

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

LEONARDO SENEME RUY

**Diferentes modelagens de análise da bacia hidrográfica do Ribeirão-Araras,  
São Carlos, São Paulo, para a espécie *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)  
(Aves, Passeriformes, Pipridae).**

SÃO CARLOS  
2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

LEONARDO SENEME RUY

**Diferentes modelagens de análise da bacia hidrográfica do Ribeirão-Araras,  
São Carlos, São Paulo, para a espécie *Antilophia galeata* (Lichtenstein), 1823  
(Aves, Passeriformes, Pipridae).**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em ecologia e Recursos naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientação: Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires

SÃO CARLOS  
2014

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

R985dm Ruy, Leonardo Seneme.  
Diferentes modelagens de análise da bacia hidrográfica do Ribeirão-Araras, São Carlos, São Paulo, para a espécie *Antilophia galeata* (Lichtenstein), 1823 (Aves, Passeriformes, Pipridae) / Leonardo Seneme Ruy. -- São Carlos : UFSCar, 2014.  
41 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2014.

1. Ecologia da paisagem. 2. *Antilophia galeata*. 3. Modelos. 4. Política ambiental. 5. Eco-unidades. I. Título.

CDD: 574.526 (20<sup>a</sup>)

**Leonardo Seneme Ruy**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

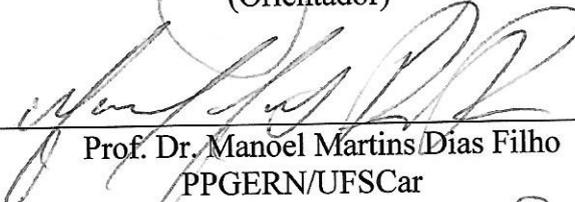
**Aprovada** em 30 de junho de 2014

**BANCA EXAMINADORA**

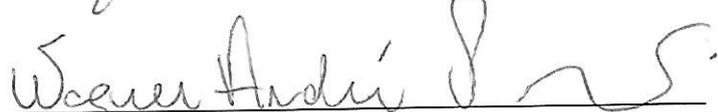
Presidente

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires  
(Orientador)

1º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Wagner André Pedro  
UNESP/Araçatuba-SP

**Dedico este trabalho a  
quem lhe fizer algum  
sentido.**

## **Variações sobre o prazer**

“A ciência não é instrumento para se tocar prazer e alegria.  
O prazer e a alegria não são científicos;  
não podem ser ditos na linguagem ciência.  
A ciência pode classificar e nomear os órgãos de um sabiá,  
mas não pode medir seus encantos”.

(Modificado de Rubem Alves In: Variações sobre o prazer).

## **O apanhador de desperdícios**

(...)“Dou respeito às coisas “desimportantes”  
E aos seres “desimportantes”.  
Prezo insetos mais que aviões.  
Prezo a velocidade  
Das tartarugas mais que a dos mísseis.  
Tenho em mim um atraso de nascença.  
E fui aparelhado  
Para gostar de passarinhos.  
Tenho abundância de ser feliz por isso.  
Meu quintal é maior que o mundo”.(...)

(Modificado de Manoel de Barros – Trecho de O apanhador de desperdícios).

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente a minha família, Cilmara Aparecida Seneme Ruy (Mãe), Mario Sergio Seneme Ruy (Pai), Lucas Seneme Ruy (irmão), Rafael Seneme Ruy (irmão) e Maria de Lourdes Souza Seneme (Vó) aos quais me deram toda a base e estrutura para chegar até aqui.

A oportunidade e orientação de José Salatiel Rodrigues Pires.

Aos ensinamentos fundamentais de Manoel Martins Dias Filho.

A CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo apoio financeiro.

A Bruno Flório Lessi pela ajuda essencial nos programas utilizados.

A Luiz Aparecido Joaquim pelo “passeio” na bacia de estudo.

Ao professor Nivaldo Nordi a qual tenho toda minha admiração como pessoa e profissional.

A Ana Carolina Moreno Mazini por todo companheirismo e cumplicidade durante estes anos todos.

E ao meu corpo e mente por suportar até o final mesmo sabendo que seria difícil.

## Índice

|                                    |     |
|------------------------------------|-----|
| Índice de Figuras .....            | I   |
| Índice de Tabelas .....            | II  |
| Resumo.....                        | III |
| Abstract .....                     | IV  |
| 1. Introdução .....                | 1   |
| 2. Objetivos e Justificativas..... | 7   |
| 3. Material e Métodos.....         | 8   |
| 3.1 Área de estudo.....            | 8   |
| 3.2 Escolha da espécie.....        | 9   |
| 3.3 Análise da paisagem.....       | 10  |
| 3.4 Verdade terrestre.....         | 19  |
| 3.5 Proposições de manejo.....     | 19  |
| 4. Resultados e Discussão.....     | 20  |
| 4.1 Escolha da espécie.....        | 20  |
| 4.2 Análise da paisagem.....       | 23  |
| 4.3 Proposições de manejo .....    | 32  |
| 5. Conclusões.....                 | 33  |
| Referências Bibliográficas.....    | 34  |
| Anexos.....                        | 40  |

## Índice de Figuras

- Figura 1-** Localização do município de São Carlos (SP) e da área de estudo representada pela bacia hidrográfica do Ribeirão das Araras (Pires et al. 2004).....8
- Figura 2** - Modelo 1, áreas de vegetação natural considerada em sua totalidade como potencial área vida.....10
- Figura 3** - Modelo 2, áreas de vegetação natural discriminadas conforme as eco-unidades..... 11
- Figura 4** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 30m de distância do rio.....12
- Figura 5** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 75m de distância do rio.....13
- Figura 5** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 75m de distância do rio.....14
- Figura 6** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 350m de distância do rio...15
- Figura 7** - Área natural de vegetação densa: Área com alta granulação, onde há uma grande concentração de vegetação de grande porte e um predomínio de rugosidade (heterogeneidade) e coloração verde escura.....15
- Figura 8** - Área de vegetação rasteira: Área com baixa granulação, onde há árvores/arbustos mais espaçados, predomínio de gramíneas. Coloração predominantemente verde clara.....15
- Figura 9** - Área alagada: Área com granulação intermediária, árvores/arbustos relativamente espaçados, com rugosidade intermediária e predomínio da coloração verde-acinzentada.....15
- Figura 10** – Macho Adulto. SALLES, O. C. (2009). [WA305912, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/305912>> Acesso em: 19 Fev 2014.....22
- Figura 11** – Fêmea Adulta. CALIL, T. (2011). [WA513745, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/513745>> Acesso em: 19 Fev 2014.....22
- Figura 12** – Macho Subadulto (jovem). SILVEIRA, J. C. (2012). [WA562108, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/562108>> Acesso em: 19 Fev 2014.....22

**Figura 13** - Áreas que necessitam ser recuperadas para permitir acomodar uma população mínima viável da espécie sob estudo.....32

**Índice de tabelas**

**Tabela 1.** Critérios e estratégias para todos os modelos gerados.....19

**Tabela 2.** Resultados gerados para os Modelos.....25

## Resumo:

O presente estudo objetivou discutir como os resultados da análise da paisagem em diferentes escalas e níveis de detalhamento da sua estrutura interferem na previsão da presença e tamanho populacional de uma espécie e na qualidade ambiental de uma unidade de estudo.

Para isto, três etapas principais foram executas: 1) A escolha da espécie de estudo; 2) Análise da unidade de estudo com diferentes modelos para a espécie de estudo; e 3) Proposições para a unidade de estudo.

A escolha da espécie de estudo foi baseada na aplicação de um questionário para vários ornitólogos, onde procurou-se selecionar a espécie mais apropriada para o estudo.

Para as análises da unidade de estudo utilizou-se a abordagem de Ecologia da paisagem, ferramentas, como digitalização “em tela” de uma imagem de satélite obtida pelo Google Earth® e análise da paisagem pelo programa MapInfow®.

As proposições para a unidade de estudo foram baseadas na análise do modelo considerado mais real e crítico para a espécie de estudo, objetivando o estabelecimento de condições mínimas viáveis para o estabelecimento e manutenção da espécie de estudo.

A espécie de estudo escolhida foi *Antilophia galeata* e a unidade de estudo é localizada no município de São Carlos (SP), sendo toda a bacia do Ribeirão das Araras.

Este estudo mostrou que se deve ter um cuidado muito grande em se analisar qual o modelo mais apropriado para uma determinada espécie, pois a maneira com que a paisagem pode ser analisada pode gerar resultados completamente distintos e por vezes defasados de uma situação mais realística, como evidenciou este trabalho.

Palavras-chave: *Antilophia galeata*, Ecologia de paisagem, Modelos, Planejamento ambiental, Eco-unidades.

**Abstract:**

The present study aimed to analyze and discuss the results of the analysis of the landscape at different scales and levels of details of its structure interfere in predicting the presence and population size of a species and environmental quality of a unit of study.

For this, executed were three main steps: 1) The choice of the species of study; 2) Review the unit of study with different models for the species of study; and 3) Propositions for the unit of study.

The choice of the species of study was based on a questionnaire to various ornithologists, where we tried to select the most suitable species for the study.

For the analyzes of the study unit was used , on the conception of Landscape Ecology , tools such as scanning a satellite image obtained by Google Earth ® and landscape analysis by MapInfo ® program.

Propositions for the unit of study was based on analysis of the model considered more real and critical to the species of study aiming at establishing minimum viable conditions for the establishment and maintenance of the species studied.

This specie of study was chosen *Antilophia galeata*, the unit of study is located in the municipality of São Carlos (SP), and the whole basin of Ribeirão das Araras.

This study showed that one must have a very great care in analyzing the most appropriate model for a given species, because the way that the landscape can be analyzed can generate completely different results and sometimes lagged the actual situation, as evidenced by this paper.

Key-words: *Antilophia galeata*, Landscape ecology, Models, Environmental planning, Eco-units.

## 1. Introdução

Nas últimas décadas, a expansão das atividades antrópicas vem se refletindo na destruição e ocupação dos ambientes naturais (SISK *et al.*, 1994). O crescimento das cidades exerce uma forte pressão sobre a natureza e seus recursos ambientais, uma vez que, na maioria das cidades, a expansão urbana se dá de maneira contínua e desenfreada. Com a expansão das áreas urbanas, as áreas rurais ficam sujeitas a diversos tipos de usos e apropriações, pois o rápido crescimento urbano leva a exploração dos recursos naturais para a obtenção de alimentos, água, matéria-prima e também resulta no despejo de resíduos sólidos e líquidos nestas áreas. Além disso, os estados e municípios brasileiros convivem com a degradação de áreas de preservação permanente (APPs) e de outras áreas que são sensíveis ambientalmente, resultando na perda de solos e de água que fatalmente diminuem a qualidade ambiental da região (PIRES *et al.*, 2004).

Este uso e ocupação desordenada são reflexos da ausência de monitoramento e controle destas atividades antrópicas (PIRES *et al.*, 2004), assim como o descaso das autoridades ambientais, levando à redução cada vez mais intensa de fragmentos naturais e conseqüentemente, à extinção local de espécies endêmicas, ameaçadas e raras (FARIA, 2007).

A formação de fragmentos ou a fragmentação pode ocorrer por causas naturais ou antrópicas, levando à formação de “ilhas” de mata envoltas por habitats naturais ou artificiais não florestados (PÉRICO *et al.*, 2005). A fragmentação pode ser definida como um processo durante o qual uma grande extensão de habitat é transformada em uma série de pequenos pedaços (manchas/fragmentos) de área total menor, onde há isolamento entre as manchas por uma matriz de habitats diferente da original (WILCOVE *et al.*, 1986).

A fragmentação de habitats é o reflexo da enorme interferência destrutiva das atividades antrópicas, tais como a expansão agrícola, formação de pastagens, retirada de madeira, mineração, urbanização, dentre outras (PROBIO, 2002). A maneira com que o homem lida com a natureza provoca profundas mudanças na paisagem, sendo estas, muitas vezes, numa taxa maior que as alterações naturais, portanto, a fragmentação se torna uma das mais importantes e

difundidas consequências negativas das atividades humanas (TABARELLI; GASCON, 2005).

Com o processo de fragmentação há uma redução de áreas naturais e a consequente perda de habitats ocasiona diminuição de recurso disponível afetando de maneira extremamente negativa as populações que ocorrem em dado ambiente, pois o crescimento ou a manutenção de uma população em uma paisagem é determinado por sua relação com os recursos do qual necessita. Esta relação está intimamente ligada à disponibilidade de alimento e outros recursos necessários como abrigo, local de acasalamento, parceiro para acasalar, espaço, corpo d'água, etc. (BEGON; MORTIMER, 1986). Portanto, a fragmentação de áreas naturais e a consequente mudança na paisagem se tornou uma grande ameaça à biodiversidade mundial (SALA *et al.*, 2000; FOLEY *et al.*, 2005).

Muitas formações vegetais vêm sendo alteradas com toda essa pressão sob as áreas naturais. O Cerrado particularmente, devido principalmente à expansão agrícola, foi ocupado cerca de 80% de sua área original (MYERS *et al.*, 2000). Soma-se a isso o fato de apenas 1,2% do total das áreas serem protegidas por estações ecológicas ou parques (MITTERMEIER *et al.*, 2000). A existência de uma diversidade muito grande de espécies no Cerrado faz com que ele se torne um dos 25 "hotspots" mais importantes em questão de diversidade biológica no mundo (MYERS *et al.*, 2000). Isto reflete a enorme ineficiência e despreparo de sistemas voltados à conservação que se tem no Brasil.

Exemplificando, Marini e colaboradores (2009) mostraram que para 38 espécies endêmicas do domínio Cerrado o sistema de reservas brasileiro para a proteção das mesmas é ineficiente tanto para cenários atuais quanto para futuros, prevendo alterações na distribuição das espécies devido a alterações climáticas. O que mostra o quanto a preocupação com a conservação de espécies mais específicas é de extrema urgência e importância, sem excluir a importância das generalistas também.

Estes habitats, sendo alterados, fazem com que um número muito grande de espécies esteja desaparecendo antes mesmo que elas sejam reconhecidas e, muito menos, estudadas (WILSON, 1989) e por isso, o

funcionamento dos ecossistemas estão sob ameaça, já que esta situação atinge de forma negativa praticamente todos os grupos taxonômicos (SISK *et al.*, 1994), incluindo o das aves.

Não é nenhuma novidade que a atividade humana gera a destruição das áreas naturais, levando à fragmentação das mesmas e ocasionando consequências negativas para as espécies florestais como a redução na quantidade de hábitat, o aumento no número de manchas de hábitat, a diminuição de tamanhos de manchas de hábitat, e o aumento do isolamento de manchas (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Estas consequências levam a mudanças nos micro-hábitats únicos, além de mudar a dinâmica de distribuição e dispersão das espécies nos remanescentes vegetais (SOULÉ; KOHM, 1989).

Outra consequência importante é a interferência externa às manchas causada pela fragmentação onde as mudanças nas condições do entorno deste ecossistema é denominada efeito de borda. Este causa mudanças nas condições bióticas e abióticas de um fragmento florestal, sendo este efeito causa de grande preocupação dos conservacionistas (MURCIA, 1995). Essa preocupação é consequência dos grandes danos que a formação de bordas pode trazer aos fragmentos naturais.

Murcia (1995) aponta três tipos de efeito de borda: o primeiro, que são mudanças abióticas devido à proximidade de uma matriz diferente que mudam as condições ambientais do entorno; o segundo, que são efeitos bióticos diretos que se relacionam às mudanças na distribuição e abundância das espécies que são originadas das condições físicas da borda, como dessecação, corrente de ventos e crescimento de plantas que influem na tolerância das espécies; e terceiro, são mudanças bióticas indiretas que estão relacionadas às interações entre as espécies, como predação, herbivoria, parasitismo, dispersão de sementes, polinização, competição, etc.

Todos estes danos decorrentes do processo de fragmentação diminuem a capacidade de deslocamento de espécies florestais, uma vez que há uma menor conectividade entre as manchas, pois se tornam mais isoladas, além de uma queda na qualidade ambiental do interior das mesmas.

Portanto, além dos esforços para se buscar proteger habitats únicos, através de unidades de conservação e reservas ambientais, há uma necessidade muito grande em se pensar na conectividade dessas áreas, além do manejo da matriz que a circunda (METZGER, 1999), pensando num sistema onde haja possibilidade de deslocamento das espécies florestais ao longo das áreas naturais.

Sendo assim, em uma perspectiva ideal, subpopulações poderiam se manter em uma dinâmica de metapopulação, pois mesmo havendo extinções ou reduções momentâneas em algumas manchas, haveria a possibilidade de recolonização das áreas por fragmentos de habitats que serviriam de “fontes” de indivíduos da mesma espécie (BEGON, TOWNSEND; HARPER, 2007). Caso esta conexão seja dificultada ou mesmo impedida, a reprodução, dispersão, busca por alimento das espécies menos plásticas ou mais sensíveis estará totalmente comprometida.

Então, é deste quadro preocupante e destas problemáticas atuais que relacionam o homem com a natureza que vem a necessidade muito grande de se planejar e manejar estas paisagens fortemente fragmentadas, a fim de se manter populações florestais mais sensíveis à degradação ambiental por uma escala de tempo maior.

Por estas razões, é que para o planejamento das paisagens, todos os efeitos danosos decorridos do processo de fragmentação florestal devem ser considerados e correlacionados a fatores que correspondam ao desenvolvimento e estabelecimento do organismo perante uma condição observada. Por exemplo, se a área de um ambiente natural está abaixo do tamanho mínimo necessário para que se mantenha a população de uma espécie, haverá, então, uma possibilidade muito forte da espécie estar em risco de extinção (SCARIOT, 1998).

Scariot (1998) coloca que dois fatores são essenciais para se avaliar a capacidade de sobrevivência de uma espécie nativa em um dado ambiente. O primeiro seria um tamanho mínimo populacional viável, onde a população de uma espécie seja capaz de obter sucesso reprodutivo, encontrando parceiros e gerando uma prole viável geneticamente, e segundo, o nível de heterozigose de uma população, já que a diminuição da variabilidade genética diminui a capacidade de

adaptação de uma população numa dada região. Contudo, o desafio é grande quando se tem muito pouco ou mesmo não se tem conhecimento destas informações para uma dada espécie.

Além disso, há também a necessidade de compreender como determinadas espécies percebem o ambiente. Hansbauer e colaboradores (2010) afirmam que espécies podem ser consideradas como generalistas quando são capazes de se mover no que os autores chamam de “tons de cinza”, percebendo a paisagem com maiores possibilidades de uso, incluindo a matriz. Ainda segundo Hansbauer e colaboradores, outras espécies podem perceber a paisagem como “preto-e-branco”, ou seja, são espécies especialistas que utilizam apenas habitats apropriados e rejeitam a matriz hostil. Sugerem ainda que as espécies especialistas podem ser fortemente apontadas como espécies guarda-chuva para o planejamento de determinadas paisagens, devido à sua menor plasticidade.

Nessa perspectiva, assim como há espécies que percebem a matriz em formas distintas, há diferença também na utilização do interior de áreas florestais, por exemplo, a preferência na utilização de áreas mais estruturadas, em nível de vegetação (dossel e subbosque bem desenvolvidos), ou áreas úmidas e alagáveis do que áreas menos estruturadas. Essa heterogeneidade nos fragmentos poderia ser classificada como um mosaico de eco-unidades. A discriminação de áreas naturais em eco-unidades foi abordada em alguns trabalhos (AIDAR, 2000; AMADOR; VIANA, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998).

O estudo de eco-unidades se torna importante para o direcionamento de estratégias de conservação e prioridades de pesquisas, uma vez que nelas há diferença de diversidade de espécies e estrutura da vegetação (AMADOR; VIANA, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998). Sendo assim, a relação entre a percepção e utilização de uma espécie com o mosaico de eco-unidades que há na paisagem é de fundamental importância para se concentrar esforços para sua manutenção e estabelecimento.

E é desta necessidade de planejar paisagens que uma gama de técnicas de modelagens vem sendo desenvolvida com o intuito de contribuir com as pesquisas em biologia da conservação (MATOS, 2010). A criação de modelos se

tornou uma excelente ferramenta para a análise de paisagens fragmentadas, pois associam a ocorrência das espécies e as variáveis ambientais, visando mostrar em quais condições ambientais as populações podem se estabelecer, para assim, estimar a distribuição de áreas que contenham essas condições em uma unidade de estudo (GUISAN; THUILLER, 2005).

Nessa perspectiva a ecologia da paisagem se torna um instrumento valioso para a análise de remanescentes naturais. A ecologia de paisagem em sua definição pode relacionar processos ecológicos que afetam padrões, mudanças em padrões ao decorrer do tempo e como os elementos da paisagem se distribuem (FORMAN; GODRON, 1986). Também analisa a dinâmica e desenvolvimento da heterogeneidade da paisagem, as mudanças nessa paisagem, as interações em níveis espaciais e temporais, bem como a influência desta espacialidade heterogênea nos processos bióticos e abióticos e manejo (BRIDGEWATER, 1993).

Portanto, a ecologia de paisagem permite gerar uma análise em diferentes ramos da ciência, desta forma, podem apontar caminhos interessantes para uma relação homem-natureza mais sustentável (CARDOSO-LEITE *et al.*, 2005).

Juntamente à análise da paisagem, a escolha de uma espécie como indicadora ecológica se mostra interessante, pois para relacionar de forma prática, questões como a integridade da paisagem ou da biota, há a necessidade de selecionar espécies ou grupos que representem outras populações do mesmo sistema (FEINSINGER, 2001).

Para a avaliação da qualidade ambiental, bem como em análises das alterações provocadas no ambiente, o grupo das aves representa um indicador ecológico excelente (MATOS, 2010). Fatores como a fácil observação, o conhecimento já existente sobre o grupo (MATARAZZO-NEUBERGER, 1994), além da capacidade alta de resposta perante às mudanças ambientais (GAESE-BOHNING *et al.*, 1994), evidenciam a avifauna como vantajosa na utilização como indicadoras.

## 2. Objetivos e Justificativas

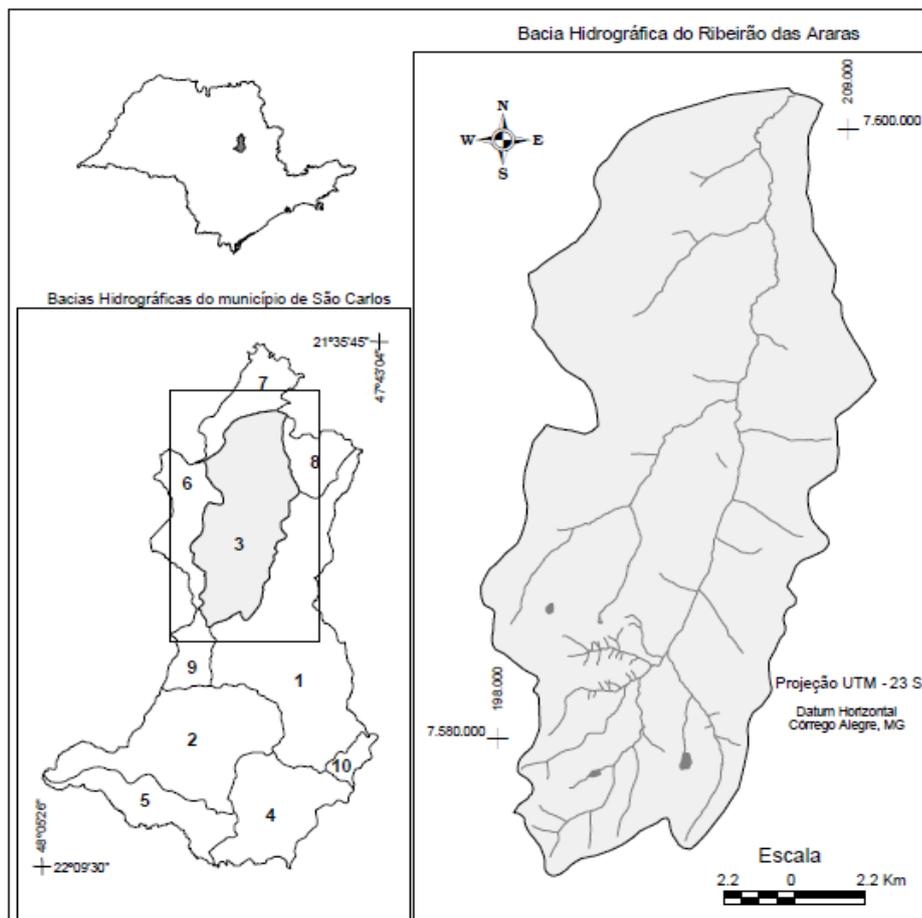
Considerando-se as questões acima expostas, este estudo objetivou discutir como os resultados da análise da paisagem em diferentes escalas e níveis de detalhamento da sua estrutura interferem na previsão da presença e tamanho populacional de uma espécie e na qualidade ambiental de uma unidade de estudo. Esta análise pode auxiliar no planejamento da paisagem, definindo, por exemplo, qual a melhor escala e nível de detalhe para determinar áreas prioritárias para conservação e recuperação, visando diminuir o isolamento de uma espécie qualquer e ampliar sua área para busca de recursos. Este conhecimento não é bem incorporado ao ordenamento do território (JENSEN *et al.*, 2000; JIM; CHEN, 2003; MARGULES; PRESSEY, 2000; NAKAMURA; SHORT, 2001; STEINER, 2000), nem tem sido esclarecido se e quais as condições espaciais são relevantes para manter populações viáveis de certas espécies na paisagem. Para esta análise, uma espécie do grupo das aves foi escolhida.

### 3. Material e Métodos

#### 3.1 Área de estudo

Para o desenvolvimento da pesquisa, foi escolhida uma bacia hidrográfica do município de São Carlos (SP) com uma paisagem fragmentada. A unidade de estudo escolhida foi a bacia hidrográfica do córrego do Araras, que possui uma área de 19.750,41 ha, ocupando aproximadamente 17,4% do território do município de São Carlos (PIRES *et al.*, 2004).

O município de São Carlos localiza-se entre as coordenadas geográficas 21°35'45" e 22°09'30" de latitude Sul e 47°43'04" e 48°05'26" de longitude Oeste, na região Nordeste do Estado de São Paulo, e ocupa aproximadamente uma área de 113.700 ha (1.137 km<sup>2</sup>) (Figura 1). Em São Carlos a área urbana se estende ao redor de 4.500 ha (45 km<sup>2</sup>) e cobre 4% aproximadamente de todo o território municipal (PIRES *et al.*, 2004).



**Figura 1-** Localização do município de São Carlos (SP) e da área de estudo representada pela bacia hidrográfica do Ribeirão das Araras (PIRES *et al.* 2004).

Foi escolhida a bacia hidrográfica do Ribeirão das Araras para planejar diferentes Modelos e proposições para a espécie selecionada. Esta bacia foi escolhida por apresentar habitats potenciais à espécie e por possuir dados disponibilizados pelo acervo cartográfico digital georreferenciado do município de São Carlos, (PIRES, 2003).

### **3.2 Escolha da espécie**

O grupo das aves foi o escolhido por ser um excelente indicador ecológico (GAESE-BOHNING *et al.*, 1994; MATARAZZO-NEUBERGER, 1994; MATOS, 2010).

Para assegurar que a escolha mais apropriada fosse feita, aplicou-se um questionário (anexos) a seis ornitólogos do estado de São Paulo de diversas instituições. Neste questionário foram definidos os seguintes critérios para a seleção da espécie: (I) presença em um grupo funcional importante, (II) possuir algum grau de ameaça e/ou endemismo, (III) possuir dados comportamentais consistentes, (IV) exigência por ambientes florestais e (V) possuir baixa plasticidade ambiental.

O questionário consistiu em uma carta de apresentação solicitando a colaboração dos ornitólogos e cinco questões gerais, além de uma tabela ao final com uma lista contendo espécies pré-selecionadas. Buscou-se elaborar as questões para cada espécie traçando o perfil desejado, as questões foram baseadas nos critérios descritos acima.

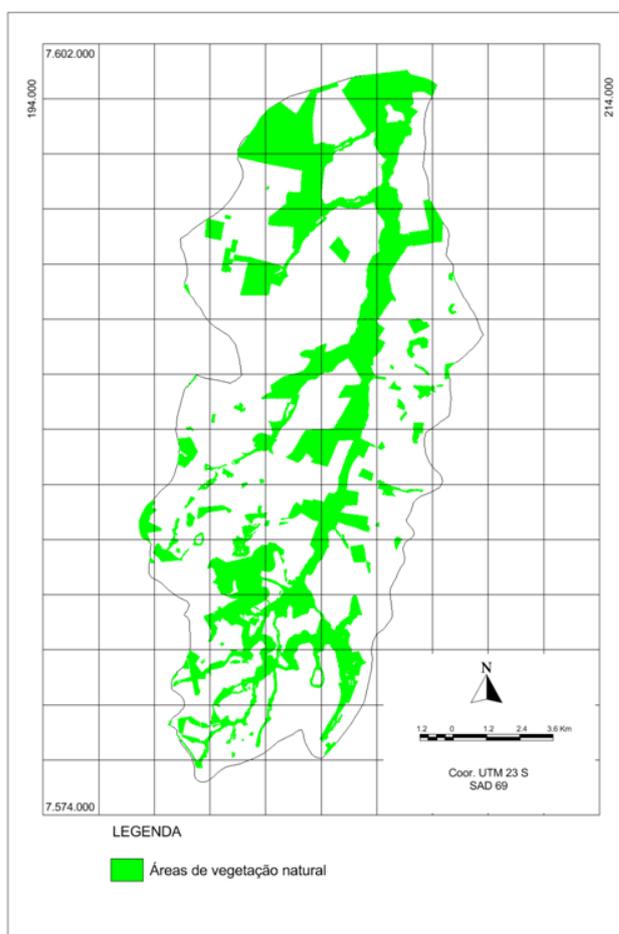
Para quantificar a adequação da espécie ao perfil desejado, o ornitólogo, ao responder cada questão, podia atribuir valores para cada espécie variando de zero (0), quando fora do perfil, a dez (10), quando totalmente adequada ao perfil, ou seja, o pesquisador responderia para cada espécie as cinco questões e, ao final, somaria a pontuação total das questões para cada espécie e a que possuísse maior pontuação seria aquela que julgou ideal ou mais apropriada ao projeto, segundo os critérios apresentados.

A tabela com as espécies pré-selecionadas foram inseridas com o propósito de sugerir algumas possibilidades aos questionados, contudo o questionário é bem claro em relação à liberdade aos colaboradores em inserir espécies na lista apresentada. A lista da tabela possuía originalmente sete espécies,

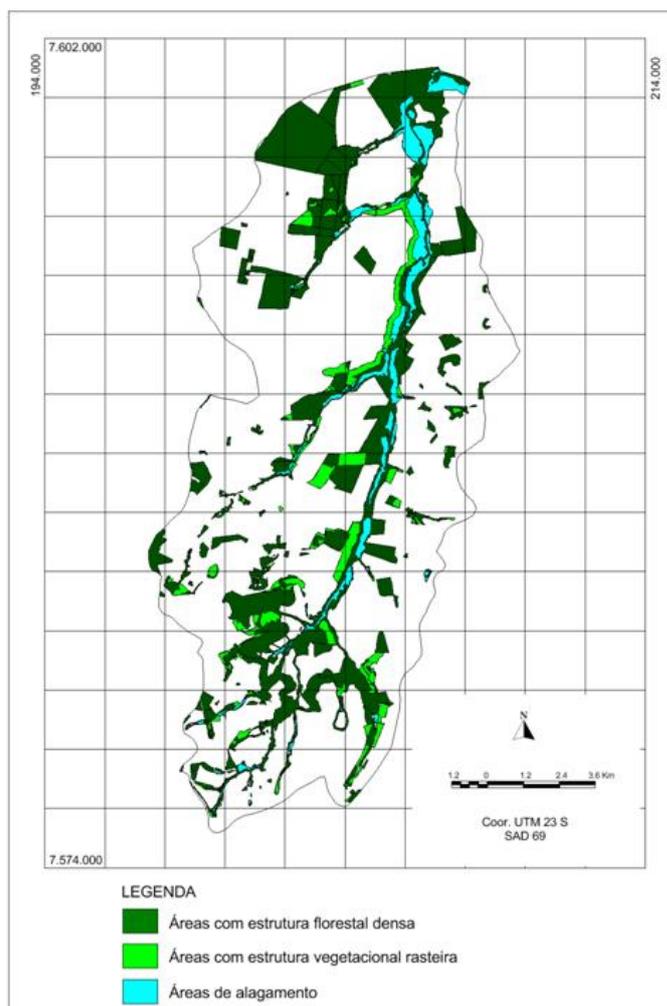
*Antilophia galeta*, *Campephilus melanoleucos*, *Crax fasciolata*, *Crypturellus undulatus*, *Penelope superciliaris*, *Rhynchotus rufescens* e *Saltatricula atricollis*.

### 3.3 Análise da paisagem

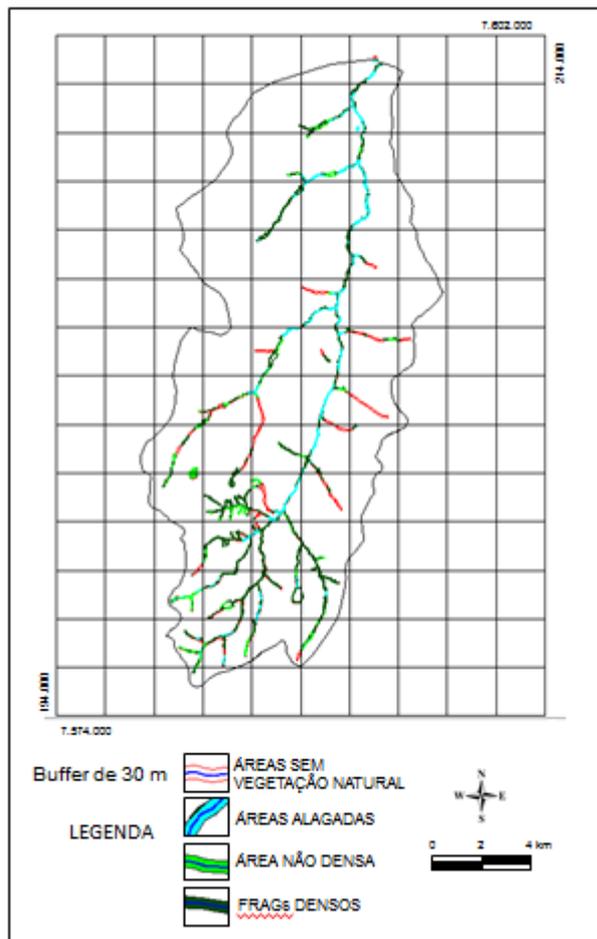
Foram definidas duas escalas para a análise da paisagem e três diferentes modelos para prever a presença da mesma e o seu tamanho populacional com distintos critérios nas escolhas de áreas com habitats potenciais para a espécie, sendo o primeiro modelo com uma escala mais grosseira e os outros dois com escala mais fina. Nas duas escalas foi realizada a interpretação de uma imagem de satélite Google Earth® de alta resolução, por meio visual com digitalização "em tela". O que diferiu os modelos, além dos critérios estabelecidos para análise da presença e tamanho populacional da espécie escolhida, foi a escala de interpretação da paisagem, pois no primeiro, Modelo 1 (Figura 2), a altitude do ponto de visão foi fixado em 77 km (+ ou - 5 km) enquanto que nos outros, os Modelos 2 e 3 (Figuras 3 e 4) a interpretação foi realizada fixando-se a altitude do ponto de visão em 2,5 km (+ ou - 2 km).



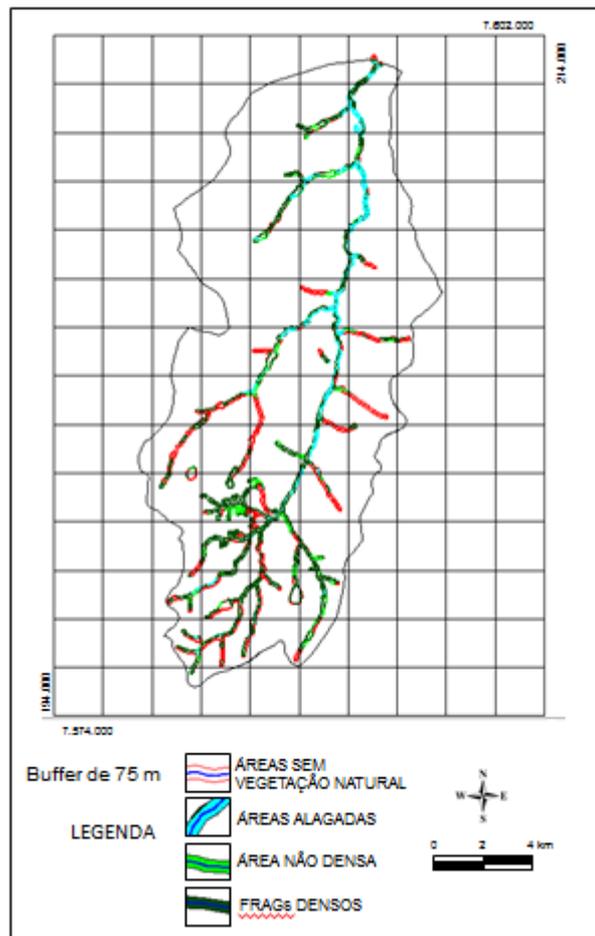
**Figura 2** - Modelo 1, áreas de vegetação natural considerada em sua totalidade como potencial área vida.



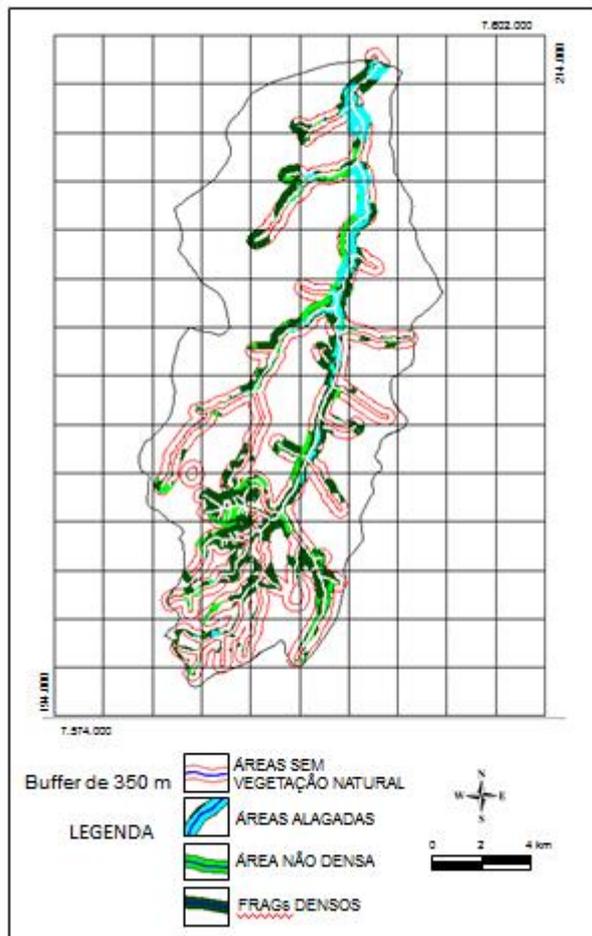
**Figura 3** - Modelo 2, áreas de vegetação natural discriminadas conforme as eco-unidades.



**Figura 4** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 30m de distância do rio.



**Figura 5 – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 75m de distância do rio.**



**Figura 6** – Modelo 3, áreas identificadas com buffer de 350m de distância do rio.

O ponto de visão do Modelo 1 simula uma visualização para a análise do uso da terra com imagens LANDSAT (pixel 30 x 30 metros de resolução espacial) que são utilizados em diversos trabalhos envolvendo análise de uso da terra, onde o nível de resolução das imagens são mais baixos quando comparados a imagens de alta resolução como os apresentados no Google Earth®. Já na escala dos Modelos 2 e 3, há a possibilidade de discriminar as áreas naturais em eco-unidades, evidenciando assim, a heterogeneidade nos fragmentos (AIDAR, 2000; AMADOR; VIANA, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998).

Para os Modelos foram determinadas as áreas de potencial ocorrência da espécie *Antilophia galeata*, escolhida para este estudo, e o tamanho populacional de acordo com dados de área de vida retirados da literatura. Para isso, basicamente foram levados em conta os estudos de área de vida realizados por Marini e Cavalcanti (1992) e características gerais da utilização de áreas naturais da espécie retirados de Marini (1992b) e Sick (1996).

Além das diferentes escalas de análise para elaboração dos Modelos, houve a distinção nos três Modelos em relação ao critério na determinação das áreas de habitats potenciais para a espécie, onde, no Modelo 1, todas as áreas naturais foram consideradas como habitats potenciais à espécie, enquanto que no Modelo 2 apenas as áreas com estrutura densa de vegetação (Figura 7) e alagáveis (Figura 9) foram consideradas como potenciais, excluindo áreas naturais com vegetação rasteira (Figura 8), e por fim, no Modelo 3 que considerou as mesmas eco-unidades do Modelo 2 como potenciais, mas limitou estas áreas à uma determinada distância do rio e seus afluentes.



**Figura 7** - Área natural de vegetação densa: Área com alta granulação, onde há uma grande concentração de vegetação de grande porte e um predomínio de rugosidade (heterogeneidade) e coloração verde escura.



**Figura 8** - Área de vegetação rasteira: Área com baixa granulação, onde há árvores/arbustos mais espaçados, predomínio de gramíneas. Coloração predominantemente verde clara.



**Figura 9** - Área alagada: Área com granulação intermediária, árvores/arbustos relativamente espaçados, com rugosidade intermediária e predomínio da coloração verde-acinzentada.

As informações digitalizadas nos três Modelos foram exportadas para o programa MapInfo® onde foi realizada a análise da paisagem. Os dados gerados e analisados foram ANT (Área Natural Total); PANT (Percentual de Área Natural Total sob a Bacia Hidrográfica); NF (Número de Fragmentos); NEUP (Número de Eco- Unidades Potenciais); AMF (Área Média dos Fragmentos); AF (Áreas fonte); NPTE (Número Populacional Total Estimado).

Portanto, em uma escala grosseira, o Modelo 1, a caracterização da estrutura da paisagem foi realizada separando-se apenas as áreas naturais das áreas antrópicas, ou seja, as manchas de hábitat natural foram consideradas como indistintas e consideradas como hábitat potencial para a espécie utilizando um valor 2 indivíduos por ha para a espécie escolhida para análise.

Na escala refinada, o Modelo 2, as áreas naturais foram discriminadas em eco-unidades, onde, (a) áreas com estrutura florestal densa, consideradas como hábitat potencial para a espécie, obtiveram o valor 2 indivíduos por ha, (b) áreas de alagamento, também consideradas como hábitat potencial para a espécie, porém com menor capacidade suporte, ficaram com o valor 1,5 indivíduos por ha e, (c) áreas com estrutura vegetacional rasteira, foram consideradas apenas como possíveis áreas de deslocamento e, portanto, valor 0 (zero) indivíduos por ha. Todas as áreas antrópicas, nos três Modelos, também receberam valor 0 (zero) de indivíduos por ha, pois não são habitats viáveis para a espécie.

O Modelo 2 foi subdividido em duas situações. Na primeira, não considerando o efeito de borda (Modelo 2 sem EB) e uma segunda situação com o efeito (Modelo 2 com EB). Em ambas os mesmos cálculos e análises foram realizados. No Modelo com EB excluiu-se (Buffer) 30 metros de área para cada eco-unidade presente, considerando os efeitos danosos à borda discutidos por Murcia (1995).

O Modelo 3, mais detalhado, além de considerar as eco-unidades e sua capacidade suporte para *Antilophia galeata*, mensurou um decréscimo nos valores da relação indivíduos:ha conforme aumenta a distância dos fragmentos em relação aos corpos d'água, pois sabe-se que a espécie é endêmica de mata galeria

(SICK, 1996; SILVA, 1995) e nidifica nas proximidades dos rios. Além desta informação, soma-se o relato de Marini (1992c) sobre um registro de um ninho atípico de *A. galeata* encontrado a 75 metros de distância do córrego, evidenciando a alta preferência de nidificação desta ave por habitats úmidos e densos, uma vez que a pouca distância dos corpos d'água já se torna extremamente difícil o registros dos ninhos.

Uma informação também importante, já que se trata de uma espécie florestal, é de Ranta e colaboradores (1998) que mostram que espécies com baixa plasticidade são incapazes de atravessar áreas abertas a distâncias superiores a 350 metros. Outra informação é a utilização de corredores por *A. galeata* registrada por Andrade e Marini (2001), ou seja, em ambientes conectados há a possibilidade de um maior deslocamento da espécie comparado aos locais sem a presença de corredores.

Portanto, para o Modelo 3, atribuiu-se os valores para áreas prioritárias da espécie relacionando tanto as eco-unidades quanto as distâncias do rio, aplicando diferentes "Buffers" para determinadas distâncias. Em áreas onde a distância do rio é de 30 metros, os valores se mantiveram os mesmos do Modelo 2, ou seja, valor 2 indivíduos por hectare quando a área for densa e 1,5 quando for alagada. Quando a distância está entre 30 e 75 metros do rio e as áreas estão conectadas com a mata ciliar/galeria o valor atribuído foi de 1,5 para áreas densas e 1 para alagáveis e quando não há conexão o valor foi de 1,25 e 0,75 respectivamente. Para distâncias entre 75 e 350 metros onde há conexão, os valores são de 1 para áreas densas e 0,5 para áreas alagáveis, sendo quando não há a conexão 0,5 e 0,25 respectivamente. Neste Modelo as áreas naturais que estavam à distância acima de 350 metros dos corpos d'água, foram consideradas áreas que não representavam habitats viáveis para a espécie. Em síntese os principais critérios utilizados nos três modelos estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Critérios e estratégias para todos os modelos gerados (Modelo 1, 2 e 3)

| <b>Modelo de Análise da Paisagem</b> | <b>Critérios</b>  | <b>Estratégia / Embasamento teórico</b>   |
|--------------------------------------|---|---|
| Modelo 1                             | <ul style="list-style-type: none"><li>• Áreas Naturais, sem discriminação em <u>eco-unidades</u></li></ul>  | Escala grosseira; Facilidade de interpretação da imagem.  |
| Modelo 2                             | <ul style="list-style-type: none"><li>• Áreas Naturais, com a discriminação em <u>eco-unidades</u></li><li>• Preferência de Habitat</li></ul>   | Escala fina; Possibilidade de discriminar <u>eco-unidades</u> . Inclusão do critério "Preferência de Habitat": Andrade & Marini (2001)  |
| Modelo 3                             | <ul style="list-style-type: none"><li>• Áreas Naturais, com a discriminação em <u>eco-unidades</u></li><li>• Preferência de Habitats</li><li>• Distância de corpos d'água (endemismo)</li></ul> | Escala fina; Possibilidade de discriminar <u>eco-unidades</u> . Inclusão dos critérios "Preferência de Habitat": Andrade & Marini (2001) e "Distância de corpos d'água": Marini (1992c) . |

A estimativa populacional de todos os Modelos foi quantificada através da área total de cada fragmento potencial para a espécie sobre os valores atribuídos a cada situação descrita acima, no caso do Modelo 1 um valor único de 2 (casal ocupando 1 ha) e nos casos dos Modelos 2 e 3, com valores correspondentes às eco-unidades e especificamente no Modelo 3 às distâncias do rio. Todos estes valores se baseiam, segundo Marini e Cavalcanti (1992), na constatação que um casal da espécie, monogâmica, necessita de uma área de aproximadamente 1 ha para se alimentar, defender território e se reproduzir e Krebs e Davies (1992) que mostram que em áreas mais apropriadas às espécies, há a tendência, numa distribuição despótica, em indivíduos ocuparem uma área menor do que os outros em que estão em locais mais periféricos, necessitando de mais área para obter seus recursos.

Foi ainda determinados e analisados, nos três Modelos, a quantidade de áreas-fonte (*sensu* PULLIAN, 1988), sendo que para a determinação destas, consideraram-se apenas fragmentos cujas populações fossem superiores a 500 indivíduos, tamanho populacional em que as taxas de mutações compensam a perda de variabilidade genética pelo efeito de deriva genética (SHOEMAKER *et al.*, 2013).

Foi também verificada a existência potencial de uma População Mínima Viável (PMV) para a espécie na área de estudo. O número da PMV foi obtido a partir do trabalho realizado por Traill, Bradshaw e Brook (2007), onde os autores estimaram o número mínimo populacional viável para determinados grupos como mamíferos, aves e répteis. Para aves especificamente, o número estimado foi de 3.310 indivíduos, sendo este, utilizado como referência na presente pesquisa. Apesar disso, sabe-se que o grupo das aves é extremamente diverso e que generalizar um número que representa a população mínima viável para todo o grupo se torna muito polêmico, em contrapartida percebe-se também a necessidade de ter-se por base um número estimado para tentar avaliar a situação atual da espécie sob determinada área de estudo.

### **3.4 Verdade terrestre**

Percorreu-se ao longo da bacia aproximadamente 150 km e verificou-se pontos aleatórios a fim de se mensurar a acurácia da interpretação da imagem de satélite da bacia hidrográfica analisada. Todos os pontos estavam de acordo com a sua correspondência em imagem, obtendo uma acurácia de 100%.

### **3.5 Proposições de manejo**

A proposta de manejo da paisagem foi baseada no modelo mais realístico, Modelo 3, e se baseou fundamentalmente na PMV segundo Traill, Bradshaw e Brook (2007), portanto se verifica a quantidade e localização de áreas que necessitam ser recuperadas caso a área existente não tenha condições de suportar uma população mínima viável para a espécie.

Estas proposições visaram o reestabelecimento da PMV e aumento de habitats potenciais, bem como, a capacidade de locomoção da espécie, recuperando áreas sem vegetação e aumentando a conectividade entre elas.

## 4. Resultados e Discussão

### 4.1 Escolha da espécie

O grupo das aves foi o escolhido para a análise da paisagem em questão por ser considerado um importante indicador biológico, pois estas, em especial aquelas de interior de hábitat, respondem as alterações na estrutura da paisagem e qualidade de hábitats. Gardner e colaboradores (2008) observam que as aves estão entre os grupos que melhor respondem às mudanças de áreas naturais. A partir do questionário entregue aos seis ornitólogos residentes no estado de São Paulo para auxiliar na escolha da espécie, foram obtidas respostas de quatro, sendo que dois indicaram apenas uma espécie para ser escolhida, ou seja, não utilizaram a lista das espécies enviada e, os outros dois ornitólogos responderam como o proposto, inserindo valores a cada espécie de ave.

Dos especialistas que optaram pela escolha de apenas uma espécie, um deles escolheu *Antilophia galeata*, afirmando que esta espécie seria a ideal, pois se adequava muito bem ao perfil proposto e que, além disso, caso houvesse a possibilidade de desenvolver trabalhos de campo, esta espécie possuía relativa facilidade de registro sonoro e visual, pois o macho possui um padrão de cores bem peculiar e vocalização característica.

O outro ornitólogo indicou a espécie *Penelope superciliares*, mostrando que esta é muito importante em ambientes degradados e fragmentados, já que é dispersora de sementes grandes, pois há pouquíssimos dispersores destas sementes nestas áreas. Explicou também que faltava conhecimento próprio sobre algumas espécies listadas no questionário para fazer uma avaliação mais bem embasada e que por isso selecionou apenas esta espécie para o estudo.

Os outros dois ornitólogos que responderam o questionário como o indicado, também incluíram espécies à lista presente, como o sugerido.

Para um dos ornitólogos, as três espécies mais bem valoradas foram *Crax fasciolata* (40 pontos), *Basileuterus leucophrys* (40 pontos) e *Antilophia galeata* (39 pontos). *Basileuterus leucophrys* foi inserido pelo ornitólogo por ser uma espécie endêmica de Cerrado e ter necessidade específica de matas de galeria com solos saturados em água, além de ser facilmente detectada pelo uso de playback, caso o estudo envolvesse avaliação de ocorrência real em campo. Colocou ainda que

*Antilophia galeata* possui as mesmas características que *Basileuterus leucophrys*, apenas diferenciando a necessidade de solos saturados em água, mas que as matas de galeria também eram habitadas.

Para o outro ornitólogo as três espécies que obtiveram os maiores valores foram *Geotrigon violacea* (34 pontos), *Antilophia galeata* (32 pontos), *Harbia rubica* (31 pontos). Sendo *G.violacea* e *H. rubica* inseridas à lista.

A escolha da espécie foi *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823) por ser uma espécie altamente frugívora, pertencendo a um grupo funcional importante, excelente dispersora de algumas sementes, uma espécie endêmica e florestal e com preferência em habitats úmidos possuindo uma baixa plasticidade ambiental. Portanto, esta espécie foi considerada a ideal para este estudo, baseando-se nos critérios pré-selecionados, nas análises dos questionários aplicados aos ornitólogos, além de revisão de literatura da espécie.

A espécie *Antilophia galeata*, também conhecida por Soldadinho, pertence à ordem Passeriformes e à família Pipridae, mede cerca de 13,9 cm (SICK, 1997), o adulto, tem uma massa de aproximadamente 20 g (MARINI; CAVALCANTI, 1992). É considerada uma das espécies mais notáveis da região central do Brasil (SICK, 1997).

Este Piprídeo é altamente dicromático (MARINI; CAVALCANTI, 1992). A fêmea adulta da espécie (Figura 11) apresenta uma coloração verde-escura com um topete discreto, apenas esboçado (SICK, 1997), já o macho adulto (Figura 10) apresenta uma plumagem preta ao longo do corpo e um longo topete de coloração vermelha (MARINI; CAVALCANTI, 1992). Machos subadultos (Figura 12) tem uma plumagem verde misturada com penas pretas e vermelhas. Machos ainda imaturos são muito parecidos às fêmeas (MARINI, 1992).

A *A. galeata* é altamente frugívora (MARINI, 1992a; MARINI; CAVALCANTI, 1992), tendo em sua dieta basicamente frutos, mas podendo também consumir eventualmente artrópodos (MARINI, 1992a). O consumo de artrópodos foi associado à participação ocasional em bandos mistos, sendo uma estratégia oportunística (MARINI, 1992a). Ela mostrou em alguns estudos ser altamente dispersora de frutos de algumas espécies, como, por exemplo, de *Foramea cyanea*, tendo a maior taxa de consumo de frutos por minuto na mata de galeria,

apresentando o melhor potencial para dispersão deste fruto (MELO, BENTO; OLIVEIRA, 2003).



**Figura 10** – Macho Adulto. SALLES, O. C. (2009). [WA305912, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/305912>> Acesso em: 19 Fev 2014.

**Figura 11** – Fêmea Adulta. CALIL, T. (2011). [WA513745, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/513745>> Acesso em: 19 Fev 2014.

**Figura 12** – Macho Subadulto (jovem). SILVEIRA, J. C. (2012). [WA562108, *Antilophia galeata* (Lichtenstein, 1823)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/562108>> Acesso em: 19 Fev 2014.

Esta espécie é dependente de áreas florestais (ANDRADE; MARINI, 2001; MARINI, 2001), endêmica de mata de galeria (MARINI, 1992; SICK, 1997; SILVA, 1997; MACEDO, 2002; SILVA; BATES, 2002), dependendo fortemente de áreas florestais úmidas para sua sobrevivência e reprodução. Sua distribuição vai do Nordeste do Brasil, Maranhão, Piauí e Bahia em direção ao Sul do Brasil, passando por Mato Grosso, Goiás, oeste de Minas Gerais, São Paulo e Paraná chegando até o Paraguai (SICK, 1997). *Antilophia galeata* é caracterizada por ser uma espécie extremamente *briguenta* (SICK, 1997), tendo um aspecto territorial muito forte.

A *Antilophia galeata* é uma espécie monogâmica e possivelmente com parceria única por estação de acasalamento, pela área de vida do macho frequentemente ser cruzada com a área de vida de apenas uma fêmea (MARINI;

CAVALCANTI, 1992). Ela é uma espécie dependente de áreas florestais, tendo alguma dificuldade de cruzar áreas abertas. Seu deslocamento entre corredores é frequente (ANDRADE; MARINI, 2001) e constitui uma excelente conexão para deslocamento entre fragmentos naturais e fluxo gênico da espécie.

Existem poucos estudos sobre o comportamento de deslocamento de *Antilophia galeata* em paisagens. A área onde a espécie defende (territorialidade), onde se desloca, obtém recursos e reproduz é chamada área central, e foi quantificada por Marini e Cavalcanti (1992) em dois indivíduos machos da espécie. Neste estudo foi verificado que, em um dos indivíduos, a área central foi de aproximadamente 80 x 120 m ou 0,96 ha e para o outro foi de aproximadamente 60 x 100 m ou 0,60 ha.

A área de vida, que é a área central mais algumas áreas onde esporadicamente o indivíduo pode ser encontrado, não foi quantificada neste estudo, mas não pareceu ser muito maior do que suas respectivas áreas centrais, utilizando apenas uma análise visual de uma figura retirada do estudo de Marini e Cavalcanti (1992). Segundo Andrade e Marini (2001), em seus estudos sobre movimentação de aves entre fragmentos de floresta natural, a área de vida de *Antilophia galeata*, assim como de algumas espécies, podem envolver apenas alguns fragmentos florestais, não sendo algo muito extenso.

#### **4.2 Análise da paisagem**

Para a análise da paisagem, foram elaborados quatro modelos com diferentes abordagens e critérios de áreas potenciais à espécie. Os dados gerados para todos os modelos estão inseridos na Tabela 2.

##### *Modelo 1*

Neste modelo as áreas naturais foram consideradas como indistintas, sendo todas as áreas naturais encontradas consideradas como áreas potenciais para a espécie. Os dados gerados para este modelo foram ANT (Área Natural Total); PANT (Percentual de Área Natural Total sob a Bacia Hidrográfica); NF (Número de Fragmentos); AMF (Área Média dos Fragmentos); AF (Áreas fonte); NPTE (Número Populacional Total Estimado).

### Modelo 2 sem Efeito de Borda (sem EB)

No Modelo 2, a abordagem utilizada buscou analisar a heterogeneidade dentro dos fragmentos, subdividindo-os em eco-unidades relacionadas às áreas preferenciais de *Antilophia galeata*. Os dados gerados neste Modelo foram ANPT (Área Natural Potencial Total); PANPT (Percentual de Área Natural Potencial Total sob a Bacia Hidrográfica); NEUP (Número de Eco-Unidades Potenciais); AMF (Área Média dos Fragmentos); AF (Áreas fonte); NPTE (Número Populacional Total Estimado).

### Modelo 2 com Efeito de Borda (com EB)

Este Modelo é uma variação do Modelo 2 sem EB, sendo a única diferença em sua abordagem, a aplicação de um efeito de borda para os fragmentos, excluindo assim, trinta metros de fragmento causados por este efeito. Os dados gerados para este Modelo foram ANPT (Área Natural Potencial Total); PANPT (Percentual de Área Natural Potencial Total sob a Bacia Hidrográfica); NEUP (Número de Eco-Unidades Potenciais); AMF (Área Média dos Fragmentos); AF (Áreas fonte); NPTE (Número Populacional Total Estimado).

### Modelo 3

Neste Modelo, além da subdivisão dos fragmentos em eco-unidades, outro aspecto foi considerado. Conforme a distância das áreas naturais aumentasse em relação ao rio, havia a redução do número populacional da espécie *Antilophia galeata*, pois haveria maior necessidade de área para as espécies se sustentarem. Os dados gerados para este Modelo foram ANPT (Área Natural Potencial Total); PANPT (Percentual de Área Natural Potencial Total sob a Bacia Hidrográfica); NEUP (Número de Eco-Unidades Potenciais); AMF (Área Média dos Fragmentos); AF (Áreas fonte); NPTE (Número Populacional Total Estimado).

**Tabela 2.** Resultados gerados para os Modelos

| Modelo | ANPT     | PANPT | NFP  | AMF   | AF | NPTE   |
|--------|----------|-------|------|-------|----|--------|
| 1      | 5.509,84 | 28%   | 155  | 35,54 | 4  | 11.017 |
|        |          |       | NEUP |       |    |        |
| 2      | 4.740,00 | 24%   | 169  | 28,04 | 4  | 8.872  |
| 2a     | 3.202,55 | 16%   | 160  | 18,83 | 3  | 6.212  |
| 3      | 2.757,07 | 14%   | 150  | 13,51 | 3  | 2.853  |

ANPT = Área Natural Potencial Total;

PANPT = Percentual de Área Natural Potencial Total sob a Bacia Hidrográfica;

NFP = Número de Fragmentos Potenciais;  
NEUP = Número de Eco-Unidades Potenciais;  
AMF = Área Média dos Fragmentos;  
AF = Áreas fonte;  
NPTE = Número Populacional Total Estimado.

Observa-se como as diferentes análises sob a mesma paisagem podem gerar resultados completamente distintos. Percebe-se uma gradual perda de hábitat potencial e número populacional estimado quando analisamos o Modelo 1, o menos detalhista, para o Modelo 3, em que há mais informações relacionadas à espécie *Antilophia galeata*.

No Modelo 1, a análise da paisagem se dá na perspectiva de fragmentos naturais, não considerando a heterogeneidade que o mesmo possa ter, ou seja, a análise é feita em uma escala mais grosseira. Portanto, qualquer área natural será uma área potencialmente habitável pela ave, sendo que neste quadro os critérios preferência de hábitat (eco-unidades) e área de nidificação (distância do rio) não foram incluídos.

Sendo assim, a ANPT e PANPT foram altos em relação aos outros Modelos, respectivamente 5.509,84 ha e 28%. Com isso, conseqüentemente o NPTE também foi elevado, estimando a existência de uma população de 11.017 indivíduos, aproximadamente 3 vezes a população mínima viável (PMV) na bacia hidrográfica, tendo por base o número de 3.310 indivíduos para uma PMV, retirado de Traill, Bradshaw e Brook (2007).

Além disso, neste Modelo foram estimadas quatro áreas fonte, considerando capacidade de abrigar um número mínimo de 500 indivíduos por fragmento, segundo Shoemaker e colaboradores (2013), sendo que uma destas áreas não tem qualquer relação com áreas ripícolas, ou seja, há uma distância muito grande do rio com esta área. Sendo assim, podemos questionar se há consistência em considerar que uma área não relacionada com córregos seja uma área fonte, pois a espécie é endêmica de mata galeria (MARINI, 1992; SICK, 1997; SILVA, 1997; MACEDO, 2002; SILVA; BATES, 2002) e, portanto tem dependência destas áreas úmidas para sobreviver e se reproduzir.

Este Modelo apresenta 155 fragmentos, e o resultado de AMF é 35,54 ha, número que mostra um tamanho médio de fragmentos relativamente alto quando comparados com os Modelos seguintes, evidenciando principalmente um menor

efeito sob a borda dos fragmentos e uma maior área potencial de hábitat para a espécie. Portanto, neste Modelo, há, em tese, o efeito de borda menor, então, há menores mudanças nas condições bióticas e abióticas dos fragmentos causando menos mortalidade da flora (Murcia, 1995) mantendo uma estrutura de dossel mais densa, o que seria vantajoso para *Antilophia galeata*, pois trata-se de uma espécie dependente de áreas florestais (ANDRADE; MARINI, 2001; MARINI, 2001).

Esta caracterização do Modelo 1, considerando a quantidade de hábitat potencial e o tamanho médio dos fragmentos, traz a ideia de um menor isolamento e uma maior conectividade das áreas para a espécie, quando comparada com os Modelos seguintes. Portanto, percebe-se que este Modelo se torna inapropriado em relação à espécie de estudo, pois deixa de considerar alguns critérios extremamente importantes, como a dependência da espécie por áreas florestais e seu endemismo (ligação com áreas próximas ao rio).

Isto reflete numa análise de paisagem inadequada, pois possivelmente superestima a quantidade de áreas potenciais e tamanho populacional, além de qualificar a paisagem, em termos de conectividade e qualidade dos fragmentos extremamente boas para a espécie *Antilophia galeata*, dando uma perspectiva de paisagem muito positiva para a espécie, contudo muito defasada em relação à uma análise mais detalhada e próxima do real.

No Modelo 2 sem EB, a perspectiva da análise muda, pois neste Modelo foi considerada a heterogeneidade do interior dos fragmentos subdividindo-os em eco-unidades (AIDAR, 2000; AMADOR; VIANA, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998), ou seja, há a utilização, nesta análise, de uma escala mais fina na paisagem, considerando a dependência de áreas florestais e úmidas para a espécie, mantendo apenas como áreas potenciais as áreas de vegetação densa e alagáveis e desconsiderando as áreas com predomínio de vegetação rasteira.

Em relação ao Modelo anterior, no Modelo 2 a ANPT e PANPT diminuíram, quantificando 4.740,00 e 24% respectivamente. Seu NPTE, conseqüentemente, foi mais baixo que o do Modelo 1, sendo estimado 8.872 indivíduos da espécie na paisagem, ou aproximadamente duas vezes a PMVs. Contudo, a análise ainda apresentou as mesmas quatro áreas fontes que foram indicadas no Modelo anterior.

O Modelo 2 apresenta 169 eco-unidades potenciais, e uma AMF de 28,04 ha, evidenciando um menor tamanho médio de fragmentos relacionados ao Modelo 1. Neste modelo foi inserido o critério preferência de habitat (eco-unidades florestal e áreas úmidas), excluindo assim todas as áreas naturais que fossem predominantemente de vegetação rasteira, pois de fato não seriam utilizadas para sobrevivência e reprodução. Com este Modelo um pouco mais detalhado, temos que a estimativa do número de áreas potenciais e populacional são menores e há um provável aumento no efeito de borda e isolamento das áreas, diminuindo a conectividade entre os fragmentos, quando comparamos estes dados com o Modelo 1.

Neste modelo, embora mais detalhado, ainda não é contemplado o critério importante como o endemismo da espécie (distância do rio para a sua nidificação e sobrevivência) e, portanto as áreas florestais são consideradas potenciais e com o mesmo valor de áreas distantes ou próximas ao rio. Aparentemente o modelo ainda superestima a população e considera áreas que provavelmente a espécie não ocorreria.

O Modelo 2 com Efeito de Borda (EB), é um pouco mais detalhado que o Modelo 2 sem EB. A principal mudança é a exclusão das bordas dos fragmentos naturais em 30 metros, simulando a ação do efeito de borda nas áreas naturais. Este efeito traz consequências tanto para a biota local quanto aos fatores abióticos destas áreas, alterando toda a dinâmica de interações locais. Há, então, mudanças bióticas relacionadas à distribuição e abundância das espécies, pois estes fatores estão intrinsecamente ligadas à estrutura da borda que são alteradas por mudanças em fatores abióticos como aumento da dessecação, alteração de correntes de vento, dentre outras (MURCIA, 1995).

Portanto, considerando a existência de um efeito de borda em cada fragmento, tem-se uma redução da ANPT e PANPT em relação ao Modelo 2 sem EB. Estes dados foram quantificados em 3.202,55 e 16% respectivamente. Tendo uma menor estimativa de área potencial para *Antilophia galeata* e, conseqüentemente, a estima populacional (NPTE) de 6.212 indivíduos foi mais baixa, embora ainda apresente uma população maior que a viável (PMV) da espécie.

Neste Modelo, o NEUP foi de 160 sendo que a AMF de 18,83 também declinou ao se comparar com o Modelo anterior. Em relação às áreas fonte, houve uma redução em relação aos Modelos anteriores, o número de AF foi de três áreas. Neste Modelo se considerou um maior efeito de borda comparando o Modelo 2 sem EB com o Modelo 1, portanto, temos uma estimativa prática deste efeito atuando sob as bordas.

Neste Modelo, portanto há uma situação diferente do anterior, excluindo áreas que provavelmente perderiam estrutura de vegetação ao longo do tempo pelo efeito de borda e não seria utilizada pela ave. Contudo, ainda sim, os mesmos aspectos não abordados no Modelo 2 sem EB tornam este Modelo também insatisfatório, pois deixa de considerar elementos fundamentais como área de nidificação e endemismo.

O Modelo 3 apresenta uma análise diferenciada em relação aos Modelos anteriores, pois é o mais detalhado, nele são inseridos critérios específicos relacionados ao comportamento da espécie com as áreas naturais. Este Modelo, além de considerar os mesmos aspectos do Modelo 2 sem EB, como a análise em eco-unidades envolvendo a dependência de áreas florestais e úmidas, é utilizado o critério de dependência da espécie *Antilophia galeata* em relação a mata de galeria (MARINI, 1992; SICK, 1997; SILVA, 1997; MACEDO, 2002; SILVA; BATES, 2002) que restringe à uma certa distância do rio sua área de defesa e nidificação.

Portanto, neste Modelo, além de considerar as eco-unidades foi definido um gradiente em distâncias do rio relacionadas a áreas potenciais para a espécie, ou seja, quanto mais longe do rio, menor o número de indivíduos da espécie e maior a área utilizada para sua sobrevivência, considerando a ideia de distribuição despótica de Krebs e Davies (1992), já que esta espécie é extremamente *briguenta* e territorial (MARINI; CAVALCANTI, 1992; SICK, 1997).

Todos os dados gerados para as distâncias de 30m, 75m e 350m foram somados e analisados para o Modelo 3. Portanto, pra este Modelo a ANPT e PANPT foi de 2.757,07 ha e 14% respectivamente, diminuindo estas estimativas em relação aos Modelos anteriores, e conseqüentemente diminuindo a estimativa do NPTE em 2.853 indivíduos, neste caso abaixo do número da PMV segundo Traill, Bradshaw e Brook (2007).

Este Modelo apresentou 150 NEUP e menor AMF de todos os Modelos analisados, mostrando que há, em tese, a maior influência sob as bordas e os menores fragmentos em média, aumentando ainda mais o isolamento e diminuindo a conectividade destas áreas para a sobrevivência e manutenção da espécie na unidade de estudo.

O número de AF se manteve o mesmo do Modelo 2 com EB, ou seja, três áreas com capacidade de abrigar uma população igual ou superior à 500 indivíduos (SHOEMAKER *et al.*, 2013).

Este Modelo, dentre os trabalhados, mostra-se o mais apropriado para a espécie, pois elenca um maior número de critérios incluídos, já que considera a preferência da ave por estruturas vegetacionais densas ou alagáveis, percebendo os fragmentos em eco-unidades, além de considerar o endemismo em mata de galeria e a preferência de hábitat e área de nidificação da espécie, inserido um gradiente de valores da relação indivíduos:área conforme se distancia do rio, e também um limite de distância para se considerar como área potencial. Portanto, este Modelo apresenta uma análise mais próxima do real sobre a situação da espécie na bacia hidrográfica.

Percebe-se ao analisar todos os Modelos que a situação para a espécie muda completamente, já que o nível de detalhamento é crescente do Modelo 1 ao Modelo 3, tanto na escala, quanto na adição de critérios de percepção da paisagem de *Antilophia galeata*.

Conforme há a elaboração dos Modelos, vê-se um declínio na estimativa de área potencial, áreas fonte, tamanho médio dos fragmentos e número populacional. Nos Modelos 1, 2 sem EB e 2 com EB, observa-se a manutenção da estimativa no número populacional maior que a PMV da espécie, seguindo os dados de Traill, Bradshawe Brook (2007), já no Modelo 3, não se evidencia a existência de uma PMV, ou seja, no Modelo onde tem-se maior nível de detalhe na análise da paisagem, a estimativa populacional não supera um mínimo viável, mostrando que há uma preocupação muito grande na manutenção e estabelecimento da espécie na unidade de estudo, necessitando de áreas à serem recuperadas para que se atinja pelo menos a população mínima viável (PMV).

Isso decorre do aumento de informações (critérios) inseridos para "rodar" cada modelo. Entretanto, para aumentar o número de critérios é necessário

melhorar a abordagem de análise espacial. Neste sentido, a abordagem inicial foi aumentar a escala de análise (resolução espacial), permitindo avaliar melhor a heterogeneidade espacial. A heterogeneidade espacial pode ser definida como a complexidade e variabilidade de um sistema imóvel no tempo e no espaço (LI; REYNOLDS, 1994) e é uma função da escala (WIENS, 1989; ALLEN; HOEKSTRA, 1992).

Enquanto que, o Modelo 1 discriminava apenas o que era área antrópica em relação a área natural (pouca heterogeneidade), a partir do Modelo 2, com o aumento da resolução espacial foi possível discriminar as áreas naturais conforme suas eco-unidades, permitindo analisar melhor a heterogeneidade espacial e incluir o critério relacionado a preferência de hábitat da espécie escolhida, e, a partir disto, inferir o tamanho populacional.

Isso ocorre também com o número de áreas fonte, onde nos Modelos 1 e 2 sem EB são quatro áreas fonte, contudo, nos Modelos 2 com EB e 3, vê-se um declínio de uma área fonte, mostrando também uma situação diferenciada quando aumentamos a riqueza de detalhe para a análise.

Com isso, temos que análises em escalas mais grosseiras são inapropriadas principalmente para espécies mais específicas, como é o caso de *Antilophia galeata*, que é endêmica de mata galeria, e não possui uma plasticidade ambiental muito grande. Há, portanto, a possibilidade de superestimar a população de uma espécie e considerar áreas fonte de maneira equivocada, sendo assim, compreendendo a paisagem em uma dada situação positiva para espécie e livre de preocupações que não correspondem à realidade, pelo simples fato de não levar em consideração ou não se ter conhecimento de alguns dados comportamentais, além de analisar a paisagem em uma escala inapropriada para a utilização de algumas espécies na unidade estudada.

Portanto, vê-se, numa análise mais detalhada desta paisagem da bacia hidrográfica do Ribeirão –Araras que a situação atual da espécie *Antilophia galeata* é preocupante. Observa-se que a falta de hábitat para a espécie é devido às atividades antrópicas, onde a fragmentação destes hábitats acaba por ter consequências muito negativas (TABARELLI; GASCON, 2005) e possivelmente a área não suporta uma PMV para a manutenção e estabelecimento da espécie.

Sabe-se que há limitações relacionadas à metodologia aplicada, pois analisou-se a bacia hidrográfica como uma paisagem isolada das outras, ou seja, não se considerou o entorno da mesma, porém, ainda assim, temos uma situação que pode ser inapropriada para a espécie de estudo, havendo a possibilidade desta população local estar em declínio (SCARIOT, 1998).

Isso se torna ainda mais preocupante ao sabermos que o sistema de reservas brasileiros foi considerado insatisfatório no trabalho de Marini e colaboradores (2009) para a proteção atual e futura de aves endêmicas, incluindo *Antilophia galeata*. Com isso, há a necessidade de se planejar as unidades de estudo pensando também nas espécies mais sensíveis e menos plásticas, pois as mesmas podem ser consideradas como espécies guarda-chuva (HANSBAUER *et al.*, 2010) e de extrema importância.

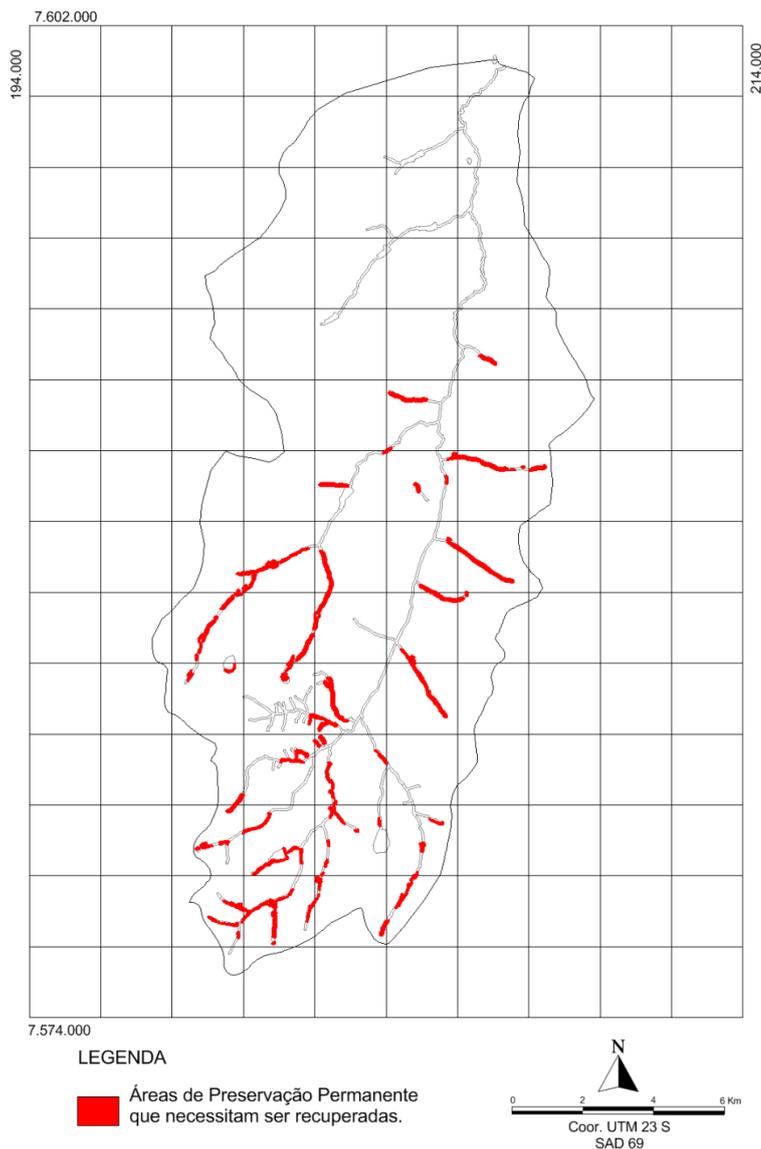
Para isso, a proposta de criação de modelos adequados para estas espécies se torna crucial na conservação das mesmas. Determinados modelos podem ter resultados insatisfatórios para determinadas espécies, por exemplo, o trabalho de Corrêa e colaboradores (2010) mostra a inconsistência na previsão de distribuição de algumas espécies pelo método GARP apresentando muitos erros, sendo insatisfatório inclusive para a espécie *Antilophia galeata*, além de outras espécies endêmicas.

No presente trabalho, foi possível verificar também a inconsistência de modelos que não incorporaram informações básicas da espécie, pois não refletem a verdadeira distribuição, ocupação, número populacional dentre outros aspectos da espécie. Esta problemática também é ressaltada no trabalho de Corrêa e colaboradores (2010).

#### **4.3 Proposição de manejo**

Considerando o Modelo 3 foi verificado que existe a necessidade de recuperar 164 ha (plantio de essências nativas) de Área de Preservação Permanente (30 metros ao longo dos rios) que atualmente se encontram degradados. Neste modelo foi verificado que a população não chega ao mínimo

viável, sendo necessária uma área de 153 ha de habitat potencial para atingir a população de 3310 indivíduos. Nesse sentido, se todas as APPs fossem recuperadas haveria a possibilidade de manter uma população mínima viável na bacia estudada, além de se promover uma maior conectividade entre as áreas, já que as APPs podem funcionar como corredores ecológicos para esta espécie, sendo os mesmos, extremamente importantes (ANDRADE; MARINI, 2001). As áreas que necessitam ser recuperadas estão apresentadas na figura 13.



**Figura 13** - Áreas que necessitam ser recuperadas para permitir acomodar uma população mínima viável da espécie sob estudo.

## 5. Conclusões

Os estudos que visam definir se uma área possui quantidade de habitat suficiente para manter populações viáveis de uma espécie são extremamente importantes para a conservação, gerando conhecimento e possibilitando a sua incorporação em planos de conservação e manejo da paisagem. Ao mesmo tempo, são necessários cuidados específicos com relação a escolha da espécie a ser modelada, assegurando que os camadas de informação disponíveis representem premissas das necessidades ecológicas dessa espécie, permitindo uma modelagem mais realística.

Os modelos em ecologia de paisagem são extremamente importantes e são ferramentas muito valiosas (GUISAN; THUILLER, 2005), no entanto, deve-se ter um cuidado muito grande em se analisar qual o modelo mais apropriado para uma determinada espécie, pois a maneira com que a paisagem pode ser analisada pode gerar resultados completamente distintos e por vezes defasados da situação real, como evidenciou este trabalho.

## Referências Bibliográficas

AIDAR, M. P. M. **Ecofisiologia das estratégias de utilização de nitrogênio em árvores da floresta neotropical**. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

ALLEN, T. F. H.; HOEKSTRA, T. W. *Toward a unified ecology*. New York: Columbia University, 1992.

AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Sistema agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. Série Técnica. **IPEF**, Piracicaba, v.12 n.32,1998.

ANDRADE, R. D.; MARINI, M. Â. Bird movement between natural forest patches in sotheast Brazil. **In:** Albuquerque JLB et al. (Eds.) *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão. Editora Unisul. p. 125-136, 2001.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, p. 355-366, 1994.

BEGON, M.; MORTIMER, M. **Population ecology: A unified study of animals and plants**. 2. ed. Oxford: Blackwell, 1986.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. H. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BRIDGEWATER, P. B. Landscape ecology, geographic information systems and nature conservation. p. 23-36. **In:** R. Haines-Young; D.R. Green; S. Cousins (eds.). *Landscape ecology and geographic information systems*. New York, Taylor; Francis Eds, 1993.

CARDOSO-LEITE, E.; PAGANI, M. I.; MONTEIRO, R. R.; HAMBURGER, D. S. Ecologia da paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiaí, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 19: 233-243, 2005.

CORRÊA, J. S.; LEITE, L. O.; GARCIA, F. I.; MARINI, M. Â. Modelagem de nicho ecológico (GARP) para aves endêmicas do Cerrado: uma análise crítica. **In:** I.R.

Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Cavalcanti; R.B. Machado (Orgs), Informações quantitativas sobre a biodiversidade do cerrado. Thesaurus Editora, Brasília, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 34:487-515, 2003.

FARIA, I. P. Registros de aves globalmente ameaçadas, raras e endêmicas para a região de Vicente Pires, Distrito Federal, Brasil. **Revista brasileira de ornitologia** 15(1): 117-122, 2007.

FEINSINGER, P. Designing field studies for biodiversity conservation. Washington DC: **The Nature Conservancy**, 2001.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, 309, 570–574, 2005.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York, John Wiley, 1986.

GAESE-BOHNING, K; TAPER, M. L.; BROWN, J. H. Avian community dynamics are discordant in space and time. **Oikos**, Kobenhavn, v. 70, p. 121-126, 1994.

GARDNER *et al.*, The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, 11, 139-150, 2008.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 993-1009, 2005.

HANSBAUER *et al.* Landscape perception by forest understory birds in the atlantic rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape ecol.** 25:407-417, 2010.

JENSEN, M. B. *et al.* Green structure and sustainability: developing a tool for local planning. **Landscape and urban planning**, 52(2/3): 117-133, 2000.

- JIM, C. Y.; CHEN, S. S. Comprehensive green space planning based on landscape ecology principles in compact nanjing city, china. **Landscape and urban planning**, 65 (3): 95-116, 2003.
- KREBS, J. R.; DAVIES, N. B. **Introdução a ecologia comportamental**. Oxford, Blackwell publishing, 420p, 1992.
- LI, H.; REYNOLDS J, F. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. **Ecology** 75:2446–55, 1994.
- MACEDO, R. H. F. The avifauna: ecology, biogeography, and behavior, p. 242-265. **In:** P. S. Oliveira e R.J. Marquis (eds) *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 2002.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, 405 (6783): 243-253, 2000.
- MARINI, M. Â. Foraging behavior and diet of helmeted manakin. **The condor**, 94: 151-158, 1992a.
- MARINI, M. Â. Notes on the breeding and reproductive biology of the Helmeted Manakin. **The wilson bulletin**, 104(1): 168-173, 1992b.
- MARINI, M. Â. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International** 11: 11-23, 2001.
- MARINI, M. Â.; BARBET-MASSIN, M.; LOPES, L. E.; JIGUET, F. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. **Biological Conservation**, 142, 3039–3050, 2009.
- MARINI, M. Â.; CAVALCANTI, R. B. Mating system of the Helmeted Manikin (*Antilophia galeata*) in central Brazil. *The auk*, 109(4): 911-913, 1992.
- MATARAZZO-NEUBERGER, W. M. Avifauna urbana de dois municípios da Grande São Paulo. **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, v. 121, n. 4, p. 89-106, 1992.
- MATOS, R. S. **Avaliação das ferramentas de modelagem preditiva de nicho fundamental para espécies de aves do Parque Estadual da Serra do Mar e Núcleo São Sebastião – SP**. 122p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais).

Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MELO, C.; BENTO, E. C.; OLIVEIRA, P. E. Frugivory and dispersal of *Faramea cyanea* (rubiaceae) in cerrado woody plant formations. **Brazilian journal of biology**, 63(1): 75-82, 2003.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71(31): 445-463, 1999.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; GILL, P. C.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots: Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 2000.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*, 10(2) 58-62, 1995.

MYERS, N. R. A.; MITTERMEIER, C. G.; MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA; J. KENT. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858. 2000.

NAKAMURA, T.; SHORT, K. Land-use planning and distribution of threatened wildlife in a city of japan. **Landscape and urban planning**, 53(1/4): 1-15, 2001.

PÉRICO *et al.* Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. **Anais xii simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**, Goiânia, Brasil, 16-21 Abril, INPE. p. 2339-2346, 2005.

PIRES, A. M. Z. C. R.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J.E. Avaliação da integridade ecológica em bacias hidrográficas. **In: Santos JE et al. (eds.). Faces da polissemia da paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos, Editora Rima – Fapesp. p. 123-155, 2004.

PROBIO - **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Monitoramento do bioma pampa 1996 - 2002**. Brasília: MMA, 76p, 2002.

PULLIAM, H. R. Sources, sinks, and population regulation. **The american naturalist**, 132(5): 652-661, 1988.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMEA, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments.

**Biodiversity and Conservation** 7:385-403, 1998.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, 287, 1770–1774, 2000.

SCARIOT, A. Conseqüências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia Central. **Série Técnica IPEF** 12:71-86, 1998.

SHOEMAKER, K. T., A. R.; BREISCH, J. W.; JAYCOX, J. P.; GIBBS. Re-examining the minimum viable population concept for long-lived species. **Conservation Biology** DOI: 10.1111/cobi.12028, 2013.

SICK H. Ornitologia brasileira. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Rio De Janeiro: Ed. Nova Fronteira, 1997.

SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** 21: 69-92, 1995.

SILVA, J. M. C. Endemic birds species and conservation in the Cerrado region, South America. **Biodivers.Conserv.** 6:435-450, 1997.

SILVA, J. M. C; BATES J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna Hotspot. **BioScience** 52:225-233, 2002.

SISK, T. D.; LAUNER, A. E.; SWITKY, K. R.; ERLICH, P. R. Identifying extinction threats: global analyses of the distribution of biodiversity and the expansion of the human enterprise. **BioScience** 44, 592–604, 1994.

SOULÉ, M.E.; KOHM, K.A. **Research priorities for conservation biology**. Washington: Island Press, 1989.

STEINER, F. **The living landscape: an ecological approach to landscape planning**. New York: 2. ed. McGraw-Hill, 2000.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, 1(1): 181-188, 2005.

TRAILL, L. W.; BRADSHAW, C. J. A.; BROOK, B. W. Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates. **Biological conservation**. 139: 159-166, 2007.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF** 12(32): 25-42, 1998.

WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Funct Ecol** 3:385–97, 1989.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology*, ed. ME Soulé, pp. 237–56. **Sunderland**, MA: Sinauer, 1986.

WILSON, E. O. Threats to biodiversity. **Sci. Am.** 261: 108-112, 1989.

## **Anexos:**

### Questionário

O perfil de ave que esperamos utilizar para desenvolver o projeto segue abaixo em forma de questões que deverão ser pontuadas de 0 a 10 (Tabela 1) para cada ave previamente selecionada ou adicionada ao questionário (Se possível, solicitamos que o Sr(a) faça sugestões sobre aves que possuem o perfil abaixo e que não se encontram listadas na Tabela 1:

1)O(A) Sr(a) tem conhecimento se a ave (a,b,c,d,e,f da Tabela 1) pertence a um grupo funcional importante, por exemplo, polinizador/dispersor de sementes, que exista (ou possa existir) em fragmentos da região do município de São Carlos?

Obs: Quanto maior a importância relacionada à polinização/dispersão maior pontuação ela terá. A existência ou possibilidade de existência (atualmente ou no passado) da espécie na região do projeto é obrigatória, já que a pesquisa será realizada no município de São Carlos.

2)O(A) Sr(a) tem conhecimento se a ave (a,b,c,d,e,f da Tabela 1) está em situação de ameaça de extinção ou “em risco”, ao menos no estado de São Paulo? (não é necessário estar em listas oficiais, queremos apenas a percepção do pesquisador).

Obs: Quanto maior o grau de ameaça/risco no contexto da região que se encontra a ave, maior sua pontuação.

3)O(A) Sr(a) tem conhecimento se a ave já foi estudada por outros pesquisadores e possui informações científicas sobre sua biologia e ecologia?

Obs.: Quanto mais estudada, maior sua pontuação. (Se é de seu conhecimento, por obséquio, indique qual(ais) artigo(s) apresentam esse conhecimento, ou realize observações pessoais – comunicação pessoal).

4)O(A) Sr(a) tem conhecimento sobre a necessidade da ave em relação a ambientes mais conservados? A ave necessita essencialmente de áreas de interior de fragmentos para sua sobrevivência ou não?

Obs: Quanto maior a necessidade de áreas de interior de fragmento (habitat), maior sua pontuação.

5) Em relação a plasticidade ambiental, o Sr(a). classificaria a ave como possuindo alta, média ou baixa plasticidade? (Neste caso a plasticidade está relacionada com a capacidade de deslocamento da ave em áreas abertas a busca de recursos no dia-a-dia ou para sua dispersão. A maior plasticidade significa maior capacidade de deslocamentos em maiores distâncias em área aberta, e a possibilidade de utilizar diferentes fragmentos para a busca de recursos).

Obs: Quanto menor a plasticidade ambiental, ou seja, quanto menor a possibilidade da ave sair do interior de fragmentos para áreas abertas, maior sua pontuação.

Tabela 1 - Lista de aves possíveis escolhidas previamente. Por favor, pontue cada espécie com base nas questões acima relacionadas e inclua novas espécies que julgar importante:

| Nome                                  | Questão<br>1 | Questão<br>2 | Questão<br>3 | Questão<br>4 | Questão<br>5 | Total<br>(pontos) |
|---------------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|
| a <i>Antilophia galeata</i>           |              |              |              |              |              |                   |
| b <i>Crypturellus undulatus</i>       |              |              |              |              |              |                   |
| c <i>Crax fasciolata</i>              |              |              |              |              |              |                   |
| d <i>Rhynchotus rufescens</i>         |              |              |              |              |              |                   |
| e <i>Campephilus<br/>melanoleucos</i> |              |              |              |              |              |                   |
| f <i>Penelope superciliaris</i>       |              |              |              |              |              |                   |
| g <i>Saltatricula atricollis</i>      |              |              |              |              |              |                   |
| h                                     |              |              |              |              |              |                   |
| i                                     |              |              |              |              |              |                   |
| j                                     |              |              |              |              |              |                   |