



Universidade Estadual de Londrina

PROJETO DE PESQUISA

POTENCIAL DE RESILIÊNCIA DE ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA IMPACTADAS POR AÇÃO ANTRÓPICA

Coordenador: Luiz dos Anjos.

Colaboradores: Gabriela Menezes Bochio, Hugo Reis Medeiros, José Marcelo Torezan, Larissa Corsini Calsavara e Fernando José Farneda Freitas.

Londrina 2012.

POTENCIAL DE RESILIÊNCIA DE ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA IMPACTADAS POR AÇÃO ANTRÓPICA

Autores: Luiz dos Anjos e Gabriela Menezes Bochio

Introdução

As atividades antrópicas têm alterado em alguma medida o ambiente natural. Extinção local de espécies é, por exemplo, comumente detectada em paisagens florestais fragmentadas por ação antrópica (e.g. Debinski e Holt, 2000). O bioma Mata Atlântica é considerado um dos principais *hotspots* de biodiversidade do planeta e uma das atuais prioridades para conservação nos trópicos (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2002). Na porção ao sul do Brasil, mais especificamente o estado do Paraná, este bioma apresenta o predomínio de três tipos de ecossistemas florestais: Ombrófila Densa, Ombrófila Mista e Estacional Semidecidual.

Algumas formas de análise ambiental têm sido desenvolvidas para avaliar a qualidade ambiental local e assim estabelecer locais prioritários para a conservação, como os índices de Integridade Biótica, de Diversidade Funcional e de Serviços Ecológicos. O primeiro Índice de Integridade Biótica (IIB) foi proposto por Karr (1981) para avaliar assembléias de peixes de diferentes riachos da região centro-norte dos Estados Unidos. Com base nos valores de IIB obtidos, Karr (1981) estabeleceu quais riachos teriam prioridade de conservação em função de uma maior integridade biótica. Assim assembléias de peixes serviram como indicadores biológicos da qualidade ambiental. Tal procedimento de análise desenvolvido por Karr (1981) foi adotado para outros grupos taxonômicos para obtenção do IIB em diversos tipos de ecossistemas. Na verdade esta ferramenta de análise tem sido amplamente utilizada na integridade biótica local em diversos ecossistemas, auxiliando os conservacionistas e os tomadores de decisão no estabelecimento de prioridades para a conservação da biodiversidade (Pont

et al., 2006). As prioridades para conservação indicariam, por exemplo, áreas a serem transformadas em Reservas ou áreas a serem restauradas.

Os grupos mais utilizados para obtenção de valores locais de IIB são plantas (e.g. Mack, 2004), peixes (e.g. Lyons et al., 2000), anfíbios (e.g. Micacchione, 2002), macroinvertebrados (e.g. Couceiro et al., 2012) e aves (e.g. Glennon e Porter, 2005). No caso das aves, índices de integridade biótica já foram aplicados para diferentes tipos de ambientes como, ambientes ripários (Bryce et al., 2002), ambientes de campos (Coppedge et al., 2006) e ambientes florestais (O'Connell et al., 2007).

Os fragmentos florestais e suas comunidades de aves vêm sendo investigados há vários anos nos diferentes tipos de ecossistemas florestais no estado do Paraná (e.g. Anjos et al., 1997, Anjos et al., 2010, Anjos et al., 2011). Para grandes áreas contínuas de floresta os padrões de diversidade e abundância das espécies de aves já estão bem documentados para os três diferentes tipos florestais (Anjos et al., 2011). Na paisagem fragmentada da floresta estacional semidecidual diversos fragmentos florestais variando entre diferentes tamanhos e graus de conectividade já foram investigados (Anjos 2001a,b, Anjos et al., 2004, Anjos & Boçon, 1999; Gimenes e Anjos, 2003). Esses estudos resultaram em padrões de sensibilidade local para várias espécies de aves (Anjos, 2006), assim como possibilitaram a obtenção de valores de integridade biótica para diversas localidades para este ecossistema florestal (IIB; Anjos et al., 2009). O IIB foi formulado a partir de um estudo em 39 fragmentos florestais da região norte do estado do Paraná. Esse índice utiliza 30 espécies de aves, dez em cada nível, em três diferentes níveis de sensibilidade à fragmentação florestal; alta, média e baixa. O valor do índice é calculado a partir de uma média ponderada entre o número de espécies encontradas, nos locais de interesse, em cada nível de sensibilidade multiplicadas por seus respectivos pesos (ver Anjos et al., 2009). De acordo com as estimativas desse

índice, o fragmento maior e mais preservado, o qual foi utilizado também como referência, o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) foi o que apresentou o maior valor de IIB. Um segundo fragmento com alta integridade biótica foi o fragmento não considerado de grande porte (184 ha). Entretanto este segundo fragmento apresentava ligação por um corredor florestal a outro fragmento de porte médio (393 ha), totalizando uma grande área de floresta (577 ha). Fragmentos florestais menores, isolados e mais perturbados (fragmentos urbanos) tendem a ter menores valores de IIB, como realmente foi constatado na paisagem analisada (Anjos et al., 2009).

Dada a grande taxa de modificação de habitat pela ação antrópica é de grande importância avaliar as mudanças na biodiversidade com diferentes tipos de abordagens (Barragán et al., 2011). Para isso, além de IIB, temos outra ferramenta promissora que é o Índice de Diversidade Funcional. Recentemente, estudos sobre a diversidade biológica começaram a incorporar o conceito de diversidade funcional (Schleuter et al., 2010). A definição mais utilizada na literatura para diversidade funcional é “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman, 2001). Ou seja, a diversidade funcional é um componente da biodiversidade a qual expressa o grau de diferenças funcionais entre as espécies, isto é, a forma como as espécies utilizam os recursos (Barragán et al., 2011). Dessa forma, medir as estimativas de diversidade funcional significa medir a diversidade de características funcionais, que são os componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade (Cianciaruso et al., 2009). Diversas medidas de diversidade funcional estão surgindo dado o crescente interesse dentro da Ecologia por esse tema (Cianciaruso et al., 2009). Assim, podemos investigar a diversidade funcional com duas diferentes abordagens (Cianciaruso et al., 2009): medidas categóricas e medidas contínuas. Essas medidas diferem no que diz respeito à

informação que contêm e na maneira com que quantificam a diversidade funcional (Petchey e Gaston, 2006).

Na abordagem utilizando medidas categóricas, as espécies de uma comunidade alvo são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro de um mesmo grupo funcional sejam mais similares entre si do que com espécies de grupos funcionais diferentes (Cianciaruso et al., 2009), ou seja, a separação das espécies em diferentes grupos funcionais atribui um papel funcional e suas relações dentro do ecossistema (Buchman et al., 2007). Assim, cada categoria (grupo funcional) de espécies desempenha uma função específica relacionada a processos biológicos do ecossistema que podem variar desde a dieta, estrato e local de nidificação, e tipo de habitat (Sekercioglu, 2006a). A perda de grupos específicos (por exemplo, a perda de um ou vários grupos funcionais) pode resultar na desestabilização das comunidades ecológicas além da perda imediata de agentes ecológicos (Gonzalez e Chaneton, 2002) levando assim a importantes implicações para a funcionalidade ecossistêmica (Sekercioglu, 2002, 2006a, 2006b). Essa abordagem categórica já foi utilizada para investigar as diferenças no potencial de ocupação de grupos funcionais de aves em fragmentos florestais com diferentes graus de perturbação antrópica e em reflorestamentos de espécies vegetais nativas com diferentes idades em uma paisagem fragmentada de floresta estacional semidecidual no norte do estado do Paraná (Santos-Junior e Anjos, em elaboração). Nesse estudo, eles encontraram alterações na composição de grupos funcionais ao longo do gradiente de perturbação, sendo que os grupos mais exigentes ambientalmente estiveram presentes apenas no fragmento melhor preservado (o fragmento utilizado como referência) e no reflorestamento mais antigo (Santos-Junior e Anjos, em elaboração).

A abordagem que utiliza medidas contínuas não utiliza a separação em grupos específicos; consiste em medir o grau de complementaridade entre as espécies em um espaço n-dimensional de características funcionais (Petchey e Gaston, 2002). Ou seja, mede a dispersão dos pontos (espécies) nesse espaço n-dimensional de características funcionais (ver Cianciaruso et al., 2009). A partir dessa definição é construída uma matriz com as espécies posicionadas nas linhas e as características funcionais nas colunas, com o qual é calculado o índice de diversidade funcional (ver Petchey e Gaston 2002, 2007, Cianciaruso et al., 2009, Batalha et al., 2010). Grandes diferenças entre os valores das características das espécies representam maior complementaridade de características funcionais e assim maiores valores de índice de diversidade funcional (Petchey e Gaston 2002, Batalha et al., 2010). A diversidade funcional é uma ferramenta que pode ser utilizada para prever as consequências funcionais na mudança na biota causadas por ação antrópica (e.g Chapin et al., 2000; Loreau et al., 2002), mostrando-se mais interessante na avaliação e monitoramento de impactos ambientais quando comparada com a riqueza de espécies (Ernst et al., 2006). Ela avalia o grau em que as espécies realizam funções ecológicas semelhantes dentro de um dado ecossistema, ou seja, o nível de redundância funcional (Bihn et al., 2010). Assim, medir a diversidade funcional pode ser muito eficiente no que diz respeito à resistência do ecossistema frente às perturbações.

Pouco ainda é conhecido sobre as potenciais consequências da perda da diversidade funcional e o que isso acarreta para os serviços ecológicos. Serviços ecológicos são “processos naturais prestados pelo ecossistema que beneficiam os seres humanos” (Whelan et al., 2008). Assim, outra ferramenta importante é o Índice de Serviços Ecológicos. As mudanças nas proporções de espécies em grupos funcionais podem resultar na desestabilização das comunidades ecológicas além da perda imediata

de agentes ecológicos (Gonzalez e Chaneton, 2002). A perda de funções desempenhadas por certas espécies especialistas podem não ser desempenhadas por outras (Sekercioglu, 2006). Assim, alguns serviços ecossistêmicos fundamentais podem ser comprometidos, como a polinização (Elmqvist et al., 2003; Anderson et al., 2011), a dispersão de sementes (Howe e Smallwood, 1982; Nathan e Muller-Landau, 2000; Cordeiro e Howe, 2003) e o controle de herbívoros (Van Bael et al., 2008; Tscharntke et al., 2008; Barbaro e Battisti, 2011). Um estudo com enfoque no grupo aves e em serviços ecológicos foi realizado em fragmentos florestais de floresta estacional semidecidual com diferentes graus de perturbação antrópica e em reflorestamentos de espécies vegetais nativas com diferentes idades na região norte do estado do Paraná (Santos-Junior e Anjos, em elaboração). Aquele estudo investigou como a distribuição das espécies de aves agrupadas em diferentes categorias de serviços ecológicos estaria distribuída ao longo dessa paisagem perturbada (Santos-Junior e Anjos, em elaboração). Eles encontraram que a estrutura dos serviços ecológicos prestados pelas aves sofreu alterações significativas entre as áreas estudadas, sendo os serviços de dispersão e controle de insetos os mais afetados nessa paisagem (Santos-Junior e Anjos, em elaboração).

No caso da vegetação, uma ferramenta utilizada na avaliação da qualidade de fragmentos florestais são os métodos conhecidos como de avaliação rápida (Abate 1992). O objetivo principal dos métodos de avaliação rápida consiste em avaliar o estado ecológico de um ecossistema de forma rápida e barata utilizando um conjunto finito de indicadores observáveis em campo (Abate, 1992; Sayre et al., 2000; Stapanian et al., 2004; Allen, 2009). Um dos métodos de avaliação rápida mais promissor é a Avaliação Ecológica Rápida (AER) que consiste basicamente em levantamentos

fléxíveis, acelerados e direcionados das espécies e tipos vegetacionais (Sayre et al., 2000).

A AER foi originalmente desenvolvida pela organização não governamental The Natural Conservancy (TNC). A primeira AER foi realizada na floresta subtropical úmida de Mbaracayú no Paraguai com a finalidade de identificar habitats prioritários para conservação (Abate, 1992). As AERs são de fácil utilização e reprodução e tem o objetivo de reduzir o custo e o tempo gastos para avaliar o estado de conservação de áreas naturais de interesse (Sayre et al., 2000; Allen, 2009). Diversos estudos empregaram o método de AER para inferir o estado de conservação de ecossistemas naturais, identificar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e para avaliar a influência de impactos antrópicos sobre ecossistemas selecionados (Santos et al., 2003; Fonseca et al., 2004; Allen, 2009). Uma AER foi aplicada para verificar o estado de conservação de fragmentos florestais utilizando como indicadores a presença de algumas espécies vegetais de relevância especial relacionadas com a comunidade vegetal do ecossistema da Floresta Estacional Semidecidual, como por exemplo, epífitas vasculares, palmiteiros (*Euterpe edulis*, Arecaceae) e Peroba Rosa (*Aspidosperma polyneuron*, Apocynaceae; Medeiros e Torezan *in press*). Esse estudo foi realizado em 21 fragmentos florestais na região norte do Estado do Paraná. Os maiores valores encontrados de AER foram para as duas maiores unidades de conservação da região; o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) com aproximadamente 650 hectares (área de referência) e o Parque Estadual Mata São Francisco (PEMSF) com aproximadamente 828 hectares. Em contrapartida, os menores valores de AER foram encontrados para os fragmentos perturbados aqueles envolvidos por uma matriz urbana ou de tamanhos muito reduzidos (Medeiros e Torezan, *in press*). As AERs, por fornecerem informações ecológicas básicas das comunidades locais e de suas ameaças de maneira direcionada,

são de fácil aplicação em campo e eficácia (Sayre et al., 2001). Mostram-se como ferramenta ideal para a determinação da complexidade e assim, o estado de conservação da vegetação do estrato inferior de uma floresta por exemplo.

Em paisagens com o predomínio da Floresta Ombrófila Mista, um estudo utilizando técnicas de sensoriamento remoto e visitas a campo avaliou o estado de conservação dos remanescentes florestais onde este tipo florestal se apresenta em maior extensão; o estado do Paraná (Castella e Britez, 2004). Foi realizado o mapeamento e o diagnóstico da diversidade com base nos estágios sucessionais da vegetação considerando uma gradação de menor para maior diversidade. As florestas denominadas como em estágio inicial de sucessão compreenderam as florestas intensamente exploradas, normalmente apresentando apenas um estrato, baixa diversidade florística e estágios iniciais de recuperação do solo. As florestas em estágio médio de sucessão compreenderam diferentes situações como; áreas abandonadas em processo de recuperação e áreas de florestas desenvolvidas e que foram intensamente degradadas, mas que conservaram ainda certa diversidade florística. Já as florestas em estágio avançado de sucessão compreenderam as florestas de maior diversidade, apresentando um sub-bosque bem desenvolvido, maior variedade de epífitas e uma estratificação acentuada. Além também do mapeamento dos reflorestamentos. Os autores verificaram que apenas 0,8% da Floresta Ombrófila Mista se encontra em estágio avançado, ou seja, menos de 1% se encontra com alta diversidade, sendo que a distribuição espacial desses remanescentes apresenta-se dispersa em fragmentos pequenos e médios (Castella e Britez, 2004). Assim, torna-se muito importante identificar dentre as áreas denominadas de estágio médio de sucessão quais seriam mais adequadas para conservação ou restauração.

A seleção destas áreas seria desenvolvida com base nos valores dos Índices de Integridade Biótica, Índices de Diversidade Funcional e Índices de Serviços Ecológicos obtidos a partir de dados de aves e nos valores de Avaliações Ecológicas Rápidas obtidas a partir de dados da vegetação. Sugere-se que os valores mais altos destes índices indicam as áreas com maior potencial de resiliência, isto é de recuperação integral de qualidade biótica. O termo resiliência, conforme Holling (1973) é a capacidade intrínseca de um sistema em manter sua integridade no decorrer do tempo, sobretudo em relação a pressões externas. Em outras palavras, é a quantidade de distúrbios que um sistema consegue absorver e ainda permanecer em suas condições normais de funcionamento.

Estudos sobre a estrutura e composição da avifauna em floresta ombrófila mista foram desenvolvidos em três das áreas melhor preservadas deste ecossistema no Estado do Paraná: Floresta Nacional de Irati (município de Irati), Parque Ecológico da Klabin (município de Telêmaco Borba) e Reserva Pública do Patrimônio Natural do Tarumã (município de Palmeira; Anjos et al., em elaboração). Estes estudos permitem definir os parâmetros da composição e estrutura da avifauna em situação primitiva (com reduzido impacto antrópico). Por outro lado, também já está disponível dados da avifauna em áreas impactadas, como em plantações de Araucária e *Pinus* (Volpato et al., 2010; Boesing e Anjos, em elaboração) e em mata secundária (Boesing e Anjos, em elaboração). Assim, também está disponível dados que permitem avaliar quais alterações na estrutura e composição da avifauna que ocorrem em áreas impactadas.

Desta forma, neste estudo espera-se investigar quais valores dos índices de avaliação ambiental citados acima são alcançados pelas áreas de floresta ombrófila mista que estão no estágio médio de sucessão, as quais foram definidas em Castella e Britez (2004). Dados de Aves seriam utilizados para obter os seguintes Índices: Índices

de Integridade Biótica, Índices de Diversidade Funcional e Índices de Serviços Ecológicos e dados de vegetação para obter valores de Avaliações Ecológicas Rápidas. A hipótese é que a partir de uma determinada densidade e complexidade da vegetação do estrato inferior obtido a partir da Avaliação Ecológica Rápida haveria maiores valores dos diversos índices em relação a aves, especialmente de diversidade funcional e de serviços ecológicos. Áreas que atingirem aqueles valores nos diversos índices teriam forte capacidade de resiliência, isto é, de recuperar a qualidade ambiental de uma floresta ombrófila mista primitiva. Tais áreas poderiam ser indicadas então como prioritárias à conservação do ecossistema da floresta ombrófila mista, embora tenham um certo grau de perturbação antrópica.

Síntese da Proposta:

A Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná sofreu intenso processo de fragmentação e degradação, restando menos de 1% da sua área original com alta diversidade biológica. Este projeto pretende investigar quais as características das áreas florestais consideradas por Castella e Britez (2004) em estágio médio de sucessão, ou seja, quais áreas com diferentes graus de perturbação estariam mais adequadas para receber esforços de conservação ou restauração. Para identificar estas áreas 4 diferentes índices são obtidos: Índice de Integridade Biótica, Índice de Diversidade Funcional, Índice de Serviços Ecológicos e Avaliação Ecológica Rápida. Serão investigadas 12 áreas florestais consideradas em estágio médio de sucessão por Castella e Britez (2004) em três regiões do estado do Paraná: Turvo, Irati, Telêmaco-Borba. Os Índices de Integridade Biótica, de Diversidade Funcional e de Serviços Ecológicos utilizam-se de dados de aves e o de Avaliação Ecológica Rápida de dados de vegetação. Assim espera-se que as áreas que atingirem aqueles valores nos diversos índices teriam forte capacidade de resiliência. Assim será possível selecionar as áreas mais adequadas para

serem transformadas em Unidades de Conservação. Isto permitiria aumentar assim a área protegida da floresta ombrófila mista no Estado do Paraná. Como resultado adicional espera-se obter um protocolo para avaliação da Integridade Biótica do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista utilizando-se de ferramentas facilmente aplicadas em campo e de baixo custo.

Justificativa:

O Estado do Paraná apresenta apenas 0,8% da sua área de floresta ombrófila mista em estado de conservação próximo a uma condição natural (Castella e Britez, 2004). Algumas destas áreas estão protegidas, como a Floresta Nacional de Irati e o Parque Estadual das Araucárias. Castella e Britez (2004) consideraram que o restante da floresta com araucária está impactada por ação antrópica. Porém, Castella e Britez (2004) sugeriram que poderiam existir áreas de floresta ombrófila mista que apresentariam níveis satisfatórios de conservação, apesar de terem sido alteradas por ação antrópica. Seria assim possível recuperar algumas destas áreas impactadas para que se tornem Unidades de Conservação o que aumentaria a área protegida do ecossistema da floresta ombrófila mista no Estado do Paraná.

Castella e Britez (2004) definiram dentre as áreas impactadas dois tipos: (1) aquelas denominadas em estágio inicial de sucessão e (2) aquelas denominadas em estágio médio de sucessão. Castella e Britez (2004) determinaram áreas de estágio médio de sucessão, como áreas abandonadas e não degradadas ou áreas abandonadas e em processo de recuperação ou áreas de florestas desenvolvidas e que foram intensamente degradadas, mas que conservaram ainda certa diversidade florística. É a partir deste tipo de áreas impactadas que este projeto pretende selecionar locais com maior potencial de resiliência e que poderiam se transformar em Unidades de Conservação. No presente projeto pretende-se investigar quais as características da

vegetação de locais com alto potencial de resiliência em áreas degradadas de floresta ombrófila mista. A hipótese é que a partir de uma determinada densidade e complexidade do estrato inferior haveria forte capacidade de resiliência do ecossistema de floresta ombrófila mista.

Metodologia:

Áreas de estudo:

O estudo será realizado em três regiões da Floresta Ombrófila Mista. Estas três regiões foram selecionadas porque a vegetação, segundo Castella e Britez (2004), se encontra com certo nível de degradação, os quais eles consideraram em estágio médio de sucessão. Estas florestas em estágio médio de sucessão apresentam um conjunto de situações distintas: desde áreas abandonadas em processo de recuperação ou de áreas de florestas bem desenvolvidas com intensa degradação. Essas áreas intermediárias apresentam uma estrutura florestal desenvolvida com árvores de grande porte e maior número de herbáceas, de plantas arbustivas e de epífitas quando comparada com as em estágio inicial de sucessão (Castella e Britez 2004). Para cada região de estudo serão selecionados quatro locais de floresta ombrófila mista, o que totaliza 12 locais de amostragem a serem avaliados no presente estudo.

A primeira região de estudo está localizada próxima a cidade de Irati-PR a qual corresponde à carta 2854 (ver Castella e Britez 2004). A maioria das áreas florestais encontradas nesta região apresenta-se como estágio médio de sucessão com baixa frequência de lianas e uma maior quantidade de epífitas, com alta a média ocorrência de indivíduos de *Araucaria angustifolia* medindo em altura de até 18 metros. O sub-bosque encontra-se bastante degradado devido a atividades de pastoreio e do cultivo de erva-mate. Uma grande ameaça na região é a extração seletiva de madeira.

A segunda região está localizada próxima à cidade de Telêmaco-Borba-PR, correspondente da carta 2806 (ver Castella e Britez 2004). As áreas florestais encontradas nesta região apresentam-se em estágio médio de sucessão com apenas um estrato arbóreo, as árvores variando em diâmetros entre 5-30 cm com aproximadamente 15 metros de altura. Poucos indivíduos de *Araucaria angustifolia* estão presentes, os que estão presentes chegam até 25 metros de altura. Juntamente a estas áreas florestais encontram-se grandes extensões de reflorestamentos, principalmente na área da reserva da Fazenda Monte Alegre pertencente à empresa Klabin de Papel e Celulose. As principais ameaças nesta região estão relacionadas às queimadas para abertura de áreas de pastagens.

A terceira região está localizada próxima à cidade de Turvo-PR, correspondendo à carta 2837 (ver Castella e Britez 2004). As áreas florestais em estágio médio de sucessão apresentam poucas lianas e epífitas, encontram-se indivíduos esporádicos de *Araucaria angustifolia* atingindo alturas de até 22 metros. As principais ameaças são a extração seletiva de madeira e a interrupção no desenvolvimento da regeneração natural, devido à extração da erva-mate e pastoreio, comuns na região.

Amostragens de Aves:

A meta no presente estudo é obter a composição da comunidade de aves nas áreas de florestas degradadas selecionadas. As etapas de campo serão realizadas sempre nos meses de primavera e verão; época do período reprodutivo da maioria das aves, fato que as tornam mais conspícuas, aumentando a possibilidade de detecção de espécies consideradas mais raras (Esquivel e Peris, 2008). A amostragem em cada local será realizada da mesma maneira utilizando-se o método *distance sampling-line transects* (Bibby et al., 1992), no qual uma transecção medindo 1 km de comprimento será percorrida a uma velocidade constante de 2 km/h e todas as espécies detectadas serão

registradas através de contato auditivo ou visual. A transecção será percorrida durante quatro dias consecutivos no período das 6h 00min e 10h 00min, período de maior atividade das aves (Gilardi e Munn, 1998). Sabe-se que quatro manhãs são suficientes para o registro de uma considerável (84%) proporção de espécies de aves em grupos de quatro dias (Anjos, 2007). Serão utilizados para tal, binóculos Nikon 8x42, guias de campo e bloco de anotações.

A partir dos dados de composição das espécies de aves é possível determinar os três índices de avaliação ambiental: (1) Índice de Integridade Biótica, (2) Índice de Diversidade Funcional e (3) Índice de Serviços Ecológicos.

1. Índice de Integridade Biótica:

Para calcular os valores de índices de integridade biótica será utilizada a abordagem desenvolvida por Anjos et al. (2009) com adaptações para a floresta ombrófila mista. No índice de integridade biótica, três níveis de sensibilidade à fragmentação florestal são considerados: alto, médio e baixo. Para determinar a sensibilidade de aves da floresta ombrófila mista utilizamos dados sobre as espécies de aves em diferentes situações de perturbação (Volpato et al., 2010; Boesing e Anjos, em elaboração). Assim, espécies restritas às florestas maduras são consideradas de alta sensibilidade. As espécies que ocorreram na floresta madura e com menor abundância nas secundárias e/ou reflorestamentos são consideradas como de média sensibilidade; e as espécies com maior abundância nas áreas perturbadas são consideradas como de baixa sensibilidade (ver tabela 1). O critério para seleção de 30 espécies foi baseado na alta detecção das espécies de aves durante primavera e verão (Bochio e Anjos, 2012).

Para a composição do Índice de Integridade Biótica (IIB) seguiu-se o proposto por Anjos et al. (2009), a partir da seguinte fórmula:

$$IIB = \frac{3 \sum_{i=1}^{10} AS_i + 2 \sum_{i=1}^{10} MS_i + \sum_{i=1}^{10} BS_i}{60}$$

Onde,

AS = número de espécies que apresentam alta sensibilidade;

MS = número de espécies que apresentam média sensibilidade;

BS = número de espécies que apresentam baixa sensibilidade.

Tabela 1: Espécies de aves utilizadas para o cálculo do Índice de Integridade Biótica adaptado para a Floresta Ombrófila Mista. As espécies estão organizadas de acordo com seus níveis de sensibilidade.

Alta Sensibilidade: *Odontophorus capueira*, *Mackenziaena severa*, *Grallaria varia*,
Trogon rufus, *Psiloramphus guttatus*, *Chamaeza campanisona*, *Sclerurus scansor*,
Atilla phoenicurus, *Saltator fuliginosus* e *Heliobletus contaminatus*

Média Sensibilidade: *Trogon surrucura*, *Piculus aurulentus*, *Sitassomus griseicapillus*,
Lepidocolaptes falcinellus, *Platyrinchus mistaceus*, *Chiroxiphia caudata*, *Schiffornis*
virescens, *Turdus albicollis*, *Hemithraupis guira* e *Parula pityaumi*

Baixa Sensibilidade: *Thamnophilus caerulescens*, *Dysithamnus mentalis*, *Dryophila*
malura, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Synallaxis spixi*, *Synallaxis cinerascens*,
Myiodinastes maculatus, *Pachyramphus polychopterus*, *Saltator similis* e *Pyrrhocomma*
ruficeps

2. Índice de Diversidade Funcional:

Para calcular os valores de índices de diversidade funcional o cálculo está baseado nos fundamentos de uma análise de agrupamento e consiste em quatro etapas (Petchey e Gaston 2007; Batalha et al. 2010): a) obter uma matriz de características

funcionais, b) converter a matriz de características em uma matriz de distância, c) realizar o agrupamento da matriz de distância para produzir um dendrograma e d) calcular o comprimento total das ramificações do dendrograma que ligam todas as espécies de uma determinada assembleia. Para construir a matriz de características será utilizado as características funcionais que já foram utilizadas em outros estudos envolvendo a estrutura funcional de comunidades de aves (Batalha et al., 2010, Neto-Hidasi et al., 2012) como por exemplo: massa corporal, dieta, método de forrageio, substrato de forrageio e período de atividade. Esses dados serão compilados a partir de literatura específica. Para produzir a matriz de distância e o dendrograma serão utilizadas as mesmas abordagens utilizadas em Batalha et al. (2010). Assim, é calculado para cada uma das 12 áreas florestais deste estudo um índice de diversidade funcional que será padronizado para variar entre 0.0 (baixa diversidade funcional) até 1.0 (alta diversidade funcional; ver Batalha et al. 2010).

3. Índice de Serviços Ecológicos:

Para a separação das espécies de aves nos diferentes serviços ecológicos será utilizada a abordagem adotada em Santos-Junior e Anjos (em elaboração). As espécies de aves serão categorizadas primeiramente em diferentes grupos funcionais baseando-se em características como dieta/estrato de forrageio, e no caso dos frugívoros incluiu-se a separação do grupo por massa corporal. São elas: insetívoros de bambu (BIN), carnívoros (CAR); insetívoros de dossel (CIN); granívoros de borda (EGR); grandes frugívoros (LFR) massa corporal > 80,1g; pequenos frugívoros (SFR), massa corporal < 80g; insetívoros de folha (LIN); nectarívoro/insetívoro (NEC); insetívoros noturnos (NOI); onívoro/insetívoro (OIN); onívoro (OMN); granívoros terrestres (TGR); insetívoros terrestres (TIN); insetívoros de tronco e galhos (TTI) e insetívoros de sub-bosque (UIN). Para então serem agrupadas em categorias de serviços ecológicos, baseando-se na terminologia proposta por Sekercioglu

(2010): consumidores de sementes, rapinantes, polinizadores, insetívoros, engenheiros do ecossistema e os dispersores. Serão consideradas nestas categorias apenas espécies que melhor caracterizam tais serviços, sendo excluídas espécies generalistas na dieta ou no uso de habitat. Para a construção do índice de serviços ecológicos será utilizado o índice de diversidade de Shannon, o qual mensura a diversidade de dados categóricos. Assim, se verificará a diversidade dentro das categorias dos serviços ecológicos para cada local. Avaliação estatística entre os valores obtidos do Índice de Shannon será processada por análise de variância (teste-*t*; $\alpha = 0,05$).

Amostragens da Vegetação:

Para quantificar o estado de conservação da vegetação será aplicada a técnica de Avaliação Ecológica Rápida (AER) desenvolvida por Medeiros e Torezan (*in press*). Esta técnica foi desenvolvida para avaliar o estado de conservação de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e está sendo adaptada para ser também utilizada na Floresta Ombrófila Mista. A AER consiste na verificação de alguns critérios rapidamente identificados em campo por meio de avaliações visuais. A AER adaptada leva em consideração elementos relacionados à estrutura florestal como eco-unidades e a presença de algumas espécies vegetais de relevância especial para a floresta ombrófila mista, como o xaxim (*Dicksonia sellowiana*) e erva-mate (*Ilex paraguariensis*), entre outras que foram elencadas em onze variáveis ecológicas (ver Tabela 2).

Tabela 2: Variáveis da AER, atributos e escala ordinal de valores de integridade biológica para cada uma das variáveis sendo 1 integridade mínima e 5 integridade máxima.

Variáveis	Escala Ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade).				
	1	2	3	4	5
1 - Cobertura de	>80% de	Entre 50 a	Até 5 cm com	Até 10 cm,	>10 cm,

serapilheira	solo nu	70% de solo nu e até 2 cm	presença de trama de raízes pouco desenvolvida	presença de trama de raízes desenvolvida	presença de folhas, ramos, galhos, troncos e trama de raízes bem desenvolvida
2 - Árvores mortas em pé	Acima de 4	Até 4	3	2	Até 1
3 – Gramíneas exóticas	>70% de CH*	Entre 50 a 70% de CH	Entre 20 a 50% de CH	Entre 5 a 20% de CH	Ausente
4 – Outras exóticas	Acima de 6	Até 6	Até 3	Até 1	Ausente
5 - Eco-unidades	Clareira com muito samambaia	Clareira com pouca samambaia	Capoeira com sub-bosque denso e com dossel baixo (até 10 metros) e aberto	Dossel aberto até 60% de luminosidade	Dossel fechado até 10% de luminosidade
6 – Guabiroba (<i>Campomanesia xanthocarpa</i>)	ausente	Só em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2
7 - Epífitas vasculares	Apenas avasculares	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
8 – Erva mate (<i>Ilex paraguariensis</i>)	Ausente	1	2	3	Acima de 3
9 – Xaxim(<i>Dicksonia sellowiana</i> (Pres.) Hook)	ausente	Só em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2
10 - Jeriva (<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman)	Só em regeneração	1	Até 2	Até 3	Acima de 3
11 – – Vacum (<i>Allophylus edulis</i> (St. Hil.) Radlk.	1	2	3	4	Acima de 4

O critério utilizado na seleção das variáveis ecológicas levou em consideração a inclusão de indicadores ecológicos relacionados à comunidade vegetal da floresta ombrófila mista facilmente observáveis em campo. As 11 variáveis ecológicas foram selecionadas com base em revisão de literatura (Castella e Britez, 2004). Os critérios utilizados para a seleção das espécies de relevância especial foram: distribuição geográfica, características morfológicas e estruturais marcantes e serviços ecológicos. E são elas: a guabiroba (*Campomanesia xanthocarpa*), a erva-mate (*Ilex paraguariensis*), o xaxim (*Dicksonia sellowiana*), o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) e o vacum (*Allophylus edulis* (St. Hil.) Radlk.)

A AER será aplicada ao longo da mesma transecção utilizada na amostragem das aves. Ao longo da transecção serão delimitados diversos trechos com comprimento de 100 metros. Nesses trechos serão alocados pontos fixo de avaliação a cada 30 metros totalizando três pontos de avaliação por trecho até completar o comprimento total da transecção. Em cada ponto fixo é utilizado um gabarito e uma escala ordinal de 1 (integridade muito baixa) a 5 (integridade excelente). Através da soma das onze variáveis será medida a integridade biológica de cada ponto de avaliação. Para determinar o valor da AER de cada local, primeiro é calculada uma média amostral dos três pontos de observação de cada trecho e depois uma média dos valores de cada trecho para assim determinar o valor de AER local.

Plano de Ação, incluindo objetivos específicos, indicadores, metas e Atividades:

O presente projeto será dividido em três etapas de campo, onde cada etapa será realizada em cada uma das três regiões no estado do Paraná. As investigações serão iniciadas na região de Turvo – PR, seguida da região de Irati- PR e por último a região de Telêmaco-Borba- PR. O objetivo em cada região de estudo é obter a qualidade ambiental de quatro áreas florestais com predomínio de Floresta Ombrófila Mista em

estágio médio de sucessão como definidas por Castella e Britez (2004). As etapas em cada região serão realizadas da seguinte forma: (1) amostragens de campo para obter a composição das espécies de aves e da vegetação; (2) obtenção e avaliação dos índices de integridade biótica, diversidade funcional e de serviços ecológicos baseados nos dados de campo de aves e de índices de avaliação ecológica rápida baseada nos dados de campo de vegetação; (3) Com base nos valores dos índices de integridade biótica, índices de diversidade funcional e de serviços ecológicos será obtida uma média para cada local; (4) A partir da média obtida do item anterior será realizada uma correlação com os valores da AER; (5) O valor de AER que indicará locais com alto potencial de resiliência será identificado a partir de descontinuidade na correlação do item anterior.

Resultados esperados:

Com a conclusão do projeto será possível:

- 1- Identificar as características da vegetação de locais com alto potencial de resiliência do ecossistema da floresta ombrófila mista. Tais locais, atualmente com algum nível de degradação, serão indicados como áreas propícias a se tornarem Unidades de Conservação, aumentando a extensão de áreas protegidas naquele tipo de ecossistema.
- 2- Estabelecer um protocolo para avaliação da Integridade Biótica do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista utilizando-se de ferramentas facilmente aplicadas em campo, de baixo custo e que podem ser utilizadas em curto espaço de tempo. Tal protocolo deverá auxiliar na definição de estratégias e prioridades para a conservação, ou mesmo de avaliações de impactos ambientais, no ecossistema de floresta ombrófila mista por fornecer valores numéricos objetivos e de fácil interpretação.

Referências bibliográficas:

ABATE, T. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. **Bioscience**, v. 42, n. 7, p. 486-489, jul.1992.

ALLEN, C. D. Monitoring Environmental Impact in the Upper Sonoran Lifestyle: A New Tool for Rapid Ecological Assessment. **Environmental Management**, v. 43, n. 2, p. 346-356, oct. 2009.

ANDERSON, S. H., KELLY, D., LADLEY, J. L., MOLLOY, S. TERRY, J. Cascading effects of bird functional extinction reduce polinization and plant diversity. **Science**, v. 331, n. 6020, p. 1068-1071, febr.2011

ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, p. 11–27, 2001a.

ANJOS, L. **Comunidades de aves florestais: Implicações na conservação**. In: J. L. B. ALBURQUERQUE, J. F. C. Jr., F. C. STRAUBE, e A. L. Roos. Ornitologia Neotropical: Da Ciências as Estratégias. Unisul Press, Tubarão, Brazil, 2001b, p. 17–37.

ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229–234, jan.2006.

ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v.15, n.2.p.239-243. jun.2007.

ANJOS, L. e BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **The Wilson Bulletin**, v.111, n.3, p. 397–414, sep.1999.

ANJOS, L.; ZANETTE, L. e LOPES, E. V. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v.15, (suppl.), p.137–144, 2004.

ANJOS, L.; BOCHIO, G. M.; CAMPOS, J. V.; MCCRATE, G. B. e PALOMINO, F. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v.17, n. 1, p. 28-36, mar.2009.

ANJOS, L., HOLT, R. D.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 20, n. 4, p.392-399, dec.2010.

ANJOS, L.; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M. V.; SERAFINI, P. P.; CARVALHO, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2213–2222, jun.2011.

ANJOS, L; SCHUCHMANN, K.-L. e BERNDT, R. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 8, p.145–173, 1997.

ANJOS, L.; VOLPATO, G., LOPES, E.V.; MENDONÇA, L. BOÇON, R. Bird Diversity and Composition in the Dynamic Forest System of Southern Brazil. **Austral Ecology**, em elaboração.

BARBARO, L.; BATTISTI, A. Bird predator of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae). **Biological Control**, v. 56, n. 2, p. 107-114, febr. 2011.

BARRAGA'N, F.; MORENO, C.E.; ESCOBAR, F.; HALFFER, G.; NAVARRETE, D. Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, p. e17976, mar.2011.

BATALHA, M.A.; CIANCIARUSO, M.V.; e MOTTA-JUNIOR, J.C. Consequences of simulated loss of open Cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza & Conservação**, v. 8, p. 34-40. 2010.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D. e HILL, D. A. **Bird census technics**. London, Academic Press, 1992. 258p.

BIHN J.H, GEBAUER, G. e BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 782-792. mai.2010.

BOCHIO, G. M. e ANJOS, L. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. **Natureza & Conservação**, v.10, n. 1, p. 72-76. jul.2012.

BOESING, A.L. e ANJOS, L. **Qual o valor das florestas secundárias e reflorestamentos para a conservação das aves de subbosque da Mata Atlântica? Um estudo de caso no sul do Brasil**. (em elaboração).

BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., KONSTANT, W. R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G., HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v.16, n. 4, p. 909-923. ago.2002.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R. M. e KAUFMANN, P. R. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition. **Environmental Management**, v. 30, n. 2, p. 294-310. 2002.

BUCHMAN, N.; CUDDINGTON, K.; LAMBRINOS, J. **A historical perspective on ecosystem engineering**. In: CUDDINGTON, K. BYERS, J.; WILSON, W.; HASTINGS, A. Ecosystem engineers: Plants to protists. Burlington (MA): Academic Press; 2007. p. 25-46.

CASTELLA, P.R. e BRITEZ, R.M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004.

CHAPIN, F.S., ZAVELATA, E.S., EVINER, V.T., NAYLOR, R.L., VITOUSEK P.M., Reynolds, H.L. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. p. 234-242. May.2000.

CIANCIARUSO, M.V., SILVA, I.A. & BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.93-103. Jun.2009.

COPPEDGE, B. R.; ENGLE, D. M.; MASTERS, R. E. e GREGORY, M.S.
Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages.
Environmental Monitoring and Assessment, v.118, p.125–145. 2006

CORDEIRO, N. J., HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.100, p. 14052-14056. nov.2003.

COUCEIRO, S.R.M; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T. P. e LUZ, S.L.B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators** v. 18, n. p. 118–125, jul.2012.

DEBISKI, D.M. e HOLT, R.D. Habitat fragmentation experiments: a global survey and overview. **Conservation Biology**, v. 14, p. 342–355. 2000.

ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTROM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B., NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 1, n. 9, p. 488-494. nov. 2003.

ERNST, R., LINSSENMAIR, K.E. e RODEL, M.O. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, v.133, n. 2, p.143-155. jul.2006.

ESQUIVEL, A. M. e PERIS, S. Influence of day time duration and number of counts in point count sampling of birds in na Atlantic Forest of Paraguay. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, p. 229-242. 2008.

FONSECA, A; BREEDY, O; GAMBOA, C; VARGAS, R; ARONNE, M. **Rapid Ecological Assessment of the Reefs of Barbareta Island (Honduras) and Proposed Boundaries for a Marine Reserve**. San José: The Summit Foundation and World Wildlife Fund (WWF), 2004. p. 68.

GILARDI, J. D. e MUNN, C. A. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. **Condor**, v. 100, p. 641-653. 1998.

GIMENES, M.R, ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GLENNON, M. J. e PORTER, W. F. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 499– 511, dez.2005.

GONZALEZ, A. e CHANETON, E. J. Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented micro-ecosystem. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 594-602. 2002.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23. 1973.

HOWE, H.F., SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 13, p. 201-228. 1982.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6 p. 21-27. 1981.

LOREAU, M., NAEEM, S. e INCHAUSTI, P. **Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives**. Oxford University Press, Oxford. 2002.

LYONS, J.; PIETTE, R. R. e NIERMEYER, K. W. Development, Validation, and Application of a Fish-Based Index of Biotic Integrity for Wisconsin's Large Warmwater Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.130, p.1077-1094. 2000.

MACK, J. J. **Integrated Wetland Assessment Program. Part 4: Vegetation Index of Biotic Integrity (VIBI) and Tiered Aquatic Life Uses (TALUs) for Ohio wetlands**. Ohio EPA Technical Report WET/2004-4. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio. 2004.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. D. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environmental Monitoring and Assessment** (*in press*)

MICACCHIONE, M. **Amphibian Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Wetlands**. Final Report to U.S. EPA Grant No. CD985875-01 Testing Biological Metrics and Development of Wetland Assessment Techniques Using Reference Sites Volume 3. 2002.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECO, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.

NATHAN, R. e MULLER-LANDAU, H.C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, n. 7, p. 278-285, jul.2000.

NETO-HIDASI, J.; BARLOW, J. e CIANCIARUSO, M.V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 407-415, aug. 2012.

O'CONNELL, T. J.; BISHOP, A. J. e BROOKS, R. P. Sub-sampling data from the North american breeding bird survey for application to the bird community index, an indicator of ecological condition. **Ecological Indicators**, v.7, p. 679-671. 2007.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecological Letters**, v. 5, n. 3, p. 402-411.2002.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. . **Ecological Letters**, v. 9, n.6, p. 741-758. 2006.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, v. 116, n. 8, p. 1422-1426. 2007.

PONT, D., HUGUENY, B., BEIER, U., GOFFAUX, D., MELCHER, A., NOBLE, R., ROGERS, C., ROSET, N., SCMUTZ, S. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 70–80. 2006.

SANTOS-JUNIOR, P. C. A. e ANJOS, L. **Variações em grupos ecológicos de aves indicam limitações para recuperação de áreas florestais na Mata Atlântica** (em elaboração).

SANTOS, J. U.; AMARAL, D. D.; GORAYEB, I. S.; BASTOS, M. N. C.; SECCO, R. S.; NETO, S. V. C.; COSTA, D. C. T. Vegetação da área de proteção ambiental Jobotitua-Jatium. Município de Viseu, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 33, n. 3, p. 431-444, jul. 2003.

SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R. e HEPPARD, S. **Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment**. Arlington: Island Press, 2000. 194 p.

SEKERCIOGLU, C. H. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, v. 107, p. 229-240. 2002.

SEKERCIOGLU, C. H. **Ecological significance of bird populations**. In: DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. Handbook of birds of the world, vols.1-11. Barcelona, Spain: Lynx Edicions. 2006a.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464-471. aug.2006b.

SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., e ARGILLIER, C. A User's guide to functional diversity indices, **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 469-484. aug. 2010.

STAPANIAN, M. A.; WAITE, T. A.; KRZYS, G.; MACK, J. J.; MICACCHION, M. Rapid assessment indicator of wetland integrity as an unintended predictor of avian diversity. **Hydrobiologia**, v. 520, n. 1. p. 119-126. 2004.

TILMAN, D. 2001. **Functional diversity**. In **Encyclopedia of Biodiversity** S.A. Levin. Academic Press, San Diego, p. 109-120.

TSCHARNTKE, T., SEKERCIOGLU, C. H. DIETSCH, T. V., SODHI, N.S., HOEHN, P., TYLIANAKIS, J. M., Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agro-ecosystems. **Ecology**, v. 89, p. 944-951. 2008.

VAN BAELE, S.A., PHILPOTT, S. M., GREENBERG, R., BICCHIER, P., BARBER, N. A., MOONEY, K. A., GRUNNER, D. S. Birds as predator in tropical agro-forestry systems. **Ecology**, v. 89, p. 928-934. 2008.

VOLPATO, G.H., PRADO, V. M., ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and management**, v. 260, n. 7, p. 1156-1163. aug. 2010.

WHELAN, C.J. WENNY, D. G. e MARQUIS, R. J. Ecosystem Services Provided by Birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 25–60, jun. 2008.