

LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

CARLOS RODRIGO TEIXEIRA

**ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E SUA
IMPORTÂNCIA NO MANEJO DA AVIFAUNA: Levantamento
de Espécies**

Carlos Rodrigo Teixeira

**ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E SUA
IMPORTÂNCIA NO MANEJO DA AVIFAUNA: Levantamento
de Espécies**

Projeto de pesquisa à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) do 7º semestre do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Faculdade de Apucarana – FAP.

Orientador: Profº Me. Udson Mikalouski.

Apucarana

2021

Carlos Rodrigo Teixeira

**Área de Preservação Permanente e Sua
Importância no Manejo da Avifauna:
Levantamento de espécies**

Projeto de pesquisa à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) do 7º semestre do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Faculdade de Apucarana – FAP.

Docente: Profº Me. Udson Mikalouski.

Orientador: Profº Me. Udson Mikalouski.

COMISSÃO EXAMINADORA

Profº. Msc. Udson Mikalouski
Faculdade de Apucarana

Profº. Dr Eduardo Augusto Ruas
Faculdade de Apucarana

Profº. Especialista Rodrigo Francklin da Silva
Faculdade de Apucarana

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus por ter ouvido minhas preces e ter me dado sabedoria, força, coragem e acima de tudo paciência para que pudesse estar enfim conseguido finalizar esse trabalho. Também aos meus pais José Carlos Teixeira e Lourdes Farias Teixeira por sempre me apoiar em minhas escolhas. Agradeço também aos colegas de turma que todas as vezes que precisei sempre me ajudaram e aos mestres professores que me acompanharam ao longo desses quatro anos sempre nos transmitindo conhecimentos e contribuindo para minha formação profissional, e em especial ao meu orientador mestre Udson Mikalouki por todo conhecimento e paciência e disposição para me acompanhar nas visitas de campo muitas dessas vezes deixava sua família para me ajudar com as pesquisas. E agradecer a meu filho que sempre entendeu as vezes que o papai precisava deixa-lo em casa para ir para a faculdade e também a minha esposa Daniela C.W. Teixeira pelo incentivo e esforço para que eu pudesse estudar. E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação.

“Procure a sabedoria e aprenda a
escrever os capítulos mais importante de Sua história nos momentos mais difíceis de
Sua vida” **Augusto Cury**

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

FAP: Faculdade de Apucarana

APP: Área de Preservação Permanente

NCF: Novo Código Florestal

ICMBIO: Instituto Chico Mendes da Biodiversidade

FAO: Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura

ONU: Organização das Nações Unidas

CDB: Convenção Sobre Diversidade Biológica

PIB: Produto Interno Bruto

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Imagem da Área de Preservação Permanente ----- 35

Figura 2 Imagem de ave capturada na rede de neblina ----- 36

Figura 3 Imagem de ave fotografada para identificação ----- 36

LISTA DE TABELAS

Quadro 1 – Espécies encontradas	49
--	-----------

Sumário

1. Fundamentação teórica	10
1.1 Perda da biodiversidade	13
1.2 Avifauna	16
1.3 Avifauna como bioindicador	18
1.4 Serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna	23
2 ARTIGO	31
Resumo	31
Abstract	32
2.1 INTRODUÇÃO	33
2.2 Metodologia	34
2.2.1 Local do estudo	34
2.2.2 Coleta e Análise de Dados	35
2.3 resultados	37
2.4 discussão	38
2.5 conclusão	45

1 Fundamentação teórica

O conhecimento sobre a diversidade biológica do planeta é extremamente escasso (WILSON 1997). Apesar de todos os avanços da ciência no século XX, dizer quantas espécies de um determinado grupo taxonômico existem no mundo, ou ainda em um pequeno fragmento de floresta, é extremamente difícil, se não impossível (MAY 1988). Isso é especialmente preocupante quando se considera o ritmo atual de destruição dos ecossistemas naturais, aliado a altas taxas de extinção de espécies (WILSON 1997).

O estudo da diversidade biológicas nunca foi tão importante quanto atualmente, pois qualquer projeto ligado a conservação ou ao uso sustentado exige um mínimo de conhecimento de ecologia e sistemática de organismos e ecossistemas (Scott et al. 1997). A estimativa de tamanho de população é de importância central no manejo e conservação de fauna. Segundo Mourão & Magnusson (1997), os levantamentos populacionais são ferramentas auxiliares na definição dos propósitos de manejo de populações silvestre. Eles permitem, o tratamento de populações pequenas ou em declínio, visando aumentar sua densidade ou a área de distribuição, o uso econômico sustentado da população e o tratamento de populações com densidade e/ou taxa de crescimento inaceitavelmente altos, visando estabilizar ou reduzir sua densidade (CAUGLEY 1997).

Biólogos de campo, às vezes, deparam a necessidade de estimar o tamanho de populações de espécies esquivas, de difícil observação em condições naturais, como espécies de hábitos noturno (DUCKWOTH 1998). O Brasil é responsável pela gestão do maior patrimônio de biodiversidade do mundo: são mais de 120 mil espécies de invertebrados e aproximadamente 8930 espécies vertebrados (734 mamíferos, 1982 aves, 732 répteis, 973 anfíbios, 3150 peixes continentais e 1358 peixes marinhos) (ICMBIO,2020).

A conservação da biodiversidade tem uma imensa relação direta e indireta para a preservação e conservação das espécies, sendo de um valor inestimável para o nosso desenvolvimento e na continuação das espécies, resultando no aproveitamento dos recursos biológicos para que sejam explorados de maneira menos prejudicial à natureza, conservando-a o máximo possível, permitindo a harmonia entre o desenvolvimento das atividades humanas e a manutenção da vida (ANDRADE; MONTEIRO, 2018).

De um modo em geral, nós humanos não damos conta de que as necessidades, e os anseios do consumo, a exigência por determinados produtos, a mudança de hábitos alimentares, entre outros fatores são uma das causas da pressão sobre a biosfera, sem nenhum respeito à sua capacidade de suporte. Alguns Problemas ambientais como as mudanças de clima, poluição das águas, do ar e dos alimentos costumam ter um apelo muito forte entre os habitantes das cidades, pois são questões que os afetam de forma direta. A perda da biodiversidade, porém, não incomoda grande parte da população, uma vez que as suas vidas parecem ser pouco alteradas em seu dia-a-dia (CENCI; BURMANN, 2013).

Para contribuir na conservação da biodiversidade hoje em dia se usa vários métodos e uma dessas metodologias são os cuidados com as áreas de preservação permanentes (APP), no qual tem um papel importantíssimo na preservação e conservação das espécies. A conservação da biodiversidade é um tópico, dentro do próprio ensino de Ecologia, potencialmente capaz de suscitar discussão de valores e ética ambiental, incluindo aspectos utilitários e os essencialmente éticos (DINNEBIER, 2017). O estudo da biodiversidade, no entanto, não pode estar dissociado de todos os demais problemas ambientais e sociais. É necessário desenvolver mecanismos de integração das ações e dos objetivos mais gerais e abrangentes da educação e, em especial, da educação ambiental (FISCHER et al., 2017).

Em diversos remanescentes de Mata Atlântica houve a implantação de outros tipos de florestas como a floresta de coníferas, que tem como gênero o *Pinus* sp. A espécie *Pinus elliottii* apresenta um potencial invasor, podendo resultar na contaminação biológica e na alteração fisionômica do ambiente (MOTTA et al., 2008). Geralmente, este tipo de plantação não apresenta abundância significativa de aves, sendo considerado um ambiente pobre desta fauna, não se mostrando favorável na conservação da mesma (SICK, 2001; ALMEIDA, 1979).

Contudo, necessita de mais conhecimento sobre o comportamento da avifauna nestes ambientes de silvicultura, podendo estes mostrarem-se úteis como corredores artificiais na conexão a fragmentos de floresta nativa (SILVEIRA; UEZO, 2011). Porém, realizar este tipo de levantamentos é um importante método para o conhecimento da fauna brasileira, com o objetivo de obter uma listagem das espécies que ocorrem em uma área ou em uma determinada região, fornecendo informações sobre os locais de ocorrência, a diversidade, abundância, estimativas de riqueza, entre outros, aplicando-se diferentes métodos (ZANZINI; GREGORIN, 2008).

Hoje em dia há uma grande preocupação quando se fala em proteção da biodiversidade e que proporciona em grandes discussões sobre extinções causadas pelo homem e da necessidade de se documentar a vida na Terra, ainda incompletamente conhecida. Extinções são processos naturais, e o planeta já vivenciou pelo menos cinco eventos de grande magnitude – o último no final do Cretáceo, há cerca de 65 milhões de anos, extinguindo, entre outros grupos, os dinossauros. Centenas de milhares de espécies já foram extintas e hoje são conhecidas apenas por meio de registros fósseis. Contudo, estimativas indicam que a perda de espécies resultante de ações humanas é, atualmente, de 100 a 1.000 vezes maior do que a natural, já tendo causado a extinção (silenciosa) de milhares delas. (BARNOSKY et al.,2011).

Alguns cientistas acreditam que um sexto evento de extinção esteja em curso no período denominado informalmente como Antropoceno, que corresponde ao período relacionado às atividades da nossa espécie, *Homo sapien*. Essa perda de Biodiversidade implica não somente o empobrecimento genético, levando, em última consequência, à extinção de espécies, mas também apresenta uma dimensão muito maior, afetando direta ou indiretamente a economia, a saúde e o bem-estar do ser humano (CLARK et al.,2014).

A conservação da biodiversidade é essencial para que se possa garantir o equilíbrio ambiental em todos os ecossistemas. Sem isso o futuro da humanidade será incerto, fontes vitais de recursos também serão extintas e não haverá sustentação para a existência da vida em sua plenitude no futuro próximo. Portanto, devemos desenvolver métodos e ações ambientais e educacionais concretas para que ocorra uma conservação ambiental em sua plenitude e com desenvolvimento sustentável (SÖNCKSEN, 2017).

De acordo com Marini e Garcia (2005) as intervenções humanas afetaram, significativamente, as espécies de aves que habitam os ecossistemas naturais brasileiros. A resposta das aves a essas alterações varia desde aquelas que se beneficiaram com as alterações do habitat e aumentaram suas populações [p. ex., bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), até aquelas que foram extintas da natureza [p. ex., mutum-do-nordeste (*Mitu Mitu*) e arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*)]. O processo de urbanização ocorre de forma acelerada e como consequências têm-se efeitos intensivos e localizados que provocam profundas alterações nos sistemas naturais e na paisagem original das cidades e, conseqüentemente, nos padrões de

qualidade ambiental do meio urbano. Dessa forma, em face às ações antrópicas, a vegetação natural desaparece gradativamente dos centros urbanos e cede lugar à paisagem construída (Pereira et al. 2005).

1.1 Perda da biodiversidade

Biodiversidade é um termo científico que descreve a variabilidade da vida na Terra (selvagem e cultivada). Trata-se, portanto, do número de espécies diferentes, da variação genética entre e dentro das espécies, e da extensão e variedade dos habitats naturais e dos ecossistemas. Estamos a perder esta diversidade e abundância a taxas crescentes e alarmantes (agora cerca de 1000 vezes mais elevadas do que as taxas de fundo naturais) (WATTS, 2018).

Além disso, as pessoas pobres são desproporcionalmente dependentes da biodiversidade, tanto para satisfazer as suas necessidades diárias de subsistência, como para serem resistentes às alterações climáticas e a outros fatores externos de stress. Assim, são os mais duramente atingidos pela sua perda, especialmente quando associados às alterações climáticas (que por sua vez afetam e são potencialmente afetados pela biodiversidade). Até à data, a perda de biodiversidade tem sido tratada apenas como um problema ambiental. No entanto, a perda contínua da biodiversidade ameaça minar os ganhos de desenvolvimento obtidos na saúde, resiliência, segurança alimentar e ganhos do produto interno bruto (PIB) (CEBALLOS et al., 2017).

Os media científicos e populares advertem-nos que estamos enfrentando uma grande "crise de biodiversidade" ¹ e que já estamos no meio da sexta grande extinção. ² Globalmente, pode haver até 690 extinções de espécies por semana. O Living Planet Report 2018 conclui que as populações globais de peixes, aves, mamíferos, anfíbios e répteis diminuíram em média 60% entre 1970 e 2014 e projeta que tal poderá tornar-se em 66% até 2020 (MONASTERSKY, 2014).

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) estima que quase um terço das populações globais de peixes são sobre exploradas e um terço dos peixes de água doce são considerados ameaçados. Embora normalmente ouçamos falar da perda de biodiversidade sob a forma de extinção de

animais selvagens particularmente aqueles que podemos ver, a perda de biodiversidade significa também perda de recursos genéticos, variedades de culturas, fungos e invertebrados, bem como perda de ecossistemas inteiros, tais como recifes de coral. Por exemplo: a biomassa de insetos voadores diminuiu 75% na Alemanha (e provavelmente também noutros locais) nos últimos 27 anos; 30-50% dos mangais morreram ou foram removidos nos últimos 50 anos; e quase 50% dos recifes de coral foram destruídos (GROOTEN & ALMOND, 2018).

A crise da biodiversidade está a atrair alguma atenção da mídia embora muito menos do que as alterações climáticas, mas não se trata de uma nova descoberta. A ONU aprovou a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em 1992, em resposta a uma crise já reconhecida, e há 25 anos atrás, um documento severo alertou para a "Síndrome da Floresta Vazia" - relatando florestas aparentemente saudáveis, cheias de árvores, mas cada vez mais desprovidas de quaisquer habitantes animais. Agora, melhores provas, análises e comunicações, bem como revelações de "choque", tais como o impacto do plástico na vida oceânica e o colapso das colónias de abelhas, aumentaram a consciência das pessoas sobre a velocidade e a escala da degradação da natureza e da perda de biodiversidade (HALLMANN et al., 2017).

Do ponto de vista do desenvolvimento humano, esta perda tem graves implicações, incluindo ameaças crescentes à segurança alimentar, segurança da água, adaptação às alterações climáticas, risco de catástrofes, controle da poluição e saúde humana, para não mencionar opções reduzidas para futuras inovações. A perda de biodiversidade é uma crise ambiental, mas também um obstáculo importante ao desenvolvimento futuro e um risco para ganhos de desenvolvimento duramente conquistados (LEGAGNEUX et al., 2018).

Parte da dificuldade em compreender o significado da perda de biodiversidade, e porque é um desafio de desenvolvimento, é que o termo é mal utilizado e mal compreendido. Biodiversidade significa a variedade de vida. Mas é frequentemente mal utilizado para descrever a vida selvagem, por vezes apenas uma única espécie como um substantivo para múltiplas espécies de vida selvagem. Quando os meios de comunicação populares contam histórias de perda de biodiversidade, a história é geralmente sobre a morte de espécies icónicas da vida selvagem, tais como rinocerontes ou orangotangos, ou danos a ecossistemas icónicos como a floresta tropical amazónica ou a Grande Barreira de Corais. Não se refere à perda de diversidade (LANDSBERG et al., 2013).

Parte da razão para isto é que o número de espécies e o número de indivíduos de uma determinada espécie estão entre as métricas mais comuns utilizadas para medir a biodiversidade. Existem também muitos outros termos por aí que são utilizados indistintamente com a biodiversidade, mas que não são exatamente a mesma coisa. Biodiversidade não é o mesmo que natureza, vida selvagem, capital natural ou qualquer destes outros termos comumente utilizados. Mas apoia e melhora todos estes outros aspectos do mundo natural, e/ou reduz os riscos para eles. Pessoas diferentes valorizam a biodiversidade por diferentes razões, mas estas podem ser agrupadas em três categorias chave (PAVILOLO et al., 2016):

- Razões funcionais: a biodiversidade sustenta fluxos de muitos benefícios que têm valor material e que sustentam a economia.
- Razões culturais: a biodiversidade é uma parte íntima dos valores comunitários, estéticos e espirituais que são essenciais para a sociedade.
- Razões de segurança: a biodiversidade é uma base fundamental para a própria vida, a fundação de um ambiente seguro e funcional.

Para compreender por que razão a perda da biodiversidade é importante para o desenvolvimento, é importante compreender o que a biodiversidade faz. A natureza produz e fornece uma vasta gama de bens e serviços dos quais o homem depende desde o ar respirável, ao solo fértil até aos alimentos. E a biodiversidade sustenta a capacidade da natureza de fornecer esses bens e serviços a longo prazo. As espécies não existem isoladamente, mas interagem umas com as outras e com o seu ambiente (CARDINALE et al., 2012).

Uma grande e diversificada mistura de espécies, e as interações entre elas, é fundamental para garantir que a natureza continue a fornecer os seus bens e serviços. Ao longo dos últimos 25 anos, provas de milhares de experiências e observações numa série de ecossistemas mostram que estes bens e serviços são produzidos de forma mais eficiente e com maior estabilidade, onde a diversidade de micróbios, plantas, fungos, herbívoros e predadores é maior (SEDDON et al., 2016).

1.2 Avifauna

Desde os estudos de Charles Darwin, as aves têm sido uma peça central para a fundação de teorias evolutivas e ecológicas, incluindo a especiação (GRANT 1981), competição e coexistência de espécies (MACARTHUR 1958), biogeografia insular (MACARTHUR & WILSON 1967), metapopulação (HANSKI & GILPIN, 1997), nicho ecológico (GRINNELL 1917), divisão de nicho (GRANT & GRANT 1982), e forragem ótima (KREBS et al. 1978).

Estudos sobre aves também forneceram informação crucial sobre processos ecológicos chave como a polinização, dispersão de sementes, predação, necrófagos, parasitismo e, mais recentemente, têm sido importantes para mostrar a importância das aves na prestação de serviços ecológicos chave, como a polinização de culturas e o controle de pragas (SEKERCIOGLU et al. 2016, BOESING et al. 2017). Estes estudos são particularmente urgentes nas florestas tropicais onde observamos comunidades altamente biodiversas, e onde a perda e degradação do habitat, caça, poluição, espécies invasoras, e doenças estão a ameaçar gravemente essas comunidades (BIERREGAARD & STOUFFER 1997, SODHI et al. 2011).

A América do Sul detém a maior diversidade de aves, com estimativas de 30% (~3.400 espécies) de todas as espécies de aves do mundo (SACC 2017). Foram identificadas na América do Sul três regiões de biodiversidade, ou seja, áreas de alto endemismo de espécies e alta ameaça: o Cerrado, as montanhas dos Andes, e a Mata Atlântica brasileira (MYERS et al. 2000). A região com o maior número de endemismos de aves e espécies ameaçadas em todo o Neotropical é a Mata Atlântica (STOTZ et al. 1996, JENKINS et al. 2013).

Originalmente, a Mata Atlântica representava uma das maiores extensões de floresta tropical da América do Sul, cobrindo cerca de 1,5 milhões de km² ao longo da costa atlântica, desde o nordeste do Brasil, até à Argentina e Paraguai (GALINDO-LEAL & CÂMARA 2003, Joly et al. 2014). Atualmente a floresta restante cobre cerca de 12-16% da sua área original, na sua maioria em pequenos (< 50 ha) fragmentos (RIBEIRO et al. 2009). A Mata Atlântica acolhe quase 900 espécies de aves, das quais 213 (24%) são endêmicas, e 120 (15%) estão ameaçadas de extinção (MMA 2014).

A composição da avifauna da Mata Atlântica é complexa e provavelmente reflete uma longa história de conectividade e isolamento com outros blocos de floresta neotropical. As ligações com as florestas andinas e amazônicas provavelmente

ocorreram várias vezes, incluindo o falecido Pleistoceno, o que resultou em três refúgios florestais principais (CARNAVAL & MORITZ 2008, CARNAVAL et al. 2009): um refúgio florestal (Pernambuco) ocorrendo na região norte da Mata Atlântica; e dois refúgios florestais (Bahia e São Paulo) ocorrendo na região central da Mata Atlântica.

Estas ligações passadas são evidentes pela presença de espécies e/ou gêneros irmãos na Mata Atlântica e nessas outras regiões, enquanto que o isolamento passado é evidente pelo grande número de espécies e gêneros endêmicos. Muito do conhecimento sobre os padrões de distribuição da avifauna da Mata Atlântica tem tradicionalmente dependido dos milhares de espécimes mantidos em coleções de aves (na sua maioria recolhidos durante o final do século XIX e início do século XX) (JENKINS et al. 2013).

Estes espécimes constituem a pedra angular dos dados de distribuição para a Mata Atlântica. Uma fonte mais recente de dados de distribuição de avifauna provém de levantamentos de aves. Os primeiros levantamentos aviários sistemáticos foram realizados em 1943 (Davis 1945), mas só se tornaram populares entre os ornitólogos brasileiros após a adaptação desses métodos para as florestas tropicais (VIELLIARD & SILVA 1990, VIELLIARD et al. 2010). Nos últimos 30 anos, uma quantidade considerável de investigação avícola teve lugar na Mata Atlântica, mas a maior parte desta pesquisa foi publicada em português ou está escondida como relatórios técnicos, ou permanece inédita, impedindo a acessibilidade desta informação a um vasto público internacional.

1.3 Avifauna como bioindicador

Um dos objetivos da monitorização é fornecer informação para a avaliação ecológica, que pode fornecer um alerta precoce de alterações que possam afetar negativamente espécies ou ecossistemas (BURGER 2006). Uma vez que é impraticável monitorizar todos os componentes biológicos e físicos, alguns deles podem ser utilizados como indicadores de condições mais amplas. Os componentes biológicos escolhidos com este objetivo são chamados bioindicadores (MATSINOS & WOLF 2003). Vários aspectos da ecologia das aves aquáticas tornam-nas úteis como bioindicadores. Em primeiro lugar, foi demonstrado que as aves aquáticas rastreiam variações ambientais, em escalas temporais curtas (meses) e longas (anos), e tanto a nível de espécies como de comunidades (NUDDS 1983; AMAT et al. 1985; GUINET

et al. 1998; ABRAHAM & SYDEMAN 2004; ALMARAZ & AMAT 2004; RENDÓN et al. 2008).

Segundo, porque muitas espécies são predadores de topo e vários contaminantes acumulam-se frequentemente ao longo da cadeia trófica, tais espécies podem ser utilizadas como indicadores de alterações que ocorrem a níveis tróficos inferiores (MATSINOS & WOLF 2003; BURGER & EICHHORST 2005).

E terceiro, ou as próprias aves aquáticas ou as suas presas são exploradas pelo homem (caça e pesca), de modo que sacos de caça de aves aquáticas podem ser indicativos de produtividade nas áreas de nidificação (MILLER et al. 1988) ou parâmetros de reprodução de aves podem informar sobre os stocks de peixes (EINODER 2009). Neste capítulo, damos alguns exemplos da utilidade da utilização de aves aquáticas como bioindicadores. Explicamos porque noutros casos a utilização de aves aquáticas como indicadores pode ser mais limitada, e também identificamos como a concepção dos estudos pode melhorar a utilidade dos indicadores

Vários estudos mostram que as aves aquáticas podem ser utilizadas como bioindicadores das condições encontradas nas zonas húmidas, tanto à escala espacial local como regional. Um exemplo clássico é a resposta de algumas aves aquáticas à eutrofização de zonas úmidas. Na lagoa Mar Menor do sudeste de Espanha, o grande mergulhão, *Podiceps cristatus*, aumentou em abundância à medida que a eutrofização aumentava como resultado da introdução de nutrientes nas zonas húmidas, resultante da intensificação das práticas agrícolas na bacia da lagoa (RENDÓN et al. 2008).

Uma alteração paralela do número de grebes não foi registada noutros locais de Espanha, indicando que o aumento na lagoa de Mar Menor não resultou de fatores externos que afetaram a população noutras escalas espaciais (MARTÍNEZ FERNÁNDEZ et al. 2005). Outro exemplo dos efeitos das alterações agrícolas nas zonas húmidas é dado pelos galeirões do sul de Espanha. O galeirão-de-crista, *Fulica cristata*, declinou na segunda metade do século XX e está agora ameaçado de extinção. Este declínio foi largamente atribuído a mudanças nas práticas agrícolas nas bacias das zonas húmidas, que aceleraram as taxas de assoreamento, e, portanto, encurtaram os períodos de hidropisia, afetando a qualidade das plantas alimentares dos galeirões (MARTÍNEZ FERNÁNDEZ et al. 2005).

De facto, a eficiência de assimilação dos galeirões foi afetada negativamente quando a qualidade das suas plantas alimentares era baixa, o que geralmente ocorre

no início do Verão, quando os níveis de água começam a diminuir. Por conseguinte, a dinâmica populacional dos galeirões de pescoço vermelho durante longos períodos (VARO & AMAT 2008).

Assim, as dinâmicas populacionais durante longos períodos de tempo poderiam ser usados como indicador de mudanças que ocorrem em zonas húmidas a um ritmo lento (processos de sedimentação). As alterações agrícolas podem também ter efeitos em habitats de aves aquáticas em grandes escalas espaciais. Como resultado do Inverno e da migração das culturas agrícolas, algumas populações de gansos de neve, *Chen caerulescens*, aumentaram 7% por ano e este número crescente teve um forte efeito negativo a longo prazo na vegetação dos pântanos intertidais num local de reprodução costeira do Ártico a 5.000 km dos locais de invernada. Aqui, o desenraizamento do ganso resultou na perda de vegetação e a salinidade do solo descoberto impediu o restabelecimento da vegetação (ABRAHAM et al. 2005).

As alterações no equilíbrio de nutrientes das zonas húmidas não se devem apenas aos efeitos das atividades humanas, e podem ser o resultado das atividades das próprias aves, como demonstrado pela investigação sobre os fulmars do norte, *Fulmarus glacialis*, nidificando numa planície costeira com lagoas de água doce. Os Fulmar comportaram-se como biovetores que transportaram quantidades significativas não só de nutrientes, mas também de poluentes, do mar para as lagoas. Estas lagoas continham mais clorofila, quironomida e contaminantes do que as não afetadas pela atividade das aves (MICHELUTTI et al. 2009).

Estes indicadores da atividade das aves poderiam ser utilizados para acompanhar as alterações populacionais de outras espécies de aves para as quais os chironomids são uma importante fonte alimentar (MICHELUTTI et al. 2009). A monitorização das colónias de reprodução de aves aquáticas pode fornecer informações sobre o estado das zonas húmidas utilizadas para a alimentação. A principal colónia do Grande Flamingos, *Phoenicopterus roseus*, no sul de Espanha, situa-se na lagoa Fuente de Piedra, mas as aves alimentam-se principalmente nos pântanos de Guadalquivir, localizados a 130 km do local de nidificação, tendo o tamanho da colónia foi afetado pelos níveis de água no local de alimentação (RENDÓN-MARTOS et al. 2000; AMAT et al. 2005).

Como foi demonstrado acima, pode haver relações importantes entre as aves aquáticas e os fatores bióticos e abióticos das zonas húmidas, e os efeitos das aves nestes habitats podem ter consequências importantes sobre as teias alimentares. Isto

justifica a incorporação das aves aquáticas em programas de biomonitorização. No entanto, alguns questionaram a utilidade das aves aquáticas como bioindicadores (GREEN & FIGUEROLA 2003; PIATT et al. 2008).

As principais críticas provêm da falta de relações entre a diversidade das aves aquáticas e a de outros organismos. A concordância comunitária mede o grau de semelhança dos padrões na estrutura comunitária num conjunto de sítios entre diferentes grupos taxonômicos (PASZKOWSKI & TONN 2000). Foram encontrados padrões concordantes entre guildas de aves aquáticas, e mesmo entre aves aquáticas e peixes em vários lagos (PASZKOWSKI & TONN 2000, 2006), indicando que a monitorização do estado de um grupo pode fornecer um bioindicador útil do estado de outros grupos (PASZKOWSKI & TONN 2006).

No entanto, tais padrões podem não ser tão evidentes em outros casos. Por exemplo, a semelhança entre um conjunto de lagos no sul de Espanha nas suas comunidades de aves aquáticas é muito diferente das semelhanças nas suas comunidades de zooplâncton ou macrófitas submersas (AMAT et al. 1985). Também nestes lagos, a diversidade das guildas de aves aquáticas (patos, pássaros costeiros) difere de acordo com o nível da água (AMAT 1984). No caso de zonas húmidas altamente dinâmicas, as respostas às variações ambientais podem variar de acordo com o tipo de organismos, uma vez que os diferentes tipos de organismos podem não perceber as variações ambientais da mesma forma.

Nestas circunstâncias, a monitorização de um grupo pode não ser um bioindicador útil do estado de outro grupo. Outra dificuldade na utilização de aves aquáticas como bioindicadores está relacionada com a sua elevada mobilidade ao longo do ano. As populações migratórias estão sujeitas a alterações que ocorrem não só numa área, mas também através da mosca migratória. Mesmo a uma escala diária, a sua elevada mobilidade complica a sua utilização como indicadores. Embora possa haver uma relação positiva entre a dimensão das zonas húmidas e o número de aves aquáticas que as utilizam (AMAT 1984; NUDDS 1992; WELLER 1999), há também casos em que tal relação não é encontrada, o que pode ser explicado em parte pela utilização diferenciada das zonas húmidas ao longo do dia pelas aves aquáticas.

Assim, muitas espécies de patos que se dedicam à caça utilizam algumas zonas húmidas para descansar durante o dia, mas forragens em diferentes zonas húmidas durante a noite (TAMISIER & DEHORTER 1999). Como as contagens de aves aquáticas são geralmente efetuadas durante o dia, tentar estabelecer uma

relação entre os fatores bióticos e abióticos das zonas húmidas que são utilizadas como locais de repouso e a capacidade de carga dessas zonas húmidas para os patos pode ser enganador (YÉSOU 1983). Além disso, como as zonas húmidas são ecossistemas altamente dinâmicos, pode ser difícil "capturar" esta variabilidade através da biomonitorização de um único grupo de aves aquáticas. Para que um programa de monitorização sejam bem sucedido, devem ser definidos objetivos quantitativos específicos, os objetivos devem ser expressos como hipóteses nulas, e o plano de amostragem e análise deve ser concebido para testar estas hipóteses (SEGAR et al. 1985).

Há espécies que indicam áreas de grande diversidade, e outras que medem as mudanças ambientais (CARO & O'DOHERTY 1999). A relevância das espécies indicadoras deve depender dos objetivos do programa de monitorização. No caso de espécies que indicam focos de diversidade, as monitorizações de tais espécies podem ser suficientes para avaliar o estado de conservação de toda a área. Por exemplo, a galeirão vermelho é encontrada em Marrocos em zonas húmidas com uma elevada diversidade de macrófitas submersas (GREEN et al. 2002). Aqui a conservação das plantas aquáticas asseguraria a conservação do galeirão, mas a monitorização dos galeirões seria um substituto eficiente para a tarefa mais difícil de monitorizar a vegetação.

No caso de espécies que medem a mudança ambiental, alguns parâmetros populacionais (sucesso de nidificação, dinâmica), podem ser utilizados como indicadores porque o ambiente natural afeta muitos processos fisiológicos, a fisiologia das aves aquáticas pode fornecer informações para detectar fatores de stress e para prever possíveis efeitos negativos sobre as populações. Por exemplo, as variações interanuais na condição corporal dos pintos flamingo estão ligadas a variações em vários parâmetros sanguíneos, que refletem as condições de alimentação encontradas pelos adultos (AMAT et al. 2007).

As alterações temporais a longo prazo nas dietas também podem ser examinadas com a utilização de isótopos estáveis tanto em tecidos de espécimes de museu como em indivíduos vivos (CHAMBERLAIN et al. 2005; BECKER & BEISSINGER 2006). A resposta proteica ao choque térmico pode também ter aplicações na biomonitorização, devido à sua capacidade de resposta aos fatores de stress (FEDER & HOFMANN 1999).

Tradicionalmente, o objetivo mais básico da biomonitorização tem sido a detecção de tendências. Embora em alguns países possa haver bases de dados que cobrem longos períodos de tempo, em alguns outros países essa informação pode ser escassa. Os erros na análise de tendências podem ser mais prováveis com bases de dados limitadas e podem ter consequências graves. Por conseguinte, as tendências detectadas por um programa de monitorização devem ser avaliadas com análise de poder (LOUGHEED et al. 1999).

1.4 Serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna

As aves são componentes visuais e acústicos visíveis dos ecossistemas. As aves atraem a atenção. Mas ecologicamente, será que as aves são importantes? Sabemos através de dois estudos clássicos dos anos 70 que as aves podem contribuir muito pouco para a produtividade global dos ecossistemas (WIENS 1973; HOLMES & STURGES 1975). Será que as aves vivem da gordura da terra, contribuindo pouco para a função do ecossistema (WIENS 1973)? Ou, apesar da sua pequena contribuição para a produtividade, poderia o seu lugar nas teias alimentares permitir que as aves tenham impacto no funcionamento do ecossistema, e muitas vezes de forma surpreendente (HOLMES & STURGES 1975; HOLMES 1990)?

Nas décadas seguintes, muitos estudos examinaram vários papéis das aves nos ecossistemas em todo o mundo. Temos agora uma apreciação muito maior das formas como as aves funcionam dentro de numerosos ecossistemas. Como membros de ecossistemas, as aves desempenham muitos papéis, incluindo como predadores, polinizadores, necrófagos, dispersores de sementes, predadores de sementes, e engenheiros de ecossistemas (SEKERCIOGLU 2006).

Os "serviços ecossistêmicos" são processos naturais que beneficiam os seres humanos. Por exemplo, os pomares de polinização de abelhas fornecem um serviço que beneficia os seres humanos através da produção de maçãs. Em contraste, as abelhas nativas que polinizam as algas leiteiras prestam um serviço para as algas leiteiras - elas facilitam a sua reprodução. Ambos são serviços, mas só os primeiros podem razoavelmente ser argumentados como tendo um benefício direto ou extrínseco para os seres humanos.

Wallace (2007) analisa os problemas relativos à classificação dos serviços do ecossistema. Aqui, seguimos a Avaliação do Ecossistema do Milénio das Nações

Unidas (KREMEN & OSTFELD 2005), que distingue quatro tipos principais de serviços ecossistêmicos:

- I. Serviços de provisão, como a produção de fibras, água limpa e alimentos;
- II. Serviços de regulação, obtidos através de processos dos ecossistemas que regulam o clima, a água e as doenças humanas;
- III. Serviços culturais, como o enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e estética;
- IV. Serviços de apoio, que incluem todos os outros processos dos ecossistemas, como a formação do solo, o ciclo dos nutrientes, o provisão do habitat, e a produção de biomassa e oxigênio atmosférico.

As aves contribuem com os quatro tipos de serviços. Os serviços de provisão são prestados tanto por espécies domesticadas (aves de capoeira) como por espécies não domesticadas. As aves não domesticadas têm sido historicamente componentes importantes da dieta humana (MOSS & BOWERS 2007), e muitas são ainda hoje (PERES 2001). Nos países desenvolvidos, muitas são caçadas para consumo e desporto (BENNETT & WHITTEN 2003).

As penas das aves fornecem cama, isolamento e ornamentação. Os necrófagos contribuem para os serviços de regulação, uma vez que o consumo eficiente de carcaças ajuda a regular as doenças humanas. Através da arte, fotografia, costumes religiosos, e observação de aves, as aves contribuem com serviços culturais. A observação de aves, ou *bird watching*, é uma das mais populares atividades recreativas ao ar livre nos Estados Unidos e em todo o mundo. Nos Estados Unidos, em 2001, 45 milhões de observadores de aves gastaram 32 mil milhões de dólares em lojas de retalho, gerando 85 mil milhões de dólares em impacto económico global, e apoiando mais de 860.000 empregos (LAROCHE 2001; SEKERCIOGLU 2002).

As aves contribuem com serviços de apoio, uma vez que as suas atividades de forragens, dispersão de sementes e polinização ajudam a manter ecossistemas em todo o mundo. Neste documento, concentramo-nos principalmente nos serviços de apoio e, em menor medida, nos serviços de provisão e regulação. Porque estamos principalmente interessados no impacto ecológico das aves, não iremos considerar serviços culturais (PASZKOWSKI & TONN 2006).

Os serviços de apoio surgem através da miríade de papéis funcionais que as aves desempenham nos ecossistemas. Estes serviços ecossistêmicos enquadram-se em duas subcategorias: os que surgem através do comportamento (como o consumo de pragas agrícolas) e os que surgem através dos produtos das aves (como ninhos e guano). Atualmente, o valor económico para o ser humano, contribuído pela maioria, se não por todos, dos serviços de apoio, ainda não foi quantificado. No entanto, acreditamos que estes serviços são importantes, em alguns casos de importância vital, para a empresa humana (PASZKOWSKI & TONN 2006).

Referências

Abraham CL, Sydeman WJ (2004) Ocean climate, euphausiids and auklet nesting: Inter-annual trends and variation in phenology, diet and growth of a planktivorous seabird. *Marine Ecol Prog Ser* 274:235–250.

Abraham KF, Jefferies RL, Alisauskas RT (2005) The dynamics of landscape change and snow geese in mid-continent North America. *Global Change Biol* 11:841–855.

Almaraz P, Amat JA (2004) Multi-annual spatial and numeric dynamics of the white-headed duck *Oxyura leucocephala* in southern Europe: Seasonality, density-dependence and climatic variability. *J Anim Ecol* 73:1013–1023.

Amat JA (1984) Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: Composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola* 31:61–79 (in Spanish)

Amat JA, Díaz Paniagua C, Herrera CM, Jordano P, Obeso JR, Soriguer RC (1985) Criterios de Valoración de Zonas Húmedas de Importancia Nacional y Regional en Función de las Aves Acuáticas. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid, p 79 (in Spanish).

Amat JA, Hortas F, Arroyo GM, Rendón MA, Ramírez JM, Rendón-Martos M, Pérez-Hurtado A, Garrido A (2007) Interannual variations in feeding frequencies and food quality of greater flamingo chicks (*Phoenicopterus roseus*): Evidence from plasma chemistry and effects on body condition. *Compar Biochem Physiol A* 147:569–576.

Amat JA, Rendón MA, Rendón-Martos M, Garrido A, Ramírez JM (2005) Ranging behaviour of greater flamingos during the breeding and post-breeding periods: Linking connectivity to biological processes. *Biol Conserv* 125:183–192.

Andrade, G. S.; Monteiro, D. E. Percepção ambiental de estudantes do Ensino Médio sobre a biodiversidade: um estudo envolvendo uma escola do Paraná. *Vivências*. v. 14, n.26, p.268-280, 2018.

Becker BH, Beissinger SR (2006) Centennial decline in the trophic level of an endangered seabird after fisheries decline. *Conserve Biol* 20:470–479.

Bennett, J. & S. Whitten. 2003. Duck hunting and wetland conservation: compromise or synergy? *Canad. J. Agric. Econ.* 51: 161–173.

Bierregaard, J. R. O., and P. C. Stouffer. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforest. Pages 138-155 in W. F. Laurance and J. R. O. Bierregaard, editors. *Tropical forest remnants*. The University of Chicago Press, Chicago.

Boesing, A.L., Nichols, E., Metzger, J.P. 2017. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology*, 32 (5), pp. 931-944.

Burger J, Eichhorst B (2005) Heavy metals and selenium in grebe eggs from Agassiz National Wildlife Refuge in northern Minnesota. *Environ Monitor Assess* 107:285–295.

Cardinale, B J et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 59–67.

Carnaval, A. C. and C. Moritz. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. – *Journal of Biogeography* 35: 1187- 1201.

Carnaval, A. C., M. J. Hickerson, C. F. B. Haddad, M. T. Rodrigues, C. Moritz 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science* 323: 785-789.

Caro TM, O'Doherty G (1999) On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserve Biol* 13:805–814.

Caugley, G. 1997. *Analysis of vertebrate populations*. Jhon Wiley & Sons, Londres.

Ceballos, G et al. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signalled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (30), 89–96.

Cenci, D.; Burmann, T. Direitos humanos, sustentabilidade ambiental, consumo e cidadania. *Revista Direitos Humanos e Democracia*, v. 1, n. 2, p. 131-157. 2013.

Chamberlain CP, Waldbauer JR, Fox-Dobbs K, Newsome SD, Koch PL, Smith DR, Church ME, Chamberlain SD, Sorenson KJ, Risebrough R (2005)..

Davis, D. E. 1945. The occurrence of the incubation-patch in some Brazilian birds. *The Wilson Bulletin* 57(3):188–190.

Dinnebier, F. F. Estado de Direito Ecológico: Conceito, Conteúdo e Novas Dimensões para a Proteção da Natureza. São Paulo: Planeta Verde, 2017.

Duckworth, J. W. 1998. The difficulty of estimating population densities of nocturnal forest mammals from transect counts of animals. *Journal of zoology (London)*, 246: 466-468.

Einoder LD (2009) A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fish Res* 95:6–13.

Feder ME, Hofmann GE (1999) Heat-shock proteins, molecular chaperones, and the stress response: Evolutionary and ecological physiology. *Ann Rev Physiol* 61:243–282.

Fischer, M. L. et al. Da ética ambiental à bioética ambiental: antecedentes, trajetórias e perspectivas. *Hist. Cienc. Saúde - Manguinhos*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 391-409, Apr. 2017. GUERRA, M. P.; ROCHA, F. S.; NODARI, R. O. Biodiversidade, recursos genéticos vegetais e segurança alimentar em um cenário de ameaças e mudanças. *Embrapa Cerrados*. 2015.

Galindo-Leal, C. and I. G. Câmara. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. Pages 3-11 in C. Galindo-Leal and I. G. Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington.

Grant, B. R., and P. R. Grant. 1982. Niche shifts and competition in Darwin's finches: *Geospiza conirostris* and congeners. *Evolution*.

Grant, P. R. 1981. Speciation and the adaptive radiation of Darwin's finches. *American Scientist*. MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology* 39, 599–619.

Green AJ, El Hamzaoui M, El Agbani MA, Franchimont J (2002) The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol Conserv* 104:71–82.

Green AJ, Figuerola J (2003) Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. In: Paracuellos M (ed) *Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales*. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, pp 47–60 (in Spanish)

Grinnell, J. 1917. The niche-relationship of the California thrasher. *The Auk* 34: 427-433.

Grooten, M and Almond, R E A (eds) (2018).

Guinet C, Chastel O, Koudil M, Durbec JP, Jouventin P (1998) Effects of warm sea-surface temperature anomalies on the blue petrel at the Kerguelen Islands. *Proc Roy Soc Lond B* 265:1001–1006.

Hallmann, C A et al. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS One 12 (10) e0185809

Hanski, I., M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Pages 3–16 in Gilpin, M. and I. Hanski, editors. Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations. Academic Press, London.

Holmes, R.J. & R.J. Froud-Williams. 2005. Post-dispersal weed seed predation by avian and non-avian predators. Agric. Ecosystems Env. 105: 23–27.

Holmes, R.T. & F.W. Sturges. 1975. Bird community dynamics and energetics in a northern hardwoods ecosystem. J. Anim. Ecol. 44: 175–200.

Holmes, R.T. 1990. Ecological and evolutionary impacts of predation on forest insects: an overview. Studies Avian Biol. 13: 6–13.

Holmes, R.T., J.C. Schultz & P. Nothnagle. 1979. Bird predation on forest insects: an enclosure experiment. Science 206: 462–463.

ICMBIO. Disponível em <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira>
International Commission on Zoological Nomenclature. ICZN: International Code of Zoological Nomenclature [Internet]. 4th ed. London: International Trust for Zoological Nomenclature; 1999 [capturado em 25 abr. 2016]. Disponível em: <http://www.iczn.org/iczn/index.jsp>.

Jenkins C. N., S. L. Pimm, and L. N. Joppa. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences 110: E2602-E2610.

Joly, C. A., J. P. Metzger, and M. Tabarelli. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. New Phytologist, 204 (3): 459- 473.

Krebs, J. R., A. Kacelnik, and P. Taylor. 1978. Test of optimal sampling by foraging great tits. Nature 275:27-31.

Kremen, C. & R.S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. Front. Ecol. Environ. 3: 540–548.

Landsberg, F et al. (2013) Weaving ecosystem services in impact assessment. World Resources Institute, Washington DC.

LaRouche, G.P. 2001. Birding in the United States: a demographic and economic analysis. Report 2001- 1, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

Legagneux, P et al. (2018) Our house is burning: discrepancy in climate change vs biodiversity coverage in the media as compared to scientific literature. Frontiers in Ecology and Evolution 5 (175).

Lougheed LW, Breault T, Lank DB (1999) Estimating statistical power to evaluate ongoing waterfowl population monitoring. *J Wildlife Manage* 63:1359–1369.

MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

Marini, M.A. e Garcia, F.I. (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1):95-102.

Martínez Fernández J, Esteve Selma MA, Robledano Aymerich F, Pardo Sáez MT, Carreño Fructuoso MF (2005) Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550:221–235.

Matsinos YG, Wolf WF (2003) An individual-oriented model for ecological risk assessment of wading birds. *Ecol Model* 170:471–478.

May, R. M. 1988. How many species are there on Earth? *Science* 241: 1441-1449.

McNeill J, Barrie FR, Buck WR, Demoulin V, Greuter W, Hawksworth DL, et al. International code of nomenclature for algae, fungi, and plants (Melbourne Code). *Regnum Vegetabile* 154. Königstein: Koeltz Scientific Books; 2012.

Michelutti N, Keatly BE, Brimble S, Blais JM, Liu H, Douglas MSV, Mallory ML, Macdonald RW, Smol PL (2009) Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. *Proc R Soc B* 276: 591–596.

Miller MR, Beam J, Connelly DP (1988) Dabbling duck harvest dynamics in the Central Valley of California – Implications for recruitment. In: Weller MW (ed) *Waterfowl in winter*. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, pp 553–569.

Monastersky, R (2014) Life – A status report. *Nature* 516, 159–161.

Moss, M.L. & P.M. Bowers. 2007. Migratory bird harvest in northwestern Alaska: a zooarchaeological analysis of Ipiutak and Thule occupations from the Deering archaeological district. *Arctic Anthropol.* 44: 37–50.

Motta, M. S., et al. Invasão de *Pinus elliottii* em uma área de floresta atlântica montana em estágio inicial de regeneração no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais. 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_a

Mourão, G. M. & Magnusson, W. 1997. Uso de levantamento Aéreos para manejo de Populações Silvestre. Pp 23-33, In: Valladares – Padua, C.: Bodmer, R. E. & Cullen Jr., L. (organizadores). *Manejo e Conservação de Vida no Brasil*. MCT-CNPq/Sociedade Civil Mimirauá, Belém.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.

Nudds TD (1983) Niche dynamics and organization of waterfowl guilds in variable environments. *Ecology* 64:319–330.

Nudds TD (1992) Patterns in breeding waterfowl communities. In: Batt BDJ, Afton AD, Anderson MG, Ankney CD, Johnson DH, Kadlec JA, Krapu GL (eds) Ecology and management of breeding waterfowl. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, pp 540–567.

Paszkowski CA, Tonn WM (2000) Community concordance between fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: The relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biol* 43:421–437.

Paszkowski CA, Tonn WM (2006) Foraging guilds of aquatic birds on productive boreal lakes: Environmental relations and concordance patterns. *Hydrobiologia* 567:19–30.

Paviolo, A et al. (2016) A biodiversity hotspot losing its top predator: the challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports* 6:37147.

Pereira, G.A.; Monteiro, C.S.; Campelo, M.A. e Medeiros, C. (2005). O uso de espécies vegetais, como instrumento de biodiversidade da avifauna silvestre, na arborização pública: o caso do Recife. *Atualidades Ornitológicas*, 125:10-18.

Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest Vertebrates. *Cons. Biol.* 15: 1490–1505.

Piatt JF, Harding AMA, Schultz M, Speckman SG, van Pelt TI, Drew GS, Kettle AB (2008) Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecol Prog Ser* 352:221–234.

Pleistocene to recent dietary shifts in California condors. *Proc Natl Acad Sci USA* 102:16707–16711.

Rendón MA, Green AJ, Aguilera E, Almaraz P (2008) Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biol Conserv* 141:1371–1388.

Rendón-Martos M (1996) La laguna de Fuente de Piedra en la Dinámica de la Población de Flamencos (*Phoenicopterus ruber*) del Mediterráneo Occidental. PhD Thesis, University of Málaga, Málaga p 386 (in Spanish)

Rendón-Martos M, Vargas JM, Rendón MA, Garrido A, Ramírez JM (2000) Nocturnal movements of breeding greater flamingos in Spain. *Waterbirds* 23(Special Publ. 1):9–19.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Pomona, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.

Scott, J. M.; Csuti, B.; Jacobi, J. D. & Estes, J. E. 1987. Species richness – a geographical approach to protecting future biological diversity. *BioScience* 37: 782-788.

Seddon, N et al. (2016) The value of biodiversity in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society B* 283.

Segar D, Phillips D, Stamman E (1985) Design of bioindicator based programs to monitor ocean status and trends. *Oceans* 17:926–931.

Sekercioglu C. H., D. G. Wenny, and C. J. Whelan. 2016. *Why birds matter – Avian ecological function and ecosystem services*, Chicago, IL: University of Chicago Press.

Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21: 464–471.

Sick, H. *Ornitologia Brasileira. Edição Revista e ampliada por José Fernando Pacheco*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira, 2001.

Silveira, L. F.; Uezu, A. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 11, n. 1, p.1-28. 2011.

Sodhi, N. S., Ç. H Şekercioğlu, J. Barlow, and S. K. Robinson. 2011. *Conservation of Tropical Birds*. Blackwell. Wiley-Blackwell.

Söncksen, B. M. A conservação da biodiversidade segundo alunos do curso de ciências biológicas. 2017.

Stotz D. F., J. W., Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovits. 1996.

Neotropical birds. Ecology and conservation. The University of Chicago Press.
Tamisier A, Dehorter O (1999) Camargue: Canards et Foulques. Centre Ornithologique du Gard, Nimes: p 369 (in French)

Varo N, Amat JA (2008) Differences in food assimilation between two coot species assessed with stable isotopes and particle size in faeces: Linking physiology and conservation. *Compar Biochem Physiol A* 149:217–223.

Vielliard J., M. Almeida, L. Dos Anjos, and W. Silva. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). Pages 47–60 in: Von Matter. S., F. C. Straube, I. A. Almeida, V. Q. Piacentini, and J. F. Cândido-Jr. editors. *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books. Rio de Janeiro.

Vielliard, J. M. E., and W. R. Silva. 2001. Avifauna. Pages 124–145 in Secretaria de Estado de Meio Ambiente, editor. *Intervalos*. Imprensa Oficial, São Paulo.

Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol. Con.* 139: 235– 246.

Watts, J (2018) Destruction of nature as dangerous as climate change, scientists warn. *The Guardian*, <http://tinyurl.com/y56erzml>.

Weller MW (1999) Wetland birds. Habitat resources and conservation implications. Cambridge: Cambridge University Press, p 271.

Wiens, J.A. 1973. Pattern and process in grassland bird communities. *Ecol. Monog.* 43: 237–270.

Wilson, E. O. 1997. A situação da diversidade biológica. Pp.3-24 In: Wilson E. O. & Peter, F. M. (eds.) biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
WWF Living Planet Report – 2018: Aiming higher.

Yésou P (1983) Anatidés et zones humides de France métropolitaine. *Bulletin mensuel de l'Office National de Chasse, Numéro special, scientifique et technique*, 1–315.

Zanzini, A. C. S.; Gregorin, R. Levantamento, análise e diagnóstico da fauna de pequenos, médios e grandes mamíferos em estudos ambientais. UFLA/FAEPE. Lavras/MG, p. 175, 2008.

2 ARTIGO

Área de Preservação Permanente e Sua Importância no Manejo da Avifauna: Levantamento de espécies

TEIXEIRA, C.R ¹
MIKALOUSKI, U ²

RESUMO

As aves são consideradas como bioindicadoras das condições ambientais pois são sensíveis às mudanças e respondem rapidamente a distúrbios em seu habitat. O Brasil é um país privilegiado pela diversidade de ambientes contribuindo positivamente na biodiversidade. O presente estudo tem como objetivo registrar as aves que existem na Área de Preservação Permanente (APP) da Faculdade de Apucarana (FAP), bem como demonstrar a importância das APPs para controle e manejo da biodiversidade. Trata-se de um estudo de campo através de uma pesquisa descritiva, com uma abordagem quantitativa, onde será realizado um levantamento das espécies da avifauna de uma área de preservação permanente e arredores., bem como afirmar que um manejo adequado das áreas de preservação permanentes, podem preservar e aumentar a biodiversidade local em específico a avifauna.

Palavras-chave: Biodiversidade, Aves, Bioindicadores

ABSTRACT

Birds are considered bioindicators of environmental conditions as they are sensitive to changes and respond quickly to disturbances in their habitat. Brazil is a country privileged by the diversity of environments contributing positively to biodiversity. This study aims to register the birds that exist in the Permanent Preservation Area (APP) of the Faculty of Apucarana (FAP), as well as to demonstrate the importance of APPs for the control and management of biodiversity. This is a field study through a descriptive research, with a quantitative approach, where a survey of avifauna species in a permanent preservation area and surroundings will be carried out, as well as affirming that an adequate management of permanent preservation areas, can preserve and increase local biodiversity, specifically the avifauna.

Keywords: Biodiversity, Birds, Bioindicators

2.1 INTRODUÇÃO

Com o avanço das cidades em todo mundo, as florestas sofreram com o desmatamento e no Brasil não foi diferente, precisou-se que os governantes adotassem algumas medidas para tentar diminuir o ritmo da destruição das áreas de matas, para tanto foi criado então o código florestal em 1965 (lei nº 4.771/1965), no qual instituiu a criação e proteção das áreas de preservação permanente (APP) (BORGES et al., 2011). Após a lei ser reformulada em 2012, criou-se o Novo Código Florestal (NCF), publicado em 25 de maio de 2012 e aprovado como Lei n. 12.651/2012, posteriormente modificado pela Lei n. 12.727, define área de preservação permanente (APP) como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade e ainda facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, protegendo o solo e assegurando o bem-estar das populações humanas” (COELHO; BUFFON; GUERRA, 2011).

Segundo Piacentine (2015), o Brasil é um país excepcional pela diversidade de ambientes contribuindo positivamente na biodiversidade. Sua avifauna mostra-se, até o momento com 1.982 espécies de aves conhecidas no Brasil, e um total de 414 espécies estão listadas como ameaçadas de extinção, estas por serem muitas vezes caçadas para alimentação e usada no tráfico de animais silvestres, sendo uma obrigação do poder público e da sociedade protegê-las (INCBIO, 2016).

As aves são sensíveis as mudanças e respondem rapidamente a distúrbios em seu habitat, sendo consideradas bioindicadores das condições ambientais (LINDENMAYER; MARGULES; BOTKIN, 2000). E constituem um dos grupos mais fascinantes da natureza, onde desenvolve um papel muito importante ajudando na estabilização do meio ambiente, elas desempenham importantes funções nos ecossistemas e contribuem ativamente para o equilíbrio ambiental. Elas interagem com a vegetação, nos processos de polinização e dispersão de inúmeras plantas.

Muitas espécies de aves se alimentam de invertebrados, neste sentido, atuam controlando populações de insetos e outros pequenos animais, que poderiam tornar-se muito abundantes e de alguma forma desequilibrar o ambiente. Além disso, sua presença torna o ambiente mais agradável para o ser humano, pois tanto adultos quanto crianças geralmente consideram prazeroso, e sente-se bem ao observar as aves, principalmente devido a sua grande variedade de cores que estas possuem e aos sons que produzem, que agradam olhos e ouvidos (CMB,2007). Os hábitos alimentares das aves são variados

(WIKIAVES, 2015). E que comportam a determinação de cinco guildas alimentares distintas, Carnívoras (aves que se alimentam de vertebrados em geral), Nectívoras (aves que se alimentam de néctar), Granívoras (aves que se alimentam de grãos e pequenas sementes), Insetívoras (aves que se alimentam de invertebrados em geral), Frugívoras (aves que se alimentam de frutos). Ao analisarmos esse contexto questionamos se as áreas de preservação permanentes são relevantes para o manejo e proteção da avifauna?

As APP têm total importância quanto a preservação da biodiversidade de um modo geral, sendo que a mesma possibilita um ecossistema adequado para retorno e reprodução das espécies, no qual irá integrar o meio e auxiliar no desenvolvimento dessa área, estas que antes eram considerados ambientes contaminados, inóspitos e degradados, passam a emergir vida.

O presente trabalho visa conhecer a avifauna e realizar o registro das espécies em uma área de preservação permanente localizada em um fundo de vale na cidade de Apucarana -PR e mostrar que um meio preservado pode conter um número surpreendente de espécies.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 Local do estudo

Foi realizada através de uma pesquisa de campo na Área de Preservação Permanente (APP) da Faculdade de Apucarana (FAP), tendo como coordenadas longitudinais -23.565582° e -51.437290° , situada no município de Apucarana-PR, o local possui a nascente do córrego Cotegipe (percorre toda a extensão da APP) este córrego é uma nascente importante para a bacia do Rio Ivaí, e além de ser cercado por mata ciliar primária e secundária no qual possui em sua constituição uma área de plantação de pinus (*Pinus elliottii*), este que por possuir folhas que não se decompõem facilmente prejudicando assim o crescimento das árvores nativas, além de cercar-se por pastagem e habitações.

Figura 1 Imagem da Área de Preservação Permanente



Fonte: Google Maps (2021).

2.2.2 Coleta e Análise de Dados

Durante o mês de maio de 2018 a fevereiro de 2021, foram feitas visitas a campo, sendo estas visitas realizadas aos sábados, das 15:00 horas até as 18:00 e aos domingo no período da manhã das 7:00 às 10:00 horas, com um esforço de três horas de visitas. Foi adotado o método do ponto fixo, ao chegar ao ponto os 5 primeiros minutos são ignorados e a partir desse tempo são registradas todas as aves em um período de 20 minutos, após esse tempo o observador se desloca até outro ponto fixo iniciando o mesmo procedimento acima descrito.

Foram utilizados binóculos e percorrendo trechos da APP citada entre os pontos, após todas as aves encontradas e fotografadas, e ou gravados seus sons com auxílio de um gravador portátil, as mesmas foram identificadas de acordo com seu nome popular, nome científico, família e ordem, redigidas em planilha eletrônica.

Figura 2 Imagem de ave capturada na rede de neblina



Fonte: Teixeira e Mikalouski (2021)

Figura 3- Imagem de ave fotografada para identificação



Fonte: Teixeira e Mikalouski (2021)

Para tanto foram utilizadas como materiais e instrumento alguns aparelhos eletrônicos como câmeras fotográfica para fazer os registros para futuras identificações, binóculos usado para facilitar os avista mentos das aves, gravador de áudio para gravar os cantos da aves, rede de neblina pra captura, livros e rede de dados para as identificações dos pássaros.

2.3 RESULTADOS

Na área de proteção permanente da Faculdade de Apucarana são avistadas e ouvidas o canto de inúmeras espécies de aves, onde algumas dessas espécies podem ser vistas com maior facilidade do que outras, assim como seus cantos que também podem ser ouvidos com mais frequência.

Nesta pesquisa de campo realizada, foram encontradas sessenta espécies que ocuparam trinta famílias, em dezeseite ordens distintas, encontradas na área de borda, trechos de matas e áreas do entorno da mata. Assim, destacaram-se nessa pesquisa algumas espécies Brasileiras, sendo que as duas famílias que apresentaram maiores números de espécies foram as *Thraupidae* e *Columbidae* com nove e cinco espécies registradas em cada família. As informações obtidas no estudo podem ajudar com a preservação das espécies de pássaros na área de preservação permanente da Faculdade de Apucarana.

Espera-se que o estudo consiga trazer informações, para o profissional e ou futuros profissionais biólogos de forma a melhorar sua atuação frente ao tema, bem como afirmar que um manejo adequado das áreas de preservação permanentes pode preservar e aumentar a biodiversidade local, em especifico, a avifauna que é o objeto de estudo deste trabalho.

No Quadro 1 em anexo serão apresentados o nome popular, nome científico, família e ordem das aves encontradas na área de proteção permanente pertencente a Faculdade de Apucarana.

2.4 Discussão

O Brasil é um dos países com a maior riqueza de aves do mundo. Atualmente, um total de 1919 espécies é conhecido pelo seu território (PIACENTINI et al., 2015). O grupo é considerado um excelente bioindicador (STOTZ et al., 1996), para além de promover serviços ambientais como a polinização, dispersão de sementes e controle populacional de várias espécies (SICK, 1997).

A fragmentação e a perda de habitat estão entre as principais causas de elevadas taxas de declínio da biodiversidade (FAHRIG, 1997). Os avanços na ocupação de ambientes naturais pelas atividades humanas afetam habitats de várias espécies exercem grande pressão sobre a biodiversidade. Esses impactos podem levar à redução e mesmo à extinção das populações locais dependentes destes habitats se não forem adotadas medidas compensatórias (TURNER, 1996), incluindo as melhores práticas no sistema de produção agrícola (MACHADO et al., 2008).

A posse da terra em regiões tropicais é um fator crítico que determina tanto a mudança do uso da terra como as estratégias de conservação. Esta redução na cobertura vegetal tem consequências negativas para a avifauna. Entre as mais afetadas encontram-se aquelas com um certo grau de endemismo, especificidade de habitat e espécies sensíveis (Mendonça et al., 2009). Devido a estas alterações, há uma diminuição do número de espécies mais especializadas, restando na sua maioria apenas generalistas (SAUNDERS et al., 1991; D'ANGELO Neto et al., 1998).

A legislação ambiental aparece como uma medida de conservação para proteger as áreas nativas e a sua biodiversidade. Tal como o Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) utilizado em paisagens rurais. Esta lei estabelece normas para a proteção de áreas nativas, incluindo por exemplo Áreas de Proteção Permanente (APP) que protegem ambientes marginais a cursos de água e Áreas de Reserva Legal (LRA) orientadas para a manutenção da vegetação com uso sustentável, não abrangidas pela APP (BRASIL, 2012).

Os inventários ornitológicos constituem o primeiro passo para trabalhar em ações de conservação destinadas à manutenção da diversidade das aves (SUTHERLAND, 2000;

VASCONCELOS et al., 2002). Tais inventários podem fornecer informações sobre ocorrência de espécies raras, inconspícuas e migratórias, além de fornecer subsídios para o conhecimento dos padrões de distribuição e sazonalidade (VITORINO et al., 2016). Embora, devido à vasta extensão territorial do país brasileiro, à grande diversidade de habitats da região Neotropical, e ao pequeno número de investigadores que trabalham na área, a distribuição de aves no Brasil é ainda pouco conhecida (LOPES & MARÇAL, 2016).

Comparando a área de preservação permanente da FAP com o tamanho da área de estudo realizado por Gonçalves & Andrade (2015) a área de preservação permanente da faculdade FAP, ela é menor em relação a Área de Proteção Ambiental da Bacia do Córrego da Velha, registam um total de 177 espécies de aves para o município da Luz. Este número representa 28,83% das aves registradas para a Bacia do São Francisco, na parte que abrange o estado de Minas Gerais (DINIZ et al., 2013), 22,87% da riqueza encontrada para todo o estado (MATTOS et al., 1993) e 21,15% das aves encontradas no Bioma do Cerrado (SILVA, 1995). A grande representatividade da família *Tyrannidae* era esperada, uma vez que esta é a família de aves mais ricas da região Neotropical (SICK, 1997). Alguns autores já colocaram a hipótese de que espécies desta família são mais tolerantes a ambientes antropicamente alterados (MOTTA-JÚNIOR, 1990; KRUGEL & ANJOS, 2000).

De acordo com Ponço et al. (2013), esse fato pode estar relacionado com o hábito alimentar generalista da maioria das espécies da família *Tyrannidae*, que se adaptam a uma grande variedade de alimentos, bem como a utilização dos mais diferentes espaços de nidificação. A avaliação da frequência com que as espécies foram registradas durante o estudo, indicou que cerca de 65% da avifauna na paisagem rural são classificadas como Menos Frequentes e Infrequentes. Este resultado pode estar relacionado com a presença de espécies migratórias, tais como *Myiodynastes maculatus* (Statius Muller, 1776), *Pyrocephalus rubinus* (Boddaert 1783) e *Tyrannus melancholicus* Vieillot (1819), que são registradas apenas em determinados períodos do ano.

Conforme Anjos (1990), a baixa frequência de algumas espécies pode também estar associada à presença de pequenos fragmentos que não suportam muitas aves, fazendo com que algumas espécies utilizem áreas vizinhas. Uma maior proporção de espécies Infrequente em relação às espécies Frequentes também pode ser observada em vários ambientes afetados antropicamente (MORANTE-FILHO & SILVEIRA, 2012; MENCATO & TRECO 2016; VITORINO et al., 2017)..

Uma maior proporção de insetívoros seguidos de omnívoros, é relatada para ambientes alterados (SILVA et al., 2014; GODOI et al., 2016; RUIZ-ESPARZA et al., 2016; COSAC & SILVANO, 2016; VITORINO et al., 2017). Em paisagens rurais, grupos

compostos maioritariamente por espécies generalistas beneficiam de áreas abertas, tais como pastagens e fronteiras de pequenos fragmentos de floresta que são mantidos como áreas de preservação.

Sick (1997) indicam as aves insetívoras como abundantes e comumente encontradas em regiões tropicais. Observamos um baixo número de aves insetívoras com dieta especializada, tais como espécies das famílias *Dendrocolaptidae* e *Picidae*. De acordo com Almeida (1982), as aves insetívoras tendem a diminuir em habitats mais estruturados, enquanto o número de espécies com dieta mais especializada aumenta.

Um grupo trófico de grande relevância para as áreas afetadas antropicamente é o das aves frugívoras, que podem ser potenciais dispersores de sementes. Este grupo é classificado segundo Lundberg & Moberg (2003) como “ligações móveis”, que são espécies que se movem ativamente na paisagem, tornando-se um elemento de ligação entre fragmentos ou pequenos biótopos que são separados. Algumas espécies, tais como *Tangara sayaca* (Linnaeus 1766), *Tangara palmarum* (Wied 1821) e *Euphonia chlorotica* (Linnaeus 1766), mencionadas por Gonçalves e Vitorino (2014), atuam no processo de dispersão de sementes em ambientes antropicamente afetados, sendo de grande importância para a propagação de propágulos em habitats com baixo número de frugívoros especializados.

Devido à sua importância ecológica, as Florestas Ripícolas são consideradas Áreas de Proteção Permanente, com apoio legal no Brasil. Contudo, segundo Aquino et al. (2012), tais áreas estão ameaçadas em paisagens rurais pelo corte de árvores, atropelamento de gado, tráfego intensivo de máquinas agrícolas, ocupação de áreas impróprias para o cultivo, uso indiscriminado de pesticidas, entre outros.

Em relação ao endemismo da Mata Atlântica, tanto *B. ruficapillus* como *H. ruficapilla* foram registados em pequenos remanescentes florestais. Estes fragmentos fazem parte da Reserva Legal da paisagem rural avaliada, evidenciando a importância das áreas legalmente protegidas para a manutenção das espécies dependentes de áreas naturais. A *Aratinga auricapillus* é a única espécie classificada pela IUCN como Quase Ameaçada (NT) (GONÇALVES & VITORINO 2014). Willis (1979) evidencia a sensibilidade das aves frugívoras, incluindo representantes da família Psittacidae. Segundo o autor, este grupo é rapidamente extinto em pequenos fragmentos, porque necessitam de diferentes espécies de árvores que dão frutos em diferentes estações do ano.

Como observado por Gimenes & Anjos (2000), para outros *Psittacidae*, *A. auricapillus* não se restringe certamente à área de estudo, mas explora-a em diferentes períodos para obter determinados recursos. Outra espécie que vale a pena mencionar é *Orthopsittaca manilatus* (Boddaert 1783). Esta ave tem uma relação estreita com áreas de

Veredas, que são áreas com solos hidromórficos e prevalência de vegetação herbácea, geralmente com a ocorrência de *Mauritia flexuosa* L.f. *Orthopsittaca manilatus*; alimenta-se quase exclusivamente dos frutos de *M. flexuosa*, além de utilizar esta vegetação para nidificar, descansar e refugiar-se (ROTH, 1984).

As Veredas, bem como a Floresta Ripícola, são também classificadas como ecossistemas de preservação permanente e reservas ecológicas. No entanto, este ambiente em paisagens rurais sofre também de pressões antrópicas, tais como a formação de pastagens e a ocupação de gado, que provocam a compactação do solo e suprimem a vegetação herbácea, desencadeando processos de degradação (BAHIA et al., 2009). Devido à ausência de Veredas na paisagem rural avaliada, acredita-se que *O. manilatus* apenas se desloca através dela para fazer uso de Veredas localizadas nas proximidades.

A intensificação do uso humano do solo resultou em paisagens constituídas por vários fragmentos de floresta, imersas numa matriz de zonas urbanas e rurais (TURNER, 1990). A desflorestação e fragmentação florestal é tão severa nos trópicos que as paisagens presentes são altamente fragmentadas em pequenos fragmentos florestais isolados (Melo et al., 2013). Por exemplo, 83,4% dos fragmentos florestais remanescentes na Mata Atlântica brasileira são menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009).

Devido a essa situação dramática, Brancalion et al. (2013) defenderam recentemente a criação de uma nova categoria de área protegida intitulada "Reservas de Restauro", como instrumento para aumentar a cobertura florestal natural e apoiar a conservação da biodiversidade. A ideia subjacente a "Reservas de Restauração" é combinar os esforços de proteção e restauração de pequenos fragmentos florestais numa perspectiva ecológica da paisagem, com o objetivo de reduzir a dívida de extinção de espécies (BRANCALION et al., 2013).

Uma vez que muitas espécies e populações têm uma resposta tardia em relação às perturbações ambientais, tais como perda e degradação do habitat, espera-se uma futura extinção da população e espécies locais (ou seja, dívida de extinção de espécies) (TILMAN et al., 1994, KUUSSAARI et al., 2009). Contudo, existe a possibilidade de inverter tal tendência se ações de conservação, como a restauração de habitats, forem empregadas para tentar aumentar tanto a disponibilidade como a conectividade dos habitats (KUUSSAARI et al., 2009, BRANCALION et al., 2013).

A restauração de áreas junto a fragmentos florestais deverá reduzir os efeitos de borda, bem como proporcionar habitat adicional, o que deverá resultar num aumento do tamanho da população de várias espécies, reduzindo as hipóteses de extinção futura. Um pequeno número de casos demonstrou que as áreas restauradas podem de fato fornecer habitat adicional adequado para espécies florestais (DONNER et al., 2010, REID et al.,

2014), mas são necessários mais dados empíricos para apoiar a ideia de que as "Reservas de Restauração" são capazes de mitigar a dívida de extinção de espécies. Para as espécies de aves, a heterogeneidade de habitat da floresta primária é um forte indicador da ocorrência de espécies com diferentes requisitos ecológicos (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961).

Nos Neotrópicos, a ocorrência de sub-históricos e de aves insetívoras terrestres está correlacionada com a densidade da vegetação (i.e., cipós, sebes e arbustos) do sub-histórico (VOLPATO et al., 2006, STRATFORD & STOUFFER, 2013, MARQUES & ANJOS, 2014). No entanto, as áreas reflorestadas carecem geralmente de variabilidade na estrutura da vegetação, particularmente quando o reflorestamento foi implementado recentemente (DONNER et al., 2010). Neste cenário, a importância das áreas reflorestadas para espécies de aves com requisitos ecológicos únicos não é clara (GIBSON et al., 2011), mas há uma indicação de que as áreas reflorestadas na Austrália, com estrutura de vegetação complexa, são capazes de manter uma elevada riqueza de espécies de aves dependentes da floresta (MUNRO et al., 2011).

Na Amazônia, as aves florestais insetívoras terrestres são sensíveis à modificação do habitat e à fragmentação da floresta (ROBINSON, 1999, STRATFORD & STOUFFER, 1999), sendo raramente encontradas em florestas secundárias regeneradas (BLAKE & LOISELLE, 2001, STRATFORD & STOUFFER, 2013). Além disso, algumas espécies com requisitos ecológicos muito específicos só são encontradas em áreas regeneradas após 30 anos (POWELL et al., 2013). Considerando que as áreas reflorestadas contêm apenas um subconjunto das espécies originais devido a diferenças na vegetação (estrutura, complexidade e riqueza) e que a composição das espécies, pelo menos para as aves, geralmente muda com a idade da área reflorestada (CATTERRALL et al., 2012), poderíamos considerar que as áreas reflorestadas funcionam como um filtro de habitat.

Se esse processo de filtragem do habitat ocorrer de forma não aleatória, é possível identificar quais as características ecológicas sensíveis às áreas reflorestadas (MOUILLOT et al., 2013), fornecendo assim informações importantes para futuras estratégias de conservação. Por exemplo, se certos grupos funcionais se perderem ou em baixa abundância (número de espécies) em áreas reflorestadas, é necessário desenvolver estratégias de gestão ativa para contornar esta perda. As aves são um grupo modelo interessante para estudar esses aspectos, porque desempenham importantes funções ecológicas tais como: dispersão de sementes, predação de sementes, polinização, predação (de animais), necrófagos e algumas espécies são mesmo consideradas como sendo engenheiras de ecossistemas (WHELAN et al., 2008).

Como a maioria dos fragmentos de floresta atlântica são inferiores a 50 ha (RIBEIRO et al., 2009), os nossos locais de estudo representam um cenário realista. Se considerarmos a riqueza das aves, as áreas reflorestadas adjacentes a pequenos fragmentos de floresta tinham igual (RC) ou superior (AR) riqueza em aves. A estrutura do grupo funcional era também semelhante. No entanto, os índices de dissimilaridade de Jaccard eram superiores a 0,5 entre fragmentos florestais e áreas vizinhas reflorestadas, o que indica que nem todas as espécies de aves foram capazes de recolonizar as áreas reflorestadas. Esses resultados sugerem que as áreas reflorestadas foram capazes de aumentar a disponibilidade de habitat, mas apenas para uma seleção específica de espécies de aves (RIBEIRO et al., 2009).

As áreas reflorestadas têm normalmente um menor número de espécies de aves que preferem habitats florestais e as espécies de aves recolonizantes tendem a ser oportunistas, bem como espécies generalistas (CRITESCU et al., 2012). Apoiando esta ideia, os nossos dados mostram que as áreas reflorestadas têm um número mais elevado de espécies que preferem habitats abertos ou de borda. Uma das ideias de "Reservas de Restauração" é mitigar a dívida de extinção de espécies, aumentando a disponibilidade de habitats (BRANCALION et al., 2013).

É importante salientar que as áreas reflorestadas RC e AR foram implementadas recentemente (<10 anos), e a composição das aves muda com a idade de reflorestamento (CATTERRALL et al., 2012). Por conseguinte, seria interessante monitorizar estes locais para avaliar se outras espécies (isto é, espécies dependentes da floresta) serão capazes de colonizar estas áreas reflorestadas num futuro próximo. Em geral, há falta de estudos sobre a recuperação da vida selvagem em áreas reflorestadas (BLOCK et al., 2011), possivelmente porque se assume que se a flora for restabelecida, a vida selvagem regressará às áreas reflorestadas (THOMPSON & THOMPSON, 2004).

No entanto, os animais desempenham uma função importante no ecossistema e se se pretende implementar Reservas de Restauração para reduzir a perda de habitat e melhorar a biodiversidade, as áreas reflorestadas também precisam fornecer habitat apropriado à fauna nativa. As aves tendem a responder bem ao reflorestamento e as áreas reflorestadas apresentarão normalmente uma riqueza de aves semelhante às áreas florestais de referência, contudo, a composição das aves será normalmente diferente (MUNRO et al., 2011, CATTERRALL et al., 2012, FREEMAN et al., 2015). Em contraste, outras taxas animais têm mais dificuldade em recolonizar áreas reflorestadas. Dados sobre áreas de mineração recuperadas na Austrália mostram que os mamíferos, répteis, anfíbios e artrópodes tendem a ter menor riqueza e abundância de espécies em áreas reflorestadas (CRITESCU et al., 2012).

Na Mata Atlântica, a riqueza de formigas era semelhante entre sítios reflorestados e um sítio florestal secundário, mas a composição das formigas era diferente porque as fontes de colonização das áreas reflorestadas eram de agro- ecossistemas próximos (GOMES et al., 2014). Em geral, a composição da fauna das áreas reflorestadas não é muito semelhante antes da perturbação na área, principalmente porque vários especialistas florestais estão normalmente ausentes. Uma razão possível pode ser o fato de microhabitats específicos poderem levar tempo a desenvolver-se em áreas reflorestadas (STANTURF et al., 2014).

Por conseguinte, as Reservas de Restauração por si só podem ter alguma dificuldade em restaurar a função do ecossistema. No entanto, a gestão ativa da área poderia ajudar à recolonização dos especialistas em habitats, adicionando manualmente os micro-habitats indisponíveis (CHRISTIE et al., 2013). Estes micro-habitats poderiam ser construídos artificialmente, tais como caixas de nidificação para garantir a recolonização de espécies de nidificação cavitária, ou a simples introdução de micro-habitats, tais como toros ocos, detritos de madeira e rochas. Por exemplo, após a introdução de pequenas pilhas de detritos lenhosos em locais reflorestados, a espécie de réptil Napoleon's skink (*Egernia napoleonis*) conseguiu colonizar locais reflorestados nas florestas de Jarrah no sudoeste da Austrália (CHRISTIE et al., 2013).

A adição de caixas de nidificação tanto na Mata Atlântica explorada como na subtropical primária resultou num aumento da densidade de nidificação (COCKLE et al., 2010), indicando assim que este procedimento poderia ser uma ferramenta importante para aumentar a presença de espécies de nidificação de cavidades em áreas reflorestadas. No entanto, a gestão ativa nem sempre ajudará a restaurar a fauna local, como foi o caso dos morcegos na Costa Rica, onde a introdução de dormitórios artificiais de morcegos nas terras de pastagem teve um pequeno efeito na regeneração da floresta porque os morcegos raramente visitavam os dormitórios (REID et al., 2013).

O microhabitat apropriado para espécies dependentes da floresta leva tempo a desenvolver-se (STANTURF et al., 2014) e é necessário implementar técnicas de gestão adequadas se os sítios reflorestados quiserem aumentar a disponibilidade de habitat para espécies dependentes da floresta, mesmo quando o sítio de reflorestamento está próximo de um grande fragmento de floresta bem preservado.

Um requisito necessário para ambos os grupos de insetívoros é a presença de estrutura vegetal, tal como alta densidade de vegetação de sub-bosque e de folhagem (VOLPATO et al., 2006, STRATFORD & STOUFFER, 2013, MARQUES & ANJOS, 2014). No caso dos frugívoros, as áreas reflorestadas tinham provavelmente uma menor diversidade de espécies arbóreas que se deveria traduzir numa baixa disponibilidade de

recursos frutíferos ao longo do ano. Além disso, as espécies de nidificação cavitária, tais como pica-paus e papagaios, requerem geralmente grandes árvores para nidificar, que provavelmente não existiam em áreas reflorestadas e pequenos fragmentos florestais. A razão é que os insetívoros terrestres e os insetívoros de bambu são muito sensíveis e requerem micro-habitats muito específicos que raramente estarão presentes em pequenos fragmentos de floresta e áreas reflorestadas (MARQUES & ANJOS, 2014).

Espécies de aves que preferiam habitats florestais foram encontradas com menos frequência em sítios reflorestados, mesmo quando um grande fragmento de floresta se encontrava junto ao sítio reflorestado. Uma descoberta importante foi que a estrutura funcional das aves era semelhante entre pequenos fragmentos de floresta e as suas áreas vizinhas reflorestadas, embora as áreas reflorestadas fossem muito jovens (<10 anos). Isto indica que a restauração pode ser um método eficaz para aumentar a disponibilidade de habitat para as aves (MARQUES & ANJOS, 2014).

Defendemos a utilização de "Reservas de Restauração" como uma importante estratégia de conservação em paisagens que são dominadas por pequenos fragmentos florestais. Contudo, devido ao nosso tamanho de amostra limitado e à utilização de apenas um grupo animal, são necessários mais estudos que incorporem um maior número de fragmentos, maior espectro de fragmentos, conectividade entre fragmentos e sítios reflorestados, e diferentes taxas (por exemplo, outros vertebrados, bem como invertebrados).

2.5 CONCLUSÃO

Com esse trabalho conseguimos ter uma ideia de quão importante as áreas de preservação permanente são para o meio ambiente pois a área de estudo sendo pequena foi encontrado um número considerado até bom de aves, obtendo no final do estudo cinquenta e oito espécie de aves, sendo que as duas famílias que apresentaram maiores números de espécies registradas foram as thraupidae e columbidae com nove e cinco espécies respectivamente registradas. Acreditamos que as informações obtidas neste estudo possam ajudar com a preservação das espécies que residem no local e com a biodiversidade existente na área de preservação permanente da faculdade de Apucarana, sabendo que uma área quanto mais conservada e protegida irá proporcionar um ambiente com números maior de espécies.

Referências

A.L. FARIAS NETO (org.), **Savanas: Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, Embrapa Cerrados, p. 284-300.

ALMEIDA, A.F. 1982. **Análise das categorias de nichos tróficos das aves de matas ciliares em Anhembi, Estado de São Paulo**. *Silvicultura em São Paulo*, 16(3):1787-795.

ANJOS, L. 1990. **Distribuição de aves em uma floresta de araucária da cidade de Curitiba (sul do Brasil)**. *Acta Biológica Paranaense*, 19(1- 4):51-63. <https://doi.org/10.5380/abpr.v19i0.776>.

AQUINO, F.G.; ALBUQUERQUE, L.B. ALONSO, A.M. LIMA, J.E. F.W.; SOUSA, BAHIA, T.O.; LUZ, G.P; VELOSO, M.D.V.; YULE ROBERTA FERREIRA NUNES, R.F.; NEVES, W.V.; LÍLIAN DE LIMA BRAGA, L.L.; LIMA, P.C.V. 2009. **Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas**. *MG. Biota*, 2(3):4-13.

BLAKE, J.G., LOISELLE, B.A., 2001. **Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica.** *The Auk* 108, 114–130.

BLOCK, W.M., et al., 2011. **Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife.** *Restor. Ecol.* 9, 293–303, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x>.

BORGES, L. A. C. **aspectos técnicos e legais que fundamentam o estabelecimento das áreas de preservação permanente (app).** 2008. 193f. tese (doutorado em engenharia florestal), universidade federal de lavras, lavras, 2008; acesso disponível em: [file:///c:/users/user/downloads/17510-texto%20do%20artigo-63859-1-10-20180702%20\(2\).pdf](file:///c:/users/user/downloads/17510-texto%20do%20artigo-63859-1-10-20180702%20(2).pdf).

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; PEREIRA, J. A. A.; JUNIOR, L. M. C.; BARROS, D. A. **Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. ciência rural, santa maria,** v. 41, n. 7, p. 1202-1210, 2011. disponível em <file:///c:/users/user/desktop/5anos/17510-texto%20do%20artigo-63859-1-10-20180702.pdf>.

BRASIL. 2012. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 29 abr. 2021.

CATTERALL, et al., 2012. **A restauração ativa de florestas tropicais pode resgatar a biodiversidade? Um caso com indicadores de comunidade de aves.** *Biol. Conserv.* 146, 53–61, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.0033>.

CHRISTIE, K., et al., 2013. **Preferência de microhabitat de *Egernia napoleonis* na floresta não perturbada de Jarrah, e disponibilidade e introdução de microhabitats para encorajar a colonização de floresta restaurada.** *Restor. Ecol.* 21, 722–728, Disponível em: <http://www.cmbconsultoria.com.br/servicos/monitoramento/ecovillas/novembro-2007/o-papel-das-aves/>

COCKLE, K.L., MARTIN, K., DREVER, M.C., 2010. **Fornecimento de densidade de ninhos nos limites dos buracos das árvores de aves que nidificam em cavidades na Floresta Atlântica primária e subtropical explorada.** *Biol. Conserv.* 143,2851–2857, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.002>.

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária.** *revista ambiente e água, Taubaté,* v. 6, p. 104-117, 2011. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/28633> acesso em 20 abr. 2021.

COSAC, D.C.S.; SILVANO, D.L. 2016. **The contribution of an urban park to the conservation of birds in Federal District, Brazil.** *Atualidades Ornitológicas,* 193:33-40.

DINIZ, M.G.; MAZZONI, L.G.; D'ANGELO NETO, S.; VASCONCELOS, M.F.;

DONNER, D.M., RIBIC, C.A., PROBST, J.R., 2010. **Patch dynamics and the timing of colonization–abandonment events by male Kirtland’s Warblers in an early succession habitat.** *Biol. Conserv.* 143, 1159–1167, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.023>

E.S. 2012. **Cerrado: Restauração de Matas de Galeria e Ciliares.** Brasília, Embrapa, 40 p.

FREEMAN, A.N.D., CATTERALL, C.P., FREEBODY, K., 2015. Use of GATTI, BERNARDETE A. **estudos quantitativos em educação. educação e pesquisa,** São Paulo, v.30, n.1, p. 11-30, jan./abr. 2004, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 13, jan./abr. 2004.

GIBSON, L., et al., 2011. **As florestas primárias são insubstituíveis para sustentar a biodiversidade tropical.** *Nature* 478, 378–383, <http://dx.doi.org/10.1038/nature10425>.

GIMENES, M.R.; ANJOS, L. 2000. **Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, Norte do Paraná, Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(1):263-271. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752000000100023>.

GODOI, M.N.; SOUZA, F.L.; LAPS, R.R. ; RIBEIRO, D.B. 2016. **Os efeitos dos gradientes floresta-savana-pastagem nas comunidades de pássaros do domínio das Florestas Secas de Chiquitano, no oeste do Brasil.** *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (2016) 88 (3 Supl.): 1755-1767.

GOMES, E.C.F., et al., 2014. **Assembleias de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em três diferentes estágios de regeneração florestal em um fragmento de Mata Atlântica em Sergipe, Brasil.** *Sociobiology*61, 250–257, <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v6li3.250-257>.

GONÇALVES, G.L.; VITORINO, B.D. 2014. **Comportamento alimentar de aves em Cecropia pachystachya Trécul (Urticacea) em um ambiente urbano no município de Luz, Minas Gerais, Brasil.** *Biota Amazônia*, 4(3):100-105. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v4n3p100-105>

ICMBIO. Disponível em https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/avaliacao-do-risco-deextincao?option=com_icmbio_fauna_brasileira&task=listaavaliacaoextincao.

KUUSSAARI, et al., 2009. **Dívida de espécies: um desafio para a conservação das espécies.**

LINDENMAYER, DAVID, B.; MARGULES, CHRIS R.; BOTKIN, DANIEL B. **Indicadores da biodiversidade para o manejo florestal ecologicamente sustentável.** *biologia da conservação*, v. 14, n. 4, pág. 941-950, 2000.

LOPES. (org.), **Escassez Hídrica e Restauração Ecológica no Pantanal - Recuperação das nascentes e fragmentos de mata ciliar do córrego no Assentamento Laranjeiras I e mobilização para a conservação dos recursos hídricos no Pantanal mato-grossense.** Cuiabá, Carlini & Caniato, p. 53-167.

LUNDBERG, J.; MOBERG, F. 2003. **Organismos de ligação móvel e funcionamento do ecossistema: implicações para a resiliência e gestão do ecossistema.** *Ecosystems*, 6: 87-98. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0150-4>

MACHADO, R.B.; AGUIAR, L.M.S.; CASTRO, A.A.J.F.; NOGUEIRA, C.C.; RAMOS; MARQUES, F.C., ANJOS, L., 2014. **Sensibilidade à fragmentação e distribuição espacial de aves em fragmentos florestais do norte do Paraná.** *Biota Neotrop.* 14 (3), 1–8, <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0603001513>.

MELO, F.P.L., et al., 2013. **Na esperança de paisagens tropicais amigas da biodiversidade.** *Trends Ecol. Evol.* 28, 462–468, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>.

MENCATO, A.A.; TRECO, F.R. 2016. **Estrutura e composição da avifauna em um ambiente rural no sul do Brasil.** *Ciência, Tecnologia & Ambiente*, 3(1):12-20.

MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; ANJOS, L. 2009. **Sobre a possível extinção de espécies de pássaros na planície de inundação do alto rio Paraná.** *Brazilian Journal of Biology*, 69 (2, Supl.): 747-755. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300028>.

MORANTE FILHO, J.C.; SILVEIRA, R.V. 2012. **Composição e estrutura trófica da comunidade de aves de uma área antropizada no oeste do estado de São Paulo.** *Atualidades Ornitológicas*, 169:33-40.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. 1990. **Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo.** *Ararajuba*, 1:65-71.

MOUILLOT, D., et al., 2013. **Uma abordagem funcional revela as respostas da comunidade a perturbações.** *Trends Ecol. Evol.* 28 (3), 167–177, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.

MUNRO, N.T., et al., 2011. **Resposta de Bird à revegetação de estrutura e florística diferentes - os “plantios de restauração” estão restaurando as comunidades de pássaros?** *Restor. Ecol.* 19, 223–235, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00703.x>. **Aves neotropicais: Ecologia e Conservação.** Chicago, The University of Chicago Press, 478 p.

NETO, M.B. 2008. **Caracterização da Fauna e Flora do Cerrado.** In: F.G. FALEIRO;

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CASTA, F.A.F. 2002. **Avifauna de Lavras e municípios adjacentes, Sul de Minas Gerais e comentários sobre sua conservação.** *Unimontes Científica*, 4(2):1-14.

PERILLO, A.; BENEDICTO, G.A. 2013. **Síntese histórica da avifauna da bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais, Brasil.** *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20 (3): 329-349.

PIACENTINI, Vítor de Q. et al. **Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos.** *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015. Disponível em: file:///C:/Users/User/Desktop/5anos/1322-3619-1-PB.pdf.

- PONÇO, J. V.; TAVARES, P.R.A.; GIMENES, M.R. 2013. **Riqueza, composição.** *Trends Ecol. Evol.* 24, 564571, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>. MacArthur, R.H., MacArthur, J.W., 1961. On bird species richness. *Ecology* 42, 594–598.
- POWELL, L.L., STOUFFER, F.C., JOHNSON, E.I., 2013. **Recovery of under story Restored habitat by rainforest birds is limited by spatial context and species' functional traits but not by their predicted climate sensitivity.** *Biol. Conserve.* 186, 107–114, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.005>
- REID, J.L., et al., 2014. **O contexto da paisagem medeia a escolha do habitat das aves na restauração da floresta tropical.** *PLOS ONE* 9 (3), e90573, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0090573>.
- REID, J.L., HOLSTE, E.K., ZAHAWI, R.A., 2013. **Os abrigos artificiais de morcegos não aceleraram a regeneração da floresta em pastagens abandonadas no sul da Costa Rica.** *Biol. Conservar.* 167, 9–16, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.026>.
- RIBEIRO, M.C., et al., 2009. **Mata Atlântica brasileira: quanto resta e como se distribui o restante da floresta? Implicações para a conservação.** *Biol. Conservar.* 142, 1141–1153, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- ROBINSON, W. D. 1999. **Mudanças de longo prazo na avifauna da Ilha Barro Colorado, Panamá, um isolado de floresta tropical.** *Conserv. Biol.* 13, 85–97, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97492.x>. Rossi, J.P., 2011.
- ROCHA, P.A.; FERRARI, S.F. 2016. **Inventário de aves no descanso costeiro de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural no Nordeste do Brasil.** *Neotropical Biology and Conservation*, 11 (2): 51-61. <https://doi.org/10.4013/nbc.2016.112.01>
- ROTH, P. 1984. **Repartição do habitat entre psitacídeos simpátricos no Sul da Amazônia.** *Acta Amazonica*, 14(1-2):175-221. <https://doi.org/10.1590/1809-43921984142221>.
- RUIZ-ESPARZA, J.; SILVESTRE, S.M.; MOURA, V.S.; ALBUQUERQUE, N.M.; TERRA, R.F.C.; MENDONÇA, L.M.C.; DIAS, D.M.; BELTRÃO-MENDES, R.; SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J; MARGULES, CR. 1991. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.** *Conservation Biology*, 5(1):18-32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x> SICK, H. 1997.
- SILVA, F.C.; SILVA, G.G.; CHAGAS, M.O.; JUNG, D.M.H. 2014. **Composição da comunidade de aves em área urbana no sul do Brasil.** *Neotropical Biology and Conservation*, 9(2):78-90. <https://doi.org/10.4013/nbc.2014.92.02>
- SILVA, J.M.C. 1995. **Birds of the Cerrado Region, South America.** *Steenstrupia*, 21:69-92.
- STANTURF, J.A., PALIK, B.J., DUMROESE, K., 2014. **Restauração florestal contemporânea: uma revisão enfatizando a função.** *Forest Ecol. Gerir.* 331, 292–323, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029>.
- STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A. & MOSKOVITS D. K. 1996. **Aves Neotropicais: ecologia e conservação.** Chicago, University of Chicago Press. 478p.

- STRATFORD, J.A., STOUFFER, P.C., 1999. **Extinções locais de pássaros insetívoros terrestres em uma paisagem fragmentada perto de Manaus, Brasil.** *Conserv. Biol.* 13, 1416–1423, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97492.x>.
- STRATFORD, J.A., STOUFFER, P.C., 2013. **Associações de microhabitats de aves insetívoras terrestres na floresta amazônica e florestas secundárias.** *J. Field Ornithol.* 84, 1–12, <http://dx.doi.org/10.1111/jof.12000>.
- STRATFORD, J.A., STOUFFER, P.C. **estrutura de comunidades de aves em gradientes vegetacionais da Serra da Bodoquena, Oeste do Brasil.** 2015. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88 (1): 211-225. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620140723>.
- SUTHERLAND, W.J. 2000. **The conservation handbook: research, management and policy.** Oxford, Blackwell Science, 278 p.
- THOMPSON, S.A., THOMPSON, G.G., 2004. **Adequação das práticas de monitoramento de reabilitação na indústria de mineração da Austrália Ocidental.** *Ecol. Gerir. Restor.* 5, 30–33, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-8903.2004.00172.x>.
- TILMAN, T., et al., 1994. **Destruição de habitat e a dívida das espécies.** *Nature* 271, 65-66.
- TURNER, H.G., 1990. **Spatial and temporal analysis of landscape patterns.** *Landsc. Ecol.* 4 (1), 21–30, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02573948>.
- TURNER, I. M., 1996, **Perda de espécies em fragmentos de florestas tropicais: uma revisão das evidências.** *J. Appl. Ecol.*, 33: 200-209.
- VITORINO, B.D.; FROTA, A.V.B.; ANGÊLO, M.; NUNES, J.R.S. 2017. **Avifauna associada a duas áreas de nascentes no Assentamento Laranjeira I, Província Serrana, Cáceres-MT.**
- VITORINO, B.D.; FROTA, A.V.B.; NUNES, R.D. 2016. **Registro documentado do migrante sabiá-ferreiro (*Turus subalaris*) (Turdidae, Passeriformes) no oeste do Estado de Mato Grosso, Brasil.** *Biota Amazônia*, 6(4):102-103. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n4p102-103>
- WILLIS, E.O. 1979. **A composição das comunidades aviárias em matas remanescentes no sul do Brasil.** *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33:1-25.
- VOLPATO, G.H., et al., 2006. **Passeriformes terrestres em um remanescente de Mata Atlântica do Sul do Brasil.** *Braz. J. Biol.* 66, 473–478, <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000300013>.
- WHELAN, C.J., WENNY, D.G., Marquis, R.J., 2008. **Serviços ecossistêmicos fornecidos por pássaros.** *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 25–60, <http://dx.doi.org/10.1196/annals.1439.003>.

Anexos

Quadro 1: Lista de espécies encontradas no Fundo de Vale da FAP.

Nome popular	Nome Científico	Família	Ordem
Alma de gato	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Cuculidae	Cuculiformes
Andorinha doméstica grande	<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Hirundinidae	Passeriformes
Anu branco	<i>Guira Hirundinídea</i> (Gmelin, 1788)	Cuculidae	Cuculiformes
Anu preto	<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Cuculidae	Cuculiformes
Araçari castanho	<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	Ramphastidae	Piciformes
Asa-de-telha	<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	Icteridae	Passeriformes
Beija-flor-de-fronte- violeta	<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	Trochilidae	Apodiformes
Bem-te-vi	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Tyrannidae	Passeriformes
Bem-te-vi pequeno	<i>Conopias trivirgatus</i> (Wied, 1831)	Tyrannidae	Passeriformes
Bemte-vi-rajado	<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Tyrannidae	Passeriformes
Benedito-de-testa- amarela	<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	Picidae	Piciformes
Canário da terra verdadeiro	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes
Carcará	<i>Caracara plancus</i> Miller, 1777	Falconidae	Falconiformes
Chupim	<i>Molothrus bonariensis</i> Gmelin, 1788	Icteridae	Passeriformes
Coleirinho	<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	Thraupidae	Passeriformes
Corruira	<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	Troglodytidae	Passeriformes
Coruja buraqueira	<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	Strigidae	Strigiformes
curiango	<i>Nyctidromus albicollis</i> Gmelin, 1789	Caprimulgidae	Caprimulgiforme
sCuricaca	<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Threskiornithida e	Pelecaniformes
Falcão-de-coleira	<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	Falconidae	Falconiformes
Garça-moura	<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Ardeidae	Pelecaniformes
Gavião caburé	<i>Micrastur ruficollis</i> Vieillot, 1817	Falconidae	falconiformes
Gavião peneira	<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	Accipitridae	Accipitriformes
Gralha-picaça	<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	Corvidae	Passeriformes
Guaxe	<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	Icteridae	Passeriformes
João de Barro	<i>Furnarius rufus</i> Gmelin, 1788	Furnariidae	Passeriformes
João-porca	<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	Furnariidae	Passeriformes
Maitaca-verde	<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	Psittacidae	Psittaciformes
Mariquita	<i>Setophaga pitayumi</i> (Vieillot, 1817)	Parulidae	Passeriformes
Martim-pescador-verde	<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Alcedinidae	Coraciiformes
Pardal	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Passeridae	Passeriformes
Periquitão-maracanã	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	Psittacidae	Psittaciformes
Petrim	<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzelin, 1859	Furnariidae	Passeriformes
Pia-cobra	<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	Parulidae	Passeriformes
Pica-pau verde	<i>Picus viridis</i> Linnaeus, 1758	Picidae	Piciformes
Pitiguari	<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Vireonidae	Passeriformes
Pomba de bando	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Columbidae	Columbiformes
Pombão/ Asa-branca	<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Columbidae	Columbiformes
Pula-pula	<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Parulidae	Passeriformes
Quero-quero	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Charadriidae	Charadriiformes
Risadinha	<i>Campostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Tyrannidae	Passeriformes
Rolinha picui	<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	Columbidae	Columbiformes
Rolinha-de-asa-canela	<i>Columbina minuta</i> Linnaeus, 1766	Columbidae	Columbiformes
Rolinha-roxa	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	Columbidae	Columbiformes
Sabia laranjeira	<i>Turdidae Rafinesque, 1815</i>	Turdidae	passeriformes
Sabiá parda	<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	turdidae	passeriformes
Sabiá poca	<i>Turdidae Rafinesque, 1815</i>	Turdidae	Passeriformes
Saí-andorinha	<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Thraupidae	Passeriformes
Saí-azul	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes
Sanhaçu-cinzento	<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes
Sanhaçu-papa-laranja	<i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Thraupidae	Passeriformes
Saracura do brejo	<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	Rallidae	Gruiiformes
Suindara	<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)	Tytonidae	Strigiformes
Surucua-de-peito-azul	<i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817)	Trogonidae	Trogoniformes
Tico-tico	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Passerellidae	Passeriformes
Tie preto	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Thaupidae	passariformea
Tie do topete amarelo	<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	Thraupidae	Passeriformes
Tiziu	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Thraupidae	Passeriformes
Tucano do bico verde	<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	Ramphastidae	Piciformes
Urubu de cabeça preta	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Cathartidae	Cathartiformes

ANEXO A –NORMAS DA REVISTA

NORMAS PARA A PUBLICAÇÃO DE ARTIGOS - REVISTA F@PCIÊNCIA

Os artigos encaminhados serão submetidos à avaliação de até três consultores, especialistas na área atinente à temática do artigo, e a aprovação do Comitê Editorial da F@P CIÊNCIA, com base nas Normas Próprias de Publicação da Revista Eletrônica.

O ISSN da revista eletrônica é 1984-2333 e o título abreviado é **F@P Cien.**, forma que deve ser usada em bibliografias, notas de rodapé, referências e legendas bibliográficas.

Serão aceitos trabalhos para as seguintes seções:

- (1) **Revisão** – revisão da literatura;
- (2) **Artigos** – resultado de pesquisa de natureza empírica, experimental ou conceitual (mínimo de 05 e o máximo de 12 laudas);
- (3) **Notas** – nota prévia, relatando resultados parciais ou preliminares de pesquisa;
- (4) **Resenhas** – resenha crítica de livro (As Resenhas poderão ter no máximo três páginas e deverão tratar de livros publicados nos últimos 05 anos);
- (5) **Fórum** – seção destinada à publicação de 2 a 3 artigos coordenados entre si, de diferentes autores, e versando sobre tema de interesse atual.

Os autores devem submeter os manuscritos no formato eletrônico, exclusivamente, por meio do endereço fapciencia@fap.com.br, já configurados para o papel A4, observando as seguintes indicações do arquivo:

- **salvo** em modo “doc” ou “rtf”;
- **margens** sup/esq de 3 cm e inf/dir de 2 cm;
- **fonte** Arial 12 no corpo do texto. (Em nota de rodapé, a fonte é Times New Roman 10, alinhada à esquerda);
- **espaçamento** entre linhas de 1,5 cm.

Os textos deverão ser escritos em português e as figuras, gráficos e tabelas, se necessários, devem ser incluídos diretamente no texto no formato JPG, JPEG ou GIF, nos locais adequados e não em anexo, seguindo as normas da ABNT. Veja modelo no [Guia de Normas Trabalhos Acadêmicos](#), no site da FAP.

Na primeira página figurará:

1) **Título do trabalho** (Arial, tamanho 12, negrito, centralizado e caixa alta, sem ponto final);

2) **Autoria** (graduando e orientador – um abaixo do outro (apenas o autor graduando sublinhado), alinhados à direita, fonte arial 12, primeiro sobrenome por extenso em caixa alta, vírgula, nome com a abreviação das iniciais, indicando numeração de referência com especificação em nota de rodapé);

Exemplo:

**O USO DA REALIDADE VIRTUAL COMO RECURSO FISIOTERAPÊUTICO EM
PACIENTE COM PARALISIA CEREBRAL: ESTUDO DE CASO**

PARRA, R. R. G.¹
ANDOLFATO, K. R.²
ARREBOLA, M. S.³

3) **Nota de rodapé** na nota constará a descrição do(s) autor(es): nome completo por extenso, instituição a que pertence, fonte financiadora (quando necessário), ano, e email de contato (fonte 10, Times New Roman, alinhado à esquerda, espaçamento simples);

Exemplo:

¹ Raquel Ribas Gallo Parra. Graduanda do Curso de Fisioterapia da Faculdade de Apucarana – FAP. Apucarana – Pr. 2019. Contato: raquel.ribas96@hotmail.com

² Kleber Rogério Andolfato. Orientador da pesquisa. Coordenador e Docente do Curso de Fisioterapia da Faculdade de Apucarana – FAP. Apucarana – Pr. 2019. Contato: kleber.andolfato@fap.com.br

³ Mayenne Souza Arrebola. Coorientadora da pesquisa. Preceptora do Curso de Fisioterapia da Faculdade de Apucarana – FAP. Apucarana – Pr. 2019.