Environment Agency (ICMBio). The acoustic diversity was analyzed by six acoustic indices (ACI, BI, NDSI, H, ADI and AEI). We verified differences in the ACI and H acoustic index values calculated with the data recorded on the presence and absence of the observer on field. These results indicate that the presence of the observer causes bias at bird diversity investigations. We also verified that three of the acoustic indices had low coefficients of variation (CV) for ACI, H and ADI (0.5%, 2% and 4%, respectively) and therefore would be the most suitable for monitoring changes on acoustic standard. If there was any sudden change of these indices, through continuous monitoring, it would indicate some local disturbance and intervention cares. The results show that acoustic monitoring can be a complementary method for remote, automatic and constant and long duration monitoring for the conservation of forest fragments of the Atlantic Forest.

**Keywords:** bioacoustics; ecoacoustics; bird diversity index; birds inventory; wildlife threats

## 1. INTRODUÇÃO

Em estudos de conservação, o monitoramento é uma poderosa ferramenta para a gestão de áreas protegidas, pois dá suporte a processos de tomada de decisão em políticas públicas e ações de manejo. O monitoramento da biota faz-se necessário para acompanhar as mudanças dos padrões ecológicos do ecossistema (NOSS, 1990), sendo ainda mais premente considerando as mudanças climáticas. Neste contexto, o uso de espécies bio-indicadoras, espécies-chave, espécies guarda-chuva, espécies carismáticas, espécies raras e ameaçadas de extinção são consideradas ferramentas eficientes para a conservação de ecossistemas (NOSS, 1990). O monitoramento de aves é considerado como uma boa opção, uma vez que as aves ocupam diversos níveis da teia trófica, estão presentes em todos os biomas terrestres e possuem ampla literatura publicada (BIRDLIFE, 2016). Além disso, alterações nas populações de aves podem representar mudanças na qualidade do ambiente, pois respondem por múltiplas variáveis sinergicamente, como por exemplo oferta de recursos naturais, interações inter e intraespecíficas, qualidade do habitat e configuração de paisagem, em contraste às análises de parâmetros físicos e químicos de forma isolada, como por exemplo a qualidade da água e do ar (KOSKIMIES, 1989; NOSS, 1990). As aves possuem grande importância na cadeia trófica e serviços ecossistêmicos, e segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, cerca de 10% das aves brasileiras estão ameaçadas, o que faz do Brasil o país com maior número de espécies de aves em risco de extinção (BRASIL, 2014; BIRDLIFE, 2016). Ainda como vantagem, as investigações quanto a diversidade de aves pode ser realizada de forma não invasiva e relativo baixo custo.

Para se estabelecer o protocolo mais adequado para o monitoramento de aves é preciso considerar características de custo (equipe, experiência, equipamentos, licenças, esforço, transporte e reaproveitamento) e benefícios (dados obtidos e seletividade quanto a detecção de espécies pelo método) (BISPO et al., 2016). Em regiões tropicais os métodos mais usados são os métodos audiovisuais, como por exemplo o método de contagem por pontos fixos, transecções em linhas e o método de lista de espécies, que se tornam mais eficientes quando combinados com gravações de som (LARSEN et al., 2016). No Brasil, os métodos mais usados, seguindo a ordem decrescente de preferência, são o método de ponto fixo, transecção em linha, rede de neblina, ponto fixo e rede de neblina, transecção em linha e rede de neblina, contagem direta, ponto fixo e transecção em linha, rede de neblina e mapeamento, lista de espécies e parcelas de amostragem (BISPO et al., 2016). Há, no entanto, um método emergente de monitoramento de aves: o monitoramento acústico

automatizado (MAA) ou método com gravadores autônomos (GA) (BRANDES, 2008). Os registros acústicos podem ser usados para estimar riqueza e para o cálculo de índices acústicos (SIMONS et al., 2007; BRANDES, 2008) gerando dados comparáveis aos obtidos pelo método tradicional de ponto fixo (KLINGBEIL; WILLING, 2015; LEACH et al., 2016), com a vantagem de poder coletar dados simultaneamente em vários pontos e se ajustar perfeitamente as premissas da Conferência de Diversidade Biológica (CDB). De acordo com a CDB, o monitoramento de biodiversidade deve abranger grandes áreas e diversos habitats, facilitar a coleta de dados em locais difícil acesso, registrar múltiplas espécies de forma simultânea, ser facilmente replicável, apresentar menos chances de possuir viés, como por exemplo, registro de vocalizações de alerta ou ausência de vocalizações devido a quietude das aves sob a ameaça da presença do pesquisador em sua área-de-vida, capaz de apresentar distúrbios e a qualidade do habitat, ser executado com o mínimo de treinamento, equipamento e equipe, operar por longos períodos com custos comparativamente mais baixos e com menor necessidade logística do que os métodos convencionais e ainda obter dados com precisão (WALDON et al., 2011).

A informação obtida pelo método MAA é baseada na composição e abundância das espécies em um determinado habitat. Este método está fundamentado na teoria do nicho acústico, processos de seleção natural e evolução (KRAUSE, 1993). A teoria do nicho acústico é baseada na segregação de frequências dos sinais sonoros emitidos pelas espécies dentro de uma comunidade, variando em intensidades ao longo de um determinado período. Os valores dos índices são calculados automaticamente por softwares gratuitos como, por exemplo, o programa estatístico R, que elaboram tabelas com os índices a partir dos arquivos de som anexados ao diretório do programa (R CORE TEAM, 2014). A possibilidade do uso de *softwares* de identificação automática de vocalizações torna-se uma vantagem adicional, mas irá requerer um tempo maior para o processamento de dados (BRANDES, 2008).

As características de cada índice gerado pelo MAA permitem observar variações e padrões de atividade sonora que podem ser usadas para investigar grupos biológicos específicos, diversos grupos biológicos de forma integrada, a acústica do ambiente como todo e, desta forma, permite o acompanhamento das mudanças que por ventura podem ocorrer no ecossistema. Além disso, é possível observar a dominância de atividade acústica antrópica sobre a atividade acústica biológica no ambiente e determinar distúrbios ambientais. Por exemplo, o índice de complexidade acústica (ACI) (PIERETTI et al., 2011)

e o índice de biodiversidade acústica (BIO) (BOELMAN et al., 2007) são bons representantes da atividade sonora das aves, que ocorre em maior intensidade durante o período da manhã (FULLER et al., 2015), enquanto o índice de entropia acústica (H) (SUEUR et al., 2008) e o índice de diversidade acústica (ADI) (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011) investigam a diversidade acústica de todos os organismos presentes no espaço acústico e apresentam correlação positiva com o estado de conservação do ambiente (FULLER et al., 2015).

Por outro lado, o índice de equitabilidade acústica (AEI) que atua sobre a diversidade acústica, apresenta correlação negativa com o estado de conservação, em que valores médios baixos do AEI são registrados em locais com boas condições de conservação enquanto valores altos são registrados em ambientes impactados como, por exemplo, em pequenos fragmentos localizados perto de áreas residenciais e cercados por estradas (FULLER et al., 2015). O índice normalizado de diferença acústica (NDSI) também pode ser usado para representar o nível de distúrbio ambiental (KASTEN et al., 2012). Este índice estima o nível de perturbação antrópica sobre a paisagem sonora pelo cálculo da razão entre antropofonia e biofonia (KASTEN et al., 2012). É preciso, no entanto, ampliar a pesquisa com relação aos índices acústicos e o estudo de acústica de paisagem, disciplina ainda recente na ciência.

O objetivo deste estudo foi descrever a composição da comunidade de aves, o padrão, a variação e o comportamento dos índices acústicos calculados por meio dos gravadores autônomos (MAA) e analisar os custos e as informações acessadas pelas duas técnicas de amostragem (pontos fixos – PF e gravadores autônomos - GA) em um fragmento florestal de Mata Atlântica no sul da Bahia. Especificamente, foram avaliados: (i) a ocorrência e abundância de espécies de aves; (ii) os efeitos da presença humana no comportamento acústico, comparando-se as variações entre índices acústicos calculados das gravações obtidas na presença e na ausência do pesquisador em campo; (iii) o padrão, variação e comportamento de índices acústicos obtidos pelos GA; (iv) os custos para execução do método de PF e GA. Espera-se, por meio dos resultados obtidos, avaliar a potencialidade dos gravadores acústicos em programas de monitoramento de da biodiversidade em fragmentos de Mata Atlântica.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. LOCAL DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Serra do Teimoso (RST), fragmento de Mata Atlântica (UTM 24L 442733 E/ 8324297 S) localizada no município de Jussari, no sul da Bahia, Brasil (Figura 1). A RST foi criada em 1997 e possui área total de 200 hectares de mata de encosta (com elevação de 250 a 850 metros acima do nível do mar). A paisagem circundante compreende áreas de pastagem, áreas com cultivo de cacau em sistema sombreado, pequenas áreas com cultivos diversos e áreas em regeneração natural. A precipitação média local é de 1323 mm, a média da umidade do ar é de 84% e temperatura média anual de 23,5°C (PINHEIRO et al., 2013). RST é composta por floresta ombrófila e floresta estacional semidecidual. A vegetação é caracterizada por árvores que alcançam até 50 m de altura, incluindo grande número de epífitas vasculares e samambaias arbóreas. Os jequitibás, *Cariniana legalis* (Mart. Kuntze) encontrados nesta floresta estão entre os maiores descritos no Brasil (THOMAS et al., 2009). A vegetação pode ser descrita como floresta fechada de encosta com angulação de em torno de 40°. Há ocorrência de árvores de troncos largos, algumas delas com mais de três metros de diâmetro, nas espécies *Cariniana legalis* (Mart. Kuntze), *Plathymenia foliolosa* (Benth), *Lecythis pisonis* (Cambess.), *Citharexylum myrianthum* (Cham.) e *Terminalia kuhlmannii* (Alwan & Stace).

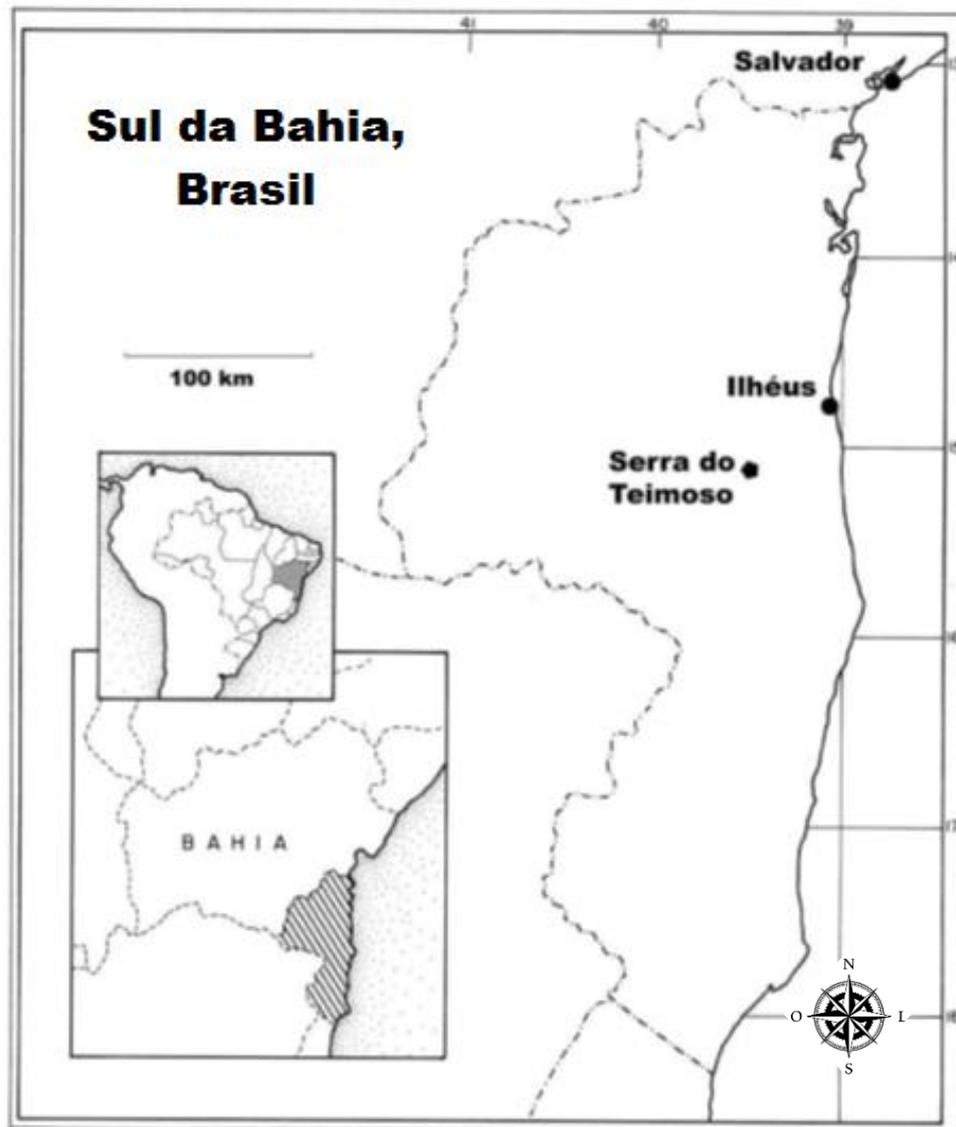


Figura 1. Localização da RPPN Serra do Teimoso no sul da Bahia, Brasil.

## 2.2. MÉTODO DE CONTAGEM EM PONTOS FIXOS (PF)

A amostragem por pontos fixos (PF) foi realizada em uma estação de 12 pontos, seguindo o protocolo para monitoramento de aves em Unidades de Conservação no Brasil (BISPO et al., 2016), georreferenciados por meio de GPS (Modelo Garmin eTrex 30) em cotas de 350 a 500 m de altitude em relação ao nível do mar, com distância de 200 metros entre eles (Figura 2). Cada ponto distou no mínimo 100 metros das bordas da mata (BISPO et al., 2016).

A estação com doze pontos foi amostrada em nove dias, ao longo de doze dias, período que também se iniciou o monitoramento acústico automatizado. Cada ponto foi amostrado por 10 minutos e 10 minutos para deslocamento até o ponto seguinte, totalizando duas horas de esforço amostral por dia (06:20hs às 10:10hs) e 18 horas de esforço amostral total.

Seguindo o protocolo descrito Bispo e colaboradores (2016), todos os indivíduos avistados e/ou ouvidos foram registrados. A ordem de amostragem dos pontos foi sorteada previamente a cada dia, sem repetir o ponto realizado no dia anterior, seguindo uma sequência preestabelecida. As vocalizações foram registradas com auxílio de gravador com microfone direcional (modelo Tascan DR 44 WL) e os indivíduos avistados foram identificados seguindo as orientações taxonômicas de classificação do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACINTINI et al., 2015) e fotografados quando possível (câmera Canon; lente 70-200mm). Os dados coletados por este método foram usados para estimar a riqueza, abundância relativa ( $P_i$ ) e índice de Shannon ( $H'$ ) do fragmento (MAGURRAN, 2013).

### **2.3. MÉTODO COM GRAVADORES AUTÔNOMOS (GA)**

Os registros acústicos foram realizados por meio de nove gravadores digitais (Modelo Song Meter SM2+) (Figura 2). A distância entre os gravadores foi de 200 metros e foram distribuídos entre os pontos fixos (Figura 2). Cada gravador estava equipado com dois microfones omni-direcionais (resposta de frequência plana entre 20 Hz e 20 kHz). Os sinais foram amostrados com 48 kHz e 16 bits em formato .wav (SUEUR et al., 2008).

Os gravadores foram programados para gravar a partir do dia 4 de setembro ao dia 6 de outubro de 2016, 33 dias de gravações no total. As gravações se iniciaram às 6h20min e finalizavam às 10h10min; gravação de 10 minutos seguidos por 10 minutos de pausa, por 12 vezes, totalizando duas horas de gravação por dia/gravador, somando 18h de gravação por dia. No dia 16 de setembro o gravador automatizado nº3 parou. O total gravado foi de 552 horas que foram armazenados como material testemunho. Do total de dados gravados, 108 amostras de 10 minutos foram aleatorizadas para as análises estatísticas e desta forma houve o pareamento de esforço amostral entre ponto fixo e monitoramento acústico automatizado (18 horas em cada método).

## 2.4. ANÁLISE DE DADOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para a avaliação do viés causado pela presença do observador no repertório acústico das aves, foram sorteadas 40 amostras acústicas de 10 minutos para cada situação (i.e. na presença do observador - gravações realizadas entre o dia 4 a 15 de setembro de 2016 e na ausência - gravações entre os dias 18 a 29 de setembro de 2016) de um total de 1296 amostras.

Para a análise do padrão de variação e comportamento dos índices acústicos, 108 amostras de som foram aleatorizadas das gravações realizadas entre os dias 16 de setembro a 6 de outubro de 2016, período após o término das amostragens por ponto fixo, portanto na ausência de observador na área de estudo. Primeiramente, as amostras foram avaliadas quanto à qualidade sonora por meio do programa Audacity (2010). Foram usados o programa estatístico R e os pacotes *seewave*, *soundecology* e *tuneR* (R CORE TEAM, 2014) para os cálculos dos índices de complexidade acústica (ACI), do índice de entropia (H), do índice de diversidade acústica (ADI), do índice normalizado de diferença acústica (NDSI), do índice de equitabilidade acústica (AEI) e do índice bioacústico (BIO), índices presente nestes pacotes. As amostras de 10 minutos foram convertidas para mono e seccionadas em amostras de um minuto pelo programa R, totalizando 1080 amostras de um minuto. O ACI foi calculado para a faixa de frequência de 0-12.000Hz e J ajustado para 10. BIO foi calculado de 501 – 12.000 Hz; o índice H foi calculado na gama de frequências de 0-12.0000 Hz; tanto ADI quanto AEI foram calculados na faixa de frequência de 0-12.000 Hz usando 1000 etapas e o limite de -50 decibéis; e o NDSI foi calculado como a razão  $([\text{biofonia} - \text{antropofonia}] / [\text{biofonia} + \text{antropofonia}])$  dos valores de densidade espectral de potência (W / kHz) para os intervalos correspondentes à antropofonia (0-500Hz) e a biofonia (501-12000Hz).

Os resultados do teste de Lilliefors mostraram que os índices calculados não apresentavam distribuição normal. Por este motivo, foram usados apenas métodos não paramétricos para as análises estatísticas. Foi aplicado o teste Mann-Whitney para os índices calculados na presença e ausência do observador e com isto avaliar o efeito da presença humana sobre os mesmos. Em seguida, foram aplicados testes de correlação de Spearman para avaliar a correlação entre os diversos índices calculados com os dados do monitoramento acústico automatizado apenas com os dados determinados sem a presença do observador. Foram considerados significativos valores de  $P \leq 0,05$ .

## **2.5. CUSTOS PARA A EXECUÇÃO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM**

Para a estimativa de tempo de trabalho aplicado na execução do método PF foi considerado o momento a partir da hora que o pesquisador iniciou suas atividades de monitoramento (4h00min da manhã), o tempo de trilha percorrido do alojamento para a estação de amostragem, a duração das amostragens, o tempo de trilha percorrida entre a estação de amostragem para o alojamento e o tempo gasto na digitalização dos dados de campo para planilhas no Excel. Além disso, foi contabilizado o tempo gasto no processamento e análise dos dados coletados pelo PF. A estimativa do custo financeiro considerou a cotação dos equipamentos, sendo considerada a cotação do dólar no mês de abril de 2017. Para a realização do PF, foram orçadas as despesas para aquisição de máquina fotográfica e lentes, binóculos, gravador portátil, microfone direcional, GPS, pilhas recarregáveis AA, fichas de monitoramento, fita de marcação, fones de ouvido e 15 dias de alimentação do pesquisador.

Para estimativas de tempo de trabalho aplicado na execução do método GA foi considerado o tempo gasto na instalação, substituição dos cartões de memória e retirada do equipamento em campo. Para a realização deste método, foram orçadas as despesas de nove gravadores SongMeter, 18 microfones, 36 pilhas alcalinas tipo D, 18 cartões de memória de 16GB, GPS, nove elásticos de amarração, fita de marcação, fone de ouvido e três dias de alimentação para o pesquisador. Em ambos os orçamentos não foram incluídos o transporte até a reserva e a mão-de-obra para abertura de trilhas e marcações de pontos.



Figura 2. Localização dos pontos de amostragem no interior da Reserva Serra do Teimoso, sul do estado da Bahia, Brasil. Legenda: círculos brancos representam os pontos fixos; quadrados amarelos representam os gravadores autônomos.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 PONTOS FIXOS

Nos 12 pontos fixos da RST foram registrados 823 indivíduos pertencentes a 97 espécies de aves, durante os nove dias de amostragem. Deste total, quatro espécies estão classificadas como "Em Perigo" (EN) e sete como "Vulneráveis" (VU), segundo a Lista Vermelha Brasileira de espécies da Fauna Ameaçadas (BRASIL, 2014) (Tabela 1). A espécie com maior frequência de registro *Thripophaga macroura* (Wied, 1821) apresentou o índice pontual de abundância  $P_i=0,076$  com  $N_i=63$ ; o menor índice pontual de abundância foi  $P_i=0,001$  em espécies com um único registro como, por exemplo, *Campylorhamphus trochilirostris* (Lichtenstein, 1820) e *Automolus leucophthalmus* (Wied, 1821) (Tabela 1). Dentre as quatro espécies mais abundantes na RST, duas são categorizadas como Vulnerável *Thripophaga macroura* e *Thamnomanes caesius* (Temminck, 1820),  $P_i=0,056$ , e uma é considerada como Em Perigo *Caryothraustes canadensis* (Linnaeus, 1766),  $P_i=0,046$  (BRASIL, 2014).

As demais espécies com o status de Em Perigo (EN) de acordo com a Lista Vermelha (BRASIL, 2014) foram *Xiphorhynchus guttatus* (Lichtenstein, 1820), *Campylorhamphus trochilirostris*,  $P_i=0,001$ ; e *Dysithamnus plumbeus* (Wied, 1831),  $P_i=0,005$ . As espécies classificadas como Vulnerável (VU) foram *Pyrrhura leucotis* (Kuhl, 1820),  $P_i=0,029$ ; *Myrmotherula urosticta* (Sclater, 1857),  $P_i=0,004$ ; *Conopophaga melanops* (Vieillot, 1818),  $P_i=0,023$ ; e *Xenops minutus* (Sparman, 1788),  $P_i=0,001$ . A Lista Vermelha da IUCN classifica *Thripophaga macroura*, *Dysithamnus plumbeus*, *Myrmotherula* e *Amadonastur lacernulatus* em Vulnerável e *Pyrrhura leucotis* em Quase Ameaçada (IUCN, 2016). O índice de Shannon calculado na RST foi de  $H' = 4,00$ .

#### 3.2 MONITORAMENTO ACÚSTICO AUTOMATIZADO

Com relação à diversidade acústica, a maior parte das espécies de aves registradas na RST ocupou a banda de frequência de 2 – 10 kHz. Entretanto, algumas aves usaram bandas de baixa frequência, como *Glaucidium minutissimum* (Wied-Neuwied, 1830), na banda 1 – 1,5 kHz, e *Campylorhynchus turdinus* (Wied, 1821), na banda 0,5 – 3,5 kHz. Insetos, como ortópteros e cigarras, ocuparam as bandas de frequência de 4,5 – 5,5 kHz e 3,5 a 11 kHz, respectivamente, com intensidade plana. Mamíferos, como o *Callicebus melanochir* (Wied-Neuwied, 1820), ao realizar o coro grupal, ocupou a banda de frequência de 0 – 11 kHz

quando a gravação foi realizada próxima da fonte e banda de frequência de 0 – 2 kHz quando a gravação foi feita distante da fonte. Animais domésticos de fazendas próximas, como, por exemplo, o relincho de um burro, *Equus asinus* (Linnaeus, 1758), também estiveram presente nas gravações, ocupando a banda de frequência de 0 – 1,5 kHz. Foi observado o ruído de fogos de artifício, passagem de aviões e galhos balançando entre as gravações.

### **3.3 EFEITO DO OBSERVADOR**

A presença do observador afetou a atividade acústica para dois dos seis índices mensurados neste estudo: ACI (U=68706,  $P=0,0005$ ) e H (U=71163,  $P=0,007$ ) nos dados coletados com a presença e na ausência do observador na área (Tabela 1). Os demais índices apresentaram os seguintes resultados: AEI (U=74438,  $P=0,08$ ), BIO (U=76962,  $P=0,35$ ) e ADI (U=77273,  $P=0,40$ ) (Tabela 1). Todos os índices apresentaram maior amplitude total e coeficiente de variação na presença do observador do que na ausência (Tabela 1).

### **3.4 VARIAÇÃO E COMPORTAMENTO ACÚSTICO DE AVES A PARTIR DOS GRAVADORES AUTÔNOMOS**

A partir das gravações registradas sem a presença do observador ao longo de 20 dias na RST, foi possível a determinação do índice ACI variando de 1773,22 a 1863,35, com mediana de 1805,30 (Tabela 3). Por sua vez, o BIO variou de 21,17 a 98,05, com mediana de 46,62. Sendo que foi determinado maior coeficiente de variação para o índice BIO do que para o ACI (Tabela 2). O valor do índice NDSI no local variou de -0,78 a 0,83 com mediana de 0,57 e moda de 0,45 (Tabela 2). O índice de entropia acústica H variou de 0,80 a 0,98 com mediana de 0,96 e moda de 0,97 (Tabela 3). ADI variou de 1,40 a 2,48 com mediana e moda de 2,48 (Tabela 2). O índice de equitabilidade acústica (AEI) apresentou o maior coeficiente de variação entre os índices calculados, variando de 0,0007 a 0,73 com mediana de 0,03 (Tabela 2). As análises de Spearman mostraram baixas correlações entre quase todos os índices calculados com exceção ao ADI e AEI (Tabela 3).

Tabela 1. Índices acústicos calculados de gravações realizadas em setembro/2017 na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia (40 amostras de 10 minutos coletadas durante a realização do ponto fixo - presença (p) do observador na área; e 40 amostras de 10 minutos coletadas após seu término - ausência (a) do observador na área).

<b>Resumo Descritivo</b>	<b>ACIp</b>	<b>ACIa</b>	<b>BIOp</b>	<b>BIOa</b>	<b>ADIp</b>	<b>ADIA</b>	<b>Hp</b>	<b>Ha</b>	<b>AEIp</b>	<b>AEIa</b>	<b>NDSIp</b>	<b>NDSIa</b>
Mínimo	17866,80	1791,41	13,74	25,66	1,65	1,95	0,86	0,90	0,00	0,00	-0,68	-0,23
Máximo	1857,28	1844,64	74,55	84,07	2,48	2,48	0,98	0,98	0,67	0,55	0,79	0,83
Amplitude Total	70,60	53,23	60,81	58,41	0,83	0,53	0,12	0,08	0,67	0,55	1,47	1,06
Mediana	1807,82	1806,22	43,77	44,05	2,48	2,48	0,97	0,96	0,02	0,03	0,62	0,58
Primeiro Quartil (25%)	1803,41	1802,26	35,30	36,05	2,47	2,46	0,96	0,96	0,01	0,01	0,49	0,38
Terceiro Quartil (75%)	1814,86	1811,80	56,59	55,65	2,48	2,48	0,97	0,97	0,08	0,10	0,68	0,68
Média Aritmética	1810,22	1807,64	44,76	46,25	2,44	2,45	0,96	0,96	0,07	0,07	0,56	0,51
Variância	91,17	57,70	212,04	145,78	0,01	0,004	0,00	0,00	0,01	0,01	0,03	0,05
Coeficiente de Variação (%)	0,52	0,42	32,50	26,10	4,30	2,70	1,50	1,40	159,10	128,10	33,00	45,80

ACI – índice de complexidade acústica; BIO – índice bioacústico; ADI – índice de diversidade acústica; H – índice de entropia; AEI – índice de equitabilidade acústica; NDSI – índice de normalização acústica.

Tabela 2. Análise descritiva dos índices acústicos calculados de 108 amostras de 10 minutos coletadas por meio do Monitoramento Acústico Automatizado realizado durante 20 dias, sem a presença de pessoas, na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia, Brasil.

Resumo Descritivo	ACI	BIO	NDSI	H	ADI	AEI
Mínimo	1773,22	21,17	-0,78	0,80	1,40	0,0007
1° Quartil	1801,79	37,87	0,35	0,95	2,47	0,01
Mediana	1805,30	46,62	0,57	0,96	2,48	0,03
Moda	1803,16	34,09	0,45	0,97	2,48	0,16
3° Quartil	1810,42	56,34	0,68	0,97	2,48	0,08
Máximo	1863,35	98,05	0,83	0,98	2,48	0,73
Desvio padrão	8,92	12,4	0,26	0,02	0,10	0,11
Variância	79,64	153,62	0,067	0,0004	0,01	0,011
Coefficiente de Variação	0,5%	25,8%	52,51%	2,0%	4,11%	147,0%
Amplitude	90,13	76,88	1,61	0,18	1,08	0,73

ACI – índice de complexidade acústica; BIO – índice bioacústico; ADI – índice de diversidade acústica; H – índice de entropia; AEI – índice de equitabilidade acústica; NDSI – índice de normalização acústica.

Tabela 3. Correlações de Spearman entre os índices acústicos calculados de 108 amostras de 10 minutos de gravações realizadas durante 20 dias, sem a presença de pessoas, na Reserva Serra do Teimoso, Sul da Bahia, Brasil.

Variáveis	ADI	ACI	NDSI	AEI	H	BI
ADI	1.00					
ACI	<b>-0.29</b>	1.00				
NDSI	<b>-0.25</b>	<b>0.26</b>	1.00			
AEI	<b>-1.00</b>	<b>0.30</b>	<b>0.25</b>	1.00		
H	<b>0.54</b>	-0.003	<b>0.27</b>	<b>-0.53</b>	1.00	
BI	<b>-0.55</b>	<b>0.10</b>	<b>0.10</b>	<b>0.51</b>	<b>-0.58</b>	1.00

\*ACI – índice de complexidade acústica; BIO – índice bioacústico; ADI – índice de diversidade acústica; H – índice de entropia; AEI – índice de equitabilidade acústica; NDSI – índice de normalização acústica.

\*Dados de r em negrito indicam  $P < 0,05$ .

### **3.1 CUSTOS E TEMPO GASTO NA APLICAÇÃO DOS MÉTODOS**

O tempo de trilha percorrido do alojamento para a estação de amostragem foi de uma hora, as amostragens em si duraram quatro horas, o tempo de trilha percorrida entre a estação de amostragem para o alojamento foi de uma hora e o tempo gasto na digitalização dos dados de campo para planilhas no Excel foi de duas horas. O total de tempo gasto no processamento e análise dos dados coletados pelo PF foi de oito horas por dia ao longo de 50 dias (escala de trabalho de cinco dias e pausa de dois dias), nos quais o trabalho se deu na identificação de fotos e vocalizações registradas, elaboração de listas e tabelas para se estimar riqueza e abundância das espécies. Usando como exemplo o N amostral de 108 amostras de som com dez minutos de duração, as estimativas do tempo aplicado no processamento e análise dos dados foi de oito horas para armazenamento correto dos dados, quatro horas para triagem das amostras, e 20 horas para o cálculo automático dos índices acústicos. O tempo gasto na execução do método PF foi de 72 horas somados ao tempo de 400 horas de processamento e análises de dados, sendo o total de três meses para a finalização do trabalho. Considerando os custos do equipamento, material de uso e horas de trabalho o valor estimado para o uso do método de PF é de aproximadamente R\$53.780,00 (Tabela 4).

O tempo gasto na para a execução o do método GF foi de nove horas, somados a 28 horas de processamento e análises de dados, sendo o total de três dias para executar o método e sete dias para processamento e cálculo dos índices. A estimativa de custo foi feita para a coleta de 108 amostras acústicas com 10 minutos de duração. O tempo estimado para o processamento de uma amostra é de 10 minutos para cada amostra de som. Considerando os custos do equipamento, material de uso e horas de trabalho o valor estimado para a realização do método de GA é aproximadamente R\$43.680,00 (Tabela 4).

Tabela 4. Comparativo de custos e tempo empregado na execução do método de ponto fixo (PT) e método por gravadores autônomos (GA).

<b>Método</b>	<b>Equipamentos (R\$)</b>	<b>Material de consumo (R\$)</b>	<b>Esforço de execução (horas)</b>	<b>Custo/hora (R\$)</b>	<b>Custo estadia (R\$)</b>	<b>Esforço de processamento e análise de dados (horas)</b>	<b>Custo/hora (R\$)</b>	<b>Total (R\$)</b>
PT	10.000,00	800,00**	72	90,00*	500,00**	400	90,00	53.780,00
GA	39.000,00	1200,00	9	90,00	150,00	30	90,00	43.860,00

\*De acordo com a hora de trabalho do biólogo (R\$90,00/hora de acordo com a Lei nº 6.684/79 que regulamentou a profissão de Biólogo no Brasil).

\*\*Refeições, fichas de anotações, lápis, fita de marcação, cartões-de-memória, pilhas recarregáveis e não-recarregáveis

\*\*\*Taxa correspondente a diária ou mensalidade para manutenção da propriedade

#### 4. DISCUSSÃO

As informações acessadas pelos métodos são claramente distintas, sendo que o método amostragem por pontos fixos (PF) apresentou maior riqueza de informação que o método de gravação com gravadores autômatos (GA) em relação à descrição da comunidade de aves. A composição e proporção de espécies estimada para a RST foi de 97 espécies em 12 pontos fixos, 108 réplicas. Entre as espécies do inventário, três espécies (*Campylorhamphus trochilirostris*, *Dysithamnus plumbeus* e *Pyrrhura leucotis*) listadas na Lista Vermelha do ICMBio (2014), só aparecem na RST (CORDEIRO, 2003; SILVEIRA et al., 2005). Desta forma, os dados obtidos no presente estudo podem realçar a importância de RPPNs com tamanho relativamente pequeno comparando com as Unidades de Conservação com grandes extensões. A RST possui histórico de nunca ter possuído seus recursos florestais explorados, portanto, populações de espécies de aves de sub-bosque, não cinegéticas, possuem grandes chances de estarem em proporções próximas ao ideal natural. O índice de Shannon calculado na RST foi de  $H' = 4,00$  para o total de 108 réplicas. Este índice é próximo ao reportado ( $H' = 4,37$ ) por Faria e colaboradores (2006) em inventário de avifauna realizado em seis fragmentos florestais (tamanho <100 ha), 180 réplicas, próximo da região da Reserva Biológica de Una, localizada a 35 km a leste da RST e que conta com um total de 18.724,86 hectares. A média de riqueza de aves dos fragmentos foi de 80 espécies e o total de 139 espécies inventariadas (Faria et al., 2006). Tanto o presente estudo quanto o citado foram realizados em paisagens fragmentadas, onde há predominância de plantio de cacau em sistema agro-florestal denominado “cabruca” e a presença de grandes áreas de floresta madura preservada como a REBIO de Una. Estes dados corroboram a premissa que a paisagem fragmentada pode atuar na conservação da biodiversidade quando a matriz e a presença de grandes manchas florestais contribuem para a oferta de recursos e dinâmicas populacionais (FAHRIG, 2003; EWERS; DIDHAM, 2006; VILLARD; METZGER, 2014).

Foi constatado que a presença do observador em campo altera a atividade acústica da paisagem, fato demonstrado pelo resultado do teste de diferenças de médias realizados para os índices ACI e H calculados das gravações na presença e ausência do observador. Em campo, frequentemente foram percebidas as vocalizações de alerta de *Formicarius colma* e *Conopophaga melanops* na presença do observador. Para os índices BI e ADI, no entanto, o teste de variação de médias não apresentou diferenças dos dados registrados entre a presença e ausência do observador na área. Estes resultados podem ser explicados devido à programação padrão dos pacotes *seewave* e *soundscape ecology* do programa estatístico R

para o cálculo destes índices que considera apenas sinais sonoros com intensidades a partir de 50dB, intensidade correspondente ao volume de uma conversa normal. Os gravadores foram instalados a 100 metros de distância do observador, portanto, há possibilidade de sons produzidos distantes dos gravadores, que representam intensidades entre 0 a 49 dB, não terem sido considerados para o cálculo destes índices. Contudo, todos os índices apresentaram maior amplitude e coeficiente de variação entre as gravações com a presença do observador do que na ausência, fato que pode ser explicado pela maior ocorrência de sinais sonoros de alerta e quietude vocal.

O ACI e BI são indicados como boas ferramentas para representar a atividade sonora das aves (BOELMAM et al., 2007; FARINA et al., 2011; PIERETTI et al., 2011; TOWSEY et al., 2013; FULLER et al., 2015) entretanto apresentaram diferenças significativas entre os coeficientes de variação (0,5% e 26% respectivamente). Os índices ACI e BI são calculados sobre a diferença de intensidade dos sinais sonoros presentes no espectrograma de frequência pelo tempo, e ambos possuem correlação com a diversidade de avifauna (BOELMAM et al., 2007; PIERETTI et al., 2011).

Desta forma, estes índices contabilizam a rápida variação de intensidade em cada caixa de frequência, característica típica da canção das aves. O ACI, contudo, é ajustado para calcular as intensidades presentes entre a banda de frequência de 0 – 12 kHz, porém este índice não é sensível aos sinais com intensidade plana e contínua, como os sons emitidos por insetos e sons da antropofonia que são convertidos em valores baixos do índice. Por sua vez, o BI não contabiliza os sinais presentes na banda de baixa frequência de 0-500Hz, banda que representa a antropofonia além de ser ajustado para contabilizar apenas sons com o mínimo de 50dB de intensidade, deste modo, esta filtragem pode implicar em intervalos com ausência de sinais sonoros entre sinais com a intensidade requisitada, justificando desta forma o maior coeficiente de variação do BI com relação a ACI. Assim, o ACI parece ser mais adequado para o monitoramento de aves, uma vez que possui maior abrangência de registros de espécies de aves, como àquelas que utilizam a banda de frequência baixa e ainda desconsiderar sinais contínuos de insetos, antropofonia e ruído do vento (PIERETTI et al., 2011; FARINA et al., 2011).

O índice normalizado de diferença acústica (NDSI) também pode ser usado para estimar o nível de perturbação antrópica sobre a paisagem sonora pelo cálculo da razão entre antropofonia e biofonia, em que o valor varia de -1,0 a 1,0, sendo o valor próximo de 1,0

representa maior biofonia enquanto -1,0 representa maior antropofonia (KASTEN et al., 2012). O valor do índice NDSI no local variou de -0,78 a 0,83 com mediana de 0,57 e moda de 0,45 (Tabela 3), indicando assim maior biofonia e baixa perturbação. A grande variação do índice, que apresentou coeficiente de variação próximo a 52% na RST, pode ser explicada pelo registro do som de fogos de artifício. A época das gravações coincidiu com comemorações religiosas e culturais no Município de Jussari, próximo à reserva, que ocorreram durante o mês de setembro, além da passagem de aviões e do ruído do vento balançando folhas e galhos nas gravações. Contudo, 75% dos valores de NDSI da amostra analisada são superiores a 0,35. Apenas 6% da amostra apresentou valores negativos para RST durante o período de gravações.

O índice de entropia (H) e diversidade acústica (ADI) apresentaram baixo coeficiente de variação (2% e 4% respectivamente). H calculado para RST nos horários especificados pela metodologia, atingiu o máximo de 0,98. Quanto mais o índice H se aproxima de 1,0, maior a diversidade (SUEUR et al., 2008). O índice H é produto da dois sub-índices (índice de entropia espectral e índice entropia temporal) que apresentam similaridade ao índice de Shannon, e desta forma, é usado para inferir a diversidade de espécies (SUEUR et al., 2008). A teoria de repartição de nicho acústico fundamenta a correlação entre H e a diversidade de espécies (KRAUSE, 1993). Consequentemente, a riqueza e diversidade de aves, pelos valores  $N=97$  espécies e  $H'=4,00$  determinados pelo método PF, pode explicar o valor do índice H calculado na RST. Outra vantagem do uso do índice H para o monitoramento de fauna é o baixo CV determinado, atributo que pode ser usado como parâmetro para inferência de distúrbio ou impacto local eminente (Tabela 3).

O índice de ADI é semelhante ao índice de entropia espectral, em que o valor é calculado sobre a ocupação das bandas de frequência, que neste caso foram ajustadas para serem contabilizadas a cada 1000 Hz, dentro a janela de 0 – 12 kHz. Destaca-se o valor máximo de ADI que também representa os valores da moda e da mediana, além do baixo coeficiente de variação (ao redor de 4%), que indicam bom estado de conservação do habitat. Na fitofisionomia de cerrado e mata de galeria, o ADI possui associação significativa com a riqueza de espécies e foi observado sua variação conforme o total de espécies presentes no ambiente (ADI de 1,109 com riqueza de 47 espécies amostradas em cerrado e ADI de 1,276 com riqueza de 74 espécies registradas em mata de galeria) (MACHADO et al., 2016). ADI atua de maneira semelhante ao índice de Shannon (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011) e

também possui correlação positiva com o estado de conservação do ambiente (FULLER et al., 2015).

O índice de equitabilidade acústica (AEI) apresentou o maior coeficiente de variação entre os índices calculados (147%) (Tabela 3). Este é um índice de uniformidade acústica e é esperado que em habitat com boas condições de conservação seja caracterizado por baixa regularidade acústica, sobretudo no período da manhã quando ocorre o coro matinal das aves que usam bandas distintas de frequência média e alta, como observado na RST e por Fuller e colaboradores (2015). O elevado coeficiente de variação do AEI na RST pode ser explicado pelo registro de sinais com intensidade plana e contínua (por exemplo, da antropofonia), também registrada pelo NDSI. Além disso, intervalos de silêncio com períodos de pico de atividade sonora são característica da paisagem acústica de ecossistemas tropicais, onde há rica biodiversidade com complexas características ecológicas. Baixa variação do AEI foi calculada em pequenos fragmentos rodeados de estradas e avifauna depreciada (FULLER et al., 2015). Ao contrário dos demais índices analisados, quanto menor é o índice, melhor o estado de conservação do ambiente. Na RST, 75% dos valores de AEI da amostra analisada são inferiores a 0,08, o que significa que o local possui boas condições de conservação. Por sua vez, ADI possui correlação negativa com AEI, resultados também observados por Fuller e colaboradores (2015). Este resultado pode ser justificado pelas características específicas dos índices: quanto menor a uniformidade acústica, maior deve ser a diversidade e a entropia do som.

Os dois métodos para monitoramento da avifauna executados na RST indicam estados similares de conservação da floresta, embora apresentem esforços amostrais, custos financeiros e nível de informações distintos. É importante mencionar que ambos os métodos puderam ser realizados apenas por um pesquisador em todas as etapas da realização da pesquisa (coleta, processamento e análise). O método PF demandou maior experiência e tempo para a sua conclusão em relação ao método GA. Contudo, a realização do GA com o objetivo de estimar riqueza de espécies por meio de identificação das vocalizações aumentaria o tempo de trabalho para a conclusão da investigação. Adicionalmente, como os índices acústicos apresentam a biodiversidade de maneira resumida, é imprescindível conhecimento da comunidade biológica local para entender o comportamento dos índices acústicos. Sem dúvida o método de pontos fixos é o método mais indicado para investigações únicas ou em curto prazo. O grande diferencial de PF é a possibilidade de oferecer informações sobre o habitat, como por exemplo, descrição da estrutura física da vegetação, paisagem e clima,

fatores que são fundamentais na composição e proporção da faunística. Além da descrição do habitat, PF pode oferecer informações aprofundadas sobre a composição social e comportamental das aves. Foi possível, por exemplo, observar a composição de bandos mistos de aves de sub-bosque, compostos principalmente por *Tripophaga macroura*, *Philydor atricapillus*, *Thamnomanes caesius*, *Myrmotherula axillaris*, *Dysithamnus mentalis*, *Dysithamnus stictothorax*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Dendrocincla turdina*. Por outro lado, o PF pode não ter permitido o registro de aves de dossel de pequeno porte devido ao dossel alto e a estrutura densa da vegetação.

O método GA para cálculo de índices acústicos oferece informações sem detalhamento das espécies presentes no local, como também não permite estimar o tamanho de suas populações. Por outro lado, os índices obtidos são excelentes parâmetros de medida de diversidade e dinâmica das populações. Adicionalmente, como os dados coletados podem ser facilmente armazenados, podem ser continuamente reavaliados e reutilizados, inclusive para acessar informações sobre a composição e proporção de espécies de aves, informações semelhantes às acessadas pelo método PF. Ao comparar o custo benefício para se estabelecer um protocolo de monitoramento em longo prazo como, por exemplo, o monitoramento de uma Unidade de Conservação ao longo de vários anos, o método GA possui maiores vantagens considerando o investimento financeiro.

## 5. CONCLUSÕES

Índices que possuem pequena amplitude de variação, como o índice de complexidade acústica (ACI), índice de entropia (H) e índice de diversidade acústica (ADI), talvez possam ser os mais indicados para o monitoramento de floresta, uma vez que a mudança do padrão da variação do seu valor pode sugerir algum distúrbio local eminente, declínios populacionais ou mudança da composição da comunidade faunística. Todavia, quanto mais informações obtivermos sobre o ecossistema, como a descrição da composição da comunidade e o uso de diversos índices, melhor serão as análises e, conseqüentemente, o manejo dos recursos. As variações do padrão amplitudinal dos índices obtidos indicam a necessidade de visitas e intervenções *in loco*.

A presença de um observador em campo pode causar viés nas estimativas de riqueza e abundância devido à possibilidade do aumento de sinais de alerta, quietude e/ou

afugentamento de algumas espécies. A escolha do protocolo de monitoramento acústico automatizado pode ser excelente para o monitoramento de longo prazo com intuito de acompanhar mudanças gerais do repertório vocal das aves. O método de ponto fixo é indiscutivelmente imprescindível para descrição da comunidade de aves de um ecossistema, levando em consideração as características físicas do habitat e características comportamentais das espécies. É essencial conhecer a comunidade para entender o padrão, o comportamento e as variações dos índices acústicos.

Os resultados do presente estudo mostram que o monitoramento acústico pode ser um método complementar para o monitoramento de floresta de forma remota, automática e constante e de longa duração para conservação de fragmentos florestais da Mata Atlântica. No futuro, esperamos que a tecnologia se desenvolva em prol da transmissão das informações coletadas pelos gravadores autônomos via redes sem fio.

## **6. REFERÊNCIAS**

- AUDACITY. Audacity Development Team, 2010. <http://audacity.sourceforge.net>
- BIRDLIFE. Birdlife International, 2016. [http:// www.birdlife.org/datazone/home](http://www.birdlife.org/datazone/home)
- BISPO A.A., AGUIAR A.G., NOBRE R.A., MACHADO C.C., COHN-HAFT, DEVELEY P.F., LARANJEIRAS T.O., LEMOS C.A. Protocolo para monitoramento de comunidades de aves em Unidades de Conservação Federais. Biodiversidadebrasileira, 2016. v.6, p.153-173.
- BOELMAN N.T.; ASNER G.P.; HART P.J.; MARTIN R.E. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*, 2007. 17: 2137-2144.
- BRANDES T. S. Automated sound recording and analysis techniques for Bird survey and conservation. *Bird Conservation International*, 2008. v.18, p.S163-S173.
- CORDEIRO, P. H. C. Inventário de aves em remanescentes florestais de Mata Atlântica no sul da Bahia, lista das espécies observadas. Em: P. I. Prado; E. C. Landau; R. T. Moura; L. P. S. Pinto; G. A. B. Fonseca e K. Alger (orgs.). *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Ilhéus, IESB/CI do Brasil/CABS/UFMG/UNICAMP. 2003. Publicação em CD ROM.
- EWERS R. M.; DIDHAM R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.*, 2006. v.81, p.117–142.

- FAHRIG L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Evol. Syst.*, 2003. v.34, p.487-515.
- FARIA, D. M., LAPS, R. R., BAUMGARTEN, J., AND CETRA, M. Bat and bird assemblages from forest and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.*, 2006. v.15, p.587–612.
- FARINA A.; LATTANZI E.; MALAVASI R.; PIERETTI N.; PICCIOLI L. Avian soundscapes and cognitive landscapes: teory, application and ecological perspectives. *Landscape Ecology*, 2011. v.21, p.517.
- FULLER S., AXEL A.C., TUCKER D., GAGE S.H. Connecting soundscape to landscape: Which index best describes landscape configuration? *Biological Indicators*, 2015. v.58, p.207-215.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species, 2016. <http://www.iucnredlist.org/>
- KASTEN, E.P., GAGE, S.H., FOX, J. & JOO, W. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 2012. v.12, p.50-67.
- KLINGBEIL B. T. AND WILLING M. R. Bird diversity assessments in temperate forest: the value of point count versus acoustic monitoring protocols. *PeerJ*, 2015. DOI 10.7717/peerj.973
- KOSKIMIES, P. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici*, 1989. v.26, p.153-166.
- KRAUSE B. Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, 1987. v.57, p.14–18.
- KRAUSE B; FARINA A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, 2016. v.195, p.245–254.
- LEACH E.C., BURWELL C., ASHTON L.A., JONES D.N., KITCHING R.L. Comparison of point counts and automated acoustic monitoring: detecting birds in a rainforest biodiversity survey. *Emu*, 2016. <http://dx.doi.org/10.1071/MU15097>
- BRASIL. Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, 2016. [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom\\_sumario\\_executivo\\_livro\\_vermelho\\_da\\_fauna\\_brasileira\\_ameacada\\_de\\_extincao\\_2016.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameacada_de_extincao_2016.pdf)

- MACHADO R.B., AGUIAR L., JONES G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape and Urban Planning*, 2016. v. 162, p.36-43.
- MAGURRAN A. E. *Measuring Biological Diversity*. Blackwells, Oxford, 2013. UK.
- NOSS, R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 1990. v.4, p.355-364.
- PIACENTINI, V.Q., A. ALEIXO, C.E. AGNE, G.N. MAURICIO, J.F. PACHECO, G.A. BRAVO, G.R.R. BRITO, L.N. NAKA, F. OLMOS, S. POSSO, L.F. SILVEIRA, G.S. BETINI, E. CARRANO, I. FRANZ, A.C. LEES, L.M. LIMA, D. PIOLI, F. SCHUNCK, F.R. AMARAL, G.A. BENCKE, M. COHN-HAFT, L.F.A. FIGUEIREDO, F.C. STRAUBE & E. CESARI. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 2015. v.23, cap.2, p.91-298.
- 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*, 2011. v.11, p.868–873.
- PIERETTI N., DUARTE M.H.L., SOUSA-LIMA R.S., RODRIGUES M., YOUNG R.J., FARINA A. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*, 2015. v.8, p.215-234.
- PINHEIRO M.P.; OLIVEIRA-FILHO J.A.; FRANCA. S. AMORIM A.M.; MIELKE M.S. Annual variation in canopy openness, air temperature and humidity in the understory of three forested sites in southern Bahia State, Brazil. *Cienc. Florest.*, 2014. v.23, p.107–116.
- R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2014. <http://www.R-project.org/>
- SILVEIRA, L. F., P. F. DEVELEY, J. F. PACHECO & B. M. WHITNEY. Avifauna of the Serra das Lontras-Javi montante complex, Bahia, Brazil. *Cotinga*, 2005. v.24, p.45-54.
- SUEUR J., PAVOINE S., HAMERLYNCK O., DUVAIL S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PlosOne*. December 30, 2008. DOI: 10.1371/journal.pone.0004065
- SUEUR J., FARINA A., GASC A., PIERETTI N., PAVOINE S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica United with Acustica*, 2014. v.100, p.772-781.
- SIMONS T. R.; ALLDREDGE M. W.; POLLOCK K. H.; WETTROTH J. M. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *The Auk*, 2007. 124.v.3, p.986-999.

- THOMAS W.W., JARDIM J.G., FIASCHI P., MARIANO-NETO E., AMORIM A.M. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma área transicional de Floresta Atlântica no sul da Bahia, Brasil. *Rev. Brasileira de Botânica*, 2009. v.32, p.65-78.
- TOWSEY, M., J. WIMMER. The Use of Acoustic Indices to Determine Avian Species Richness in Audio-recordings of the Environment. *Ecological Informatics*, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>.
- VILLANUEVA-RIVERA, L.J., PIJANOWSKI, B.C., DOUCETTE, J., PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landsc. Ecol.*, 2011. v..26, p.1233–1246.
- VILLARD M-A, METZGER JP. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, 2014. v.51, p.309–318.
- WALDON J.; MILLER B.W.; MILLER C.M. A model biodiversity monitoring protocol for REDD projects. *Tropical Conservation Science*, 2011. v.4, cap.3, p.254-260.

ANEXO 1. Avifauna da Reserva do Teimoso Teimoso, sul da Bahia, Brasil amostrados por ponto fixo. Período de amostragem: setembro de 2016; 108 pontos monitorados; esforço amostral de 18 horas.

<b>ESPÉCIES</b>	<b>Pi*</b>	<b>Status de conservação**</b>
<i>Thripophaga macroura</i> (Wied, 1821)	0,076	VU
<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)	0,057	LC
<i>Thamnomanes caesius</i> (Temminck, 1820)	0,056	VU
<i>Caryothraustes canadensis</i> (Linnaeus, 1766)	0,046	EN
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	0,034	LC
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	0,031	LC
<i>Pyrrhura leucotis</i> (Kuhl, 1820)	0,029	VU
<i>Rhytipterna simplex</i> (Lichtenstein, 1823)	0,029	LC
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	0,028	LC
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	0,027	LC
<i>Ramphastos vitellinus</i> (Lichtenstein, 1823)	0,024	LC
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	0,023	LC
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	0,023	VU
<i>Fomicarius colma</i> (Boddaert, 1783)	0,021	LC
<i>Campylorhynchus turdinus</i> (Wied, 1831)	0,021	LC
<i>Thamnophilus ambiguus</i> (Swainson, 1825)	0,019	LC
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)	0,019	LC
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	0,018	LC
<i>Veniliornis affinis</i> (Swainson, 1821)	0,017	LC
<i>Chaetura cinereiventris</i> (Sclater, 1862)	0,017	LC
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i> (Temminck, 1820)	0,016	LC
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	0,016	LC
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	0,015	LC
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	0,015	LC
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	0,013	LC
<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	0,013	LC
<i>Euphonia xanthogaster</i> (Sundevall, 1834)	0,013	LC
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	0,012	LC
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	0,011	LC
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	0,011	LC

<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	0,010	LC
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	0,010	LC
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	0.010	LC

\* Pi= índice pontual de abundância; \*\* LC= Pouco Preocupante; VU= Vulnerável; EN= Em Perigo

<b>ESPÉCIES</b>	<b>Pi*</b>	<b>Status de conservação**</b>
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825)	0,010	LC
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	0,010	LC
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	0,008	LC
<i>Cacicus cela</i> (Linnaeus, 1758)	0,008	LC
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	0,007	LC
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	0,007	LC
<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	0,007	LC
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	0,006	LC
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	0,006	LC
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	0,006	LC
<i>Glaucidium minutissimum</i> (Wied, 1830)	0,006	LC
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	0,006	LC
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	0,006	LC
<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	0,005	LC
<i>Pteroglossus aracari</i> (Linnaeus, 1758)	0,005	LC
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	0,005	LC
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	0,005	LC
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	0,005	LC
<i>Xiphorhynchus guttatus</i> (Lichtenstein, 1820)	0,005	EN
<i>Dysithamnus plumbeus</i> (Wied, 1831)	0,005	EN
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	0,005	LC
<i>Myrmotherula urosticta</i> (Sclater, 1857)	0,004	VU
<i>Furnarius figulus</i> (Lichtenstein, 1823)	0,004	LC
<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	0,004	LC
<i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847)	0,004	LC
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	0,004	LC
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	0,004	LC
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	0,004	LC
<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	0,004	LC
<i>Thamnophilus palliatus</i> (Lichtenstein, 1823)	0,004	LC
<i>Pachyrhamphus marginatus</i> (Lichtenstein, 1823)	0,002	LC
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	0,002	LC
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	0,002	LC
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	0,002	LC

*Piaya cayana* (Linnaeus, 1766) 0,002 LC

\* Pi= índice pontual de abundância; \*\* LC= Pouco Preocupante; VU= Vulnerável; EN= Em Perigo

ESPÉCIES	Pi*	Status de conservação**
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	0,002	LC
<i>Cichocolaptes leucophrus</i> (Jardine & Selby, 1830)	0,002	LC
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	0,002	LC
<i>Cathartes burrovianus</i> (Cassin, 1845)	0,002	LC
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	0,002	LC
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	0,002	LC
<i>Rhopias gularis</i> (Spix, 1825)	0,002	LC
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	0,002	LC
<i>Amadonastur lacernulatus</i> (Temminck, 1827)	0,001	VU
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	0,001	LC
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	0,001	LC
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	0,001	LC
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	0,001	LC
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	0,001	LC
<i>Trogon viridis</i> (Linnaeus, 1766)	0,001	LC
<i>Pyrrhura cruentata</i> (Wied, 1820)	0,001	LC
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	0,001	LC
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	0,001	VU
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	0,001	LC
<i>Picumnus exilis</i> (Lichtenstein, 1823)	0,001	LC
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	0,001	LC
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	0,001	LC
<i>Trogon rufus</i> (Gmelin, 1788)	0,001	LC
<i>Synallaxis frontalis</i> (Pelzeln, 1859)	0,001	LC
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	0,001	LC
<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1816)	0,001	LC
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	0,001	LC
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i> (Lichtenstein, 1820)	0,001	EN
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	0,001	LC

\* Pi= índice pontual de abundância; \*\* LC= Pouco Preocupante; VU= Vulnerável; EN= Em Perigo