



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**CONECTIVIDADE E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: AVES DISPERSORAS DE
SEMENTES EM UM CORREDOR ECOLÓGICO RESTAURADO**

Por

NATÁLIA MORETTI RONGETTA

NAZARÉ PAULISTA, 2017



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**CONECTIVIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: AVES DISPERSORAS DE
SEMENTES EM UM CORREDOR ECOLÓGICO RESTAURADO**

Por

NATÁLIA MORETTI RONGETTA

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

**ALEXANDRE UEZU
CLINTON N. JENKINS
PEDRO DEVELEY**

**TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE
EM ECOLOGIA**

Ficha Catalográfica

Rongetta, Natália Moretti

Conectividade e serviços ecossistêmicos: aves dispersoras de sementes em um corredor ecológico restaurado, 2017. 82 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

1. Mata Atlântica 1

2. Sensibilidade 2

3. Áreas fontes 3

I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

LOCAL E DATA

Prof. Dr. Alexandre Uezu

Prof. Dr. Clinton N. Jenkins

Prof. Dr. Pedro Develey

Este estudo é dedicado à VIDA, que em todas as suas formas nos proporciona interações únicas e experiências inesquecíveis

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito pelas oportunidades que a vida me deu e todas as pessoas que cruzaram meu caminho!

Agradeço ao apoio do Projeto de P&D intitulado: “Desenvolvimento de tecnologias para valoração de serviços ecossistêmicos e do capital natural em programas de meio ambiente”, desenvolvido com recursos da DUKE ENERGY PARANAPANEMA / CTG Brasil.

À toda a equipe envolvida nesse projeto, que ajudaram muito na construção do meu projeto de mestrado: Laury, Simone, Alexandre, Clinton e Fernando.

Aos meus orientadores Alexandre e Clinton, sempre prontos para me ensinar e me ajudar e Pedro pelas importantes contribuições e abertura para participar desse processo.

À equipe sensacional que fez meus campos acontecerem: Haroldo, Nivaldo, Williana e em especial ao Fernando e Rafael, pela companhia e pelos aprendizados de campo.

Ao Parque Estadual Morro do Diabo pela disponibilização de hospedagem.

Aos meus colegas do projeto que acompanharam de perto todo o processo até aqui, Anália, Marina, Raphaela e Vitor e aos outros colegas de classe que fizeram esses dois anos ainda mais divertidos.

Ao meu companheiro e amigo para todas as horas Pepê, pelo apoio e bom humor, deixando tudo sempre mais leve.

Aos meus pais e minha família maravilhosa, à quem nunca vou ter palavras suficientes para agradecer.

SUMÁRIO

Conteúdo

AGRADECIMENTOS	v
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE ABREVIACÕES.....	13
RESUMO	14
ABSTRACT.....	15
1.INTRODUÇÃO	16
2.REFERENCIAL TEÓRICO	18
Dinâmica das populações em áreas fragmentadas e componentes da conectividade	18
Perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos	20
No contexto da Mata Atlântica.....	22
Novas tecnologias	24
3.OBJETIVOS	25
4.MATERIAIS E MÉTODOS	25
Área de Estudo.....	25
Estrutura da vegetação	29
Custo acumulado de movimento e distância a partir das áreas fonte	31
Levantamento da avifauna	37
Análise das gravações	39
Análises estatísticas	40
5.RESULTADOS	42
6.DISSCUSSÃO	48
7.CONCLUSÃO.....	55
8.REFERÊNCIAS	57
ANEXO A	68
MATRIZ DE CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES	68
ANEXO B	69
ESFORÇO AMOSTRAL.....	69
ANEXO C	70

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	70
ANEXO D	71
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	71
ANEXO E	72
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	72
ANEXO F	73
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	73
ANEXO G	74
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	74
ANEXO H	75
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	75
ANEXO I	76
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	76
ANEXO J	77
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	77
ANEXO K	78
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	78
ANEXO L	79
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	79
ANEXO M	80
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO	80
ANEXO N	81
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	81
ANEXO O	82
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES	82

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1. Valores atribuídos ao peso de resistência para cada uso do solo da paisagem estudada na Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.	32
Tabela 2. Valores para as variáveis em cada ponto amostrado no corredor e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, Parque Estadual Morro do diabo e Estação Ecológica Mico-leão-preto, Teodoro Sampaio, SP.	35
Tabela 3. Espécies de aves dispersoras de sementes e seus dados de dependência florestal, S = semidependente; D = dependente (Parker III et al. 1996); sensibilidade de acordo com o efeito da fragmentação na região (Uezu & Metzger 2011), af = altamente afetada; a = afetada; n = não afetada, b - beneficiada, *inferências baseadas na sensibilidade a alterações antrópicas segundo (Parker III et al. 1996); massa corporal (Piratelli et al. 2001; Wilman et al. 2014); porcentagem de frutos na dieta (Wilman et al. 2014); estrato de forrageamento (Parker III et al. 1996; Wilman et al. 2014). Classificação de tamanho de acordo com a massa (g): pequenos (>30g), médios (entre 30g e 100g) e grandes (<100g).	38
Tabela 4. Combinações das variáveis explicativas para os modelos de regressão linear propostos. Variáveis: cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do Parque Estadual Morro do Diabo; altmean = altura média; altsd = desvio padrão da altura.	41
Tabela 5. Dados dos modelos espécie-específicos gerados para identificar a presença de aves dispersoras de sementes nas gravações realizadas no corredor ecológico e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, na Estação Ecológica Mico-leão-Preto e no Parque Estadual Morro do Diabo.	42
Tabela 6. Melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) para as variáveis dependentes (Var. dep.) de presença (P) e frequência relativa (FR) das espécies de aves dispersoras de sementes no corredor ecológico e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, na Estação Ecológica Mico-leão-Preto (ESEC-MLP) e no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD). altmean = altura media; altsd = desvio padrão da altura, cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do PEMD. As espécies estão agrupadas de acordo com os locais de registro em tons de cinza: do mais claro para o mais escuro - todas as áreas; corredor; corredor e pequenos fragmentos ou UCs, pequenos fragmentos e UCs.	44

Tabela 7. Importância relativa ($\sum wAICc$) de cada variável para a presença (P) e frequência relativa (FR) das espécies de aves dispersoras de sementes. As espécies estão agrupadas de acordo com os locais de registro em tons de cinza: do mais claro para o mais escuro = todas as áreas; corredor; corredor e pequenos fragmentos, corredor e UCs, pequenos fragmentos e UCs. Em negrito estão destacados os valores maiores que 0,5..... 46

Tabela 8. Matriz de correlação das variáveis independentes estudadas no corredor e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP) e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), em Teodoro Sampaio, SP. Variáveis: cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do PEMD; custESEC = custo acumulado a partir da ESEC-MLP; dist2dir = distância euclidiana das duas UCs, distPEMD = distância euclidiana do PEMD; distESEC = distância da ESEC-MLP; altmean = altura média da vegetação; altsd = desvio padrão da altura da vegetação. 68

Tabela 9. Esforço amostral para cada ponto amostrado no corredor e pequenos fragmentos da fazenda Rosanela e UCs: Estação Ecológica Mico-leão-preto e Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP. Número de minutos = número de gravações. 69

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1. Área de estudo sobre as aves dispersoras de sementes no corredor ecológico da Fazenda Rosanela localizada no município de Teodoro Sampaio no estado de São Paulo.	26
Figura 2. Foto de um ponto alagado em área de plantio no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	27
Figura 3. Foto do solo brejoso em área de remanescente florestal no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	28
Figura 4. Foto de área de plantio com acúmulo de água no solo no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	28
Figura 5. Corredor ecológico da fazenda Rosanela, localizada no município de Teodoro Sampaio, SP, com os valores de: (A) altura do dossel através da imagem LIDAR (pixel 50cm), e (B) altura média das árvores divididas em faixas de interesse (pixel 5m).	30
Figura 6. Foto da característica fisionômica de floresta baixa no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	30
Figura 7. Foto da característica fisionômica de floresta média no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	31
Figura 8. Foto da característica fisionômica de floresta alta no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.	31
Figura 9. Mapas de custo acumulado para transitar no corredor, Teodoro Sampaio, SP (Projeção Equidistant Conic; Datum South America Equidistant Conic). (A) Custo acumulado para o movimentar a partir do PEMD (custPEMD); (B) Custo acumulado para o movimento a partir da ESEC (custESEC); (C) Custo acumulado para o movimento a partir de ambas as UCs (cust2dir).	33
Figura 10. Nuvem de pontos gerada no ArcGIS 10.3.1 e seus valores de altura média e custo acumulado a partir do PEMD. Em vermelho estão indicados os 18 pontos selecionados para a amostragem de aves dispersoras de sementes no corredor ecológico da Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.	34
Figura 11. Pontos de amostragem da avifauna na Fazenda Rosanela, Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP) e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), Teodoro Sampaio, SP.	36

Figura 12. A - Relação do custo acumulado a partir das duas Unidades de Conservação com a presença de <i>Turdus leucomelas</i> (pseudoR ² =0.65), registrado no corredor e fragmentos da Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.....	47
Figura 13. A - Relação da altura média da vegetação com a presença de <i>Baryphthengus ruficapillus</i> (pseudoR ² =0.68) exclusiva dos pequenos fragmentos e UCs em Teodoro Sampaio, SP.....	47
Figura 14. Relação das variáveis independentes com a presença de duas espécies registradas apenas no corredor da Fazenda Rosanela em Teodoro Sampaio, SP. A - Relação da altura média com presença de <i>Elaenia flavogaster</i> (pseudo ² =0.47). B – Relação do desvio padrão da altura da vegetação com a presença de <i>Antilophia galeata</i> (pseudoR ² =0.43).	48
Figura 15. Mapa de distribuição de <i>Antilophia galeata</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença, Teodoro Sampaio, SP.	70
Figura 16. Mapa de distribuição de <i>Coryphospingus cucullatus</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.....	72
Figura 17. Mapa de distribuição de <i>Elaenia flavogaster</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença e frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.....	73
Figura 18. Mapa de distribuição de <i>Megarynchus pitangua</i> com valores de frequência relativa (%) e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença, Teodoro Sampaio, SP.....	74
Figura 19. Mapa de distribuição de <i>Pitangus sulphuratus</i> com valores de frequência relativa (%) e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.	75
Figura 20. Mapa de distribuição de <i>Ramphastos toco</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.....	76
Figura 21. Mapa de distribuição de <i>Procnias nudicollis</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.	77
Figura 22. Mapa de distribuição de <i>Turdus leucomelas</i> com valores de frequência relativa (%) e gráficos da relação de sua presença e frequência relativa com as variáveis de maior importância relativa, Teodoro Sampaio, SP.....	78

- Figura 23. Mapa de distribuição de *Baryphthengus ruficapillus* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a presença e frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP. 79
- Figura 24. Mapa de distribuição de *Cyanocorax chrysops* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP. 80
- Figura 25. Mapa de distribuição de *Euphonia chlorotica* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP. 81
- Figura 26. Mapa de distribuição de *Trogon surrucura* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP. 82

LISTA DE ABREVIações

ARBIMON	Automated Remote Biodiversity Monitoring Network
ESEC MLP	Estação Ecológica Mico-leão-preto
GLM	Generalized Linear Models
IPÊ	Instituto de Pesquisas Ecológicas
LIDAR	Light Detection and Ranging
PEMD	Parque Estadual Morro do Diabo
SM3	Song Meter 3
SM4	Song Meter 4
UC	Unidade de Conservação

RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E CONECTIVIDADE: AVES DISPERSORAS DE SEMENTES EM UM CORREDOR ECOLÓGICO RESTAURADO

Natália Moretti Rongetta

Agosto 2017

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

Corredores ecológicos são uma maneira de melhorar a conectividade em paisagens antropizadas para diminuir efeitos da perda e fragmentação de habitat sobre a biodiversidade. A extinção de espécies afeta interações ecológicas que são importantes para disponibilização de serviços ecossistêmicos dentre os quais a dispersão de sementes tem um papel crucial para restauração dos corredores. Este estudo verificou a influência da conectividade estrutural e funcional de um corredor ecológico restaurado sobre a presença e frequência relativa de 13 espécies de aves dispersoras com diferentes tamanhos e graus de sensibilidade. As variáveis da paisagem consideradas foram a estrutura da vegetação, distância das Unidades de Conservação e custo acumulado para o deslocamento a partir dessas áreas fontes. Os resultados mostraram que as espécies não afetadas ou beneficiadas pela fragmentação ocorreram preferencialmente em áreas com menor altura da vegetação, enquanto as espécies mais sensíveis ocorrem apenas em áreas com maior altura da vegetação, que são as áreas fontes. O custo acumulado para o deslocamento no corredor a partir das áreas fontes foi mais importante para duas espécies que se concentraram em áreas com menor custo e uma que ocorreu preferencialmente em áreas mais afastadas das duas UCs. Nesse estágio da regeneração o corredor ainda não é capaz de melhorar a conectividade para espécies altamente especializadas e abriga principalmente aves características de bordas de mata. Sendo assim, a dispersão de sementes no corredor é realizada por espécies generalistas que são capazes de transitar pela paisagem fragmentada, mas também utilizam o corredor para esse movimento. O corredor se mostrou eficaz para adicionar importantes serviços ecossistêmicos à área estudada, pois sua estrutura é utilizada por diversas aves dispersoras de sementes, que promovem o enriquecimento dos plantios realizados para sua implantação.

ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

ECOSYSTEM SERVICES AND CONNECTIVITY: SEED DISPERSAL BIRDS IN A RESTORED ECOLOGICAL CORRIDOR

By

Natália Moretti Rongetta

August 2017

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

Ecological corridors can improve connectivity in human-modified landscapes and diminish the effects of habitat loss and fragmentation on biodiversity. Species extinction affects important ecological interactions and ecosystem services provisioning, among which seed dispersal plays a crucial role in corridor restoration. This study verified in a restored corridor the influence of structural and functional connectivity on the presence and relative frequency of 13 seed dispersing birds with different body sizes and sensitivity levels. The variables considered were vegetation structure, distance from Conservation Units, and accumulated movement cost from potential source areas. The results showed that species not affected or benefited by fragmentation occurred preferentially in areas with low vegetation height, while sensitive species were present only in areas with higher vegetation height, which are mainly the source areas in conservation units. Accumulated travel cost through the corridor was important for two species concentrated in areas with lower cost values and one that occurred in sites further from both conservation units. At this stage of regeneration, this corridor is not yet able to improve connectivity for highly specialized species and shelters mainly forest edge birds. Thus, seed dispersal in the corridor is performed by generalist species that can move across fragmented landscapes, but who also use the corridor for this movement. The corridor was shown effective in adding important ecosystem services to this area as it can be used by a variety of dispersing birds that promote planting enrichment to restoration sites.

1. INTRODUÇÃO

A implantação de corredores ecológicos é uma estratégia indicada por conservacionistas para melhorar a permeabilidade de paisagens que sofreram intensa perda e fragmentação de habitat. Esses processos estão entre as maiores ameaças à biodiversidade (Pimm et al. 1995; Myers et al. 2000), a medida que promovem o isolamento de populações em parcelas diminutas de habitat, intensificando os eventos estocásticos que levam a extinção (Hanski 1998; Pardini et al. 2005). Essa perda de espécies tem efeito sobre as interações ecológicas, que são necessárias para manutenção de funções ecossistêmicas importantes, inclusive para o seres humanos (Levin 1998; Bennett et al. 2005; Bascompte, J; Jordano 2007; Valiente-Banuet et al. 2015).

A Mata Atlântica é um bioma que sofre continuamente com as pressões antrópicas, fato que somado à sua excepcional quantidade de espécies endêmicas levou à sua classificação como um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers 1988; Myers et al. 2000). Diante desse cenário, há uma grande preocupação em recuperar áreas e reestabelecer a conectividade entre fragmentos de habitat natural, para que as espécies possam persistir no ambiente, garantindo que os serviços ecossistêmicos continuem sendo disponibilizados aos seres humanos (Chazdon et al. 2009; Metzger et al. 2009; Ribeiro et al. 2009; Brancalion et al. 2013; Jenkins et al. 2015; Uezu & Metzger 2016).

A conectividade é o grau em que a paisagem facilita ou dificulta o movimento de organismos entre as manchas de habitat (Taylor et al. 1993). Corredores já foram demonstrados importantes para direcionar o movimento de espécies (Bright 1998; Haddad et al. 2003; Levey et al. 2005), aumentar das taxas de imigração e colonização em fragmentos (Saunders et al. 1991; Dunning et al. 1995), aumentar riqueza e abundância de espécies em áreas conectadas (Pardini et al. 2005; Damschen et al. 2013), promover o fluxo gênico (Aars & Ims 1999; Mech & Hallett 2001), e melhorar as interações ecológicas e serviços ecossistêmicos (Tewksbury et al. 2002; Kormann et al. 2016).

Desse modo, a conectividade estrutural pode ser determinada pela qualidade do habitat, tamanho e configuração dos corredores, além da distância entre fragmentos e

permeabilidade da matriz circundante (Metzger & Décamps 1997; Goodwin & Fahrig 2002). No entanto, a funcionalidade dessas estruturas também depende da conectividade funcional, que está relacionada às características de cada espécie (Tischendorf & Fahrig 2000). Espécies como pequenos mamíferos arborícolas (Bright 1998) ou aves insetívoras de sub-bosque tendem a evitar áreas não florestais (Uezu et al. 2005; Gillies & St. Clair 2008; Hansbauer et al. 2010) e a conexão direta através de corredores pode ser a única forma de manter o fluxo gênico entre as metapopulações dos remanescentes de habitat (Hansbauer et al. 2010).

A restauração ecológica necessária para a criação de corredores é dependente de um serviço de regulação provido pelo ecossistema, a dispersão de sementes (Bakker et al. 1996; Wunderlee 1997), que tem importante papel na dinâmica de comunidades vegetais (Levin et al. 2003; Schupp et al. 2010). Da mesma forma a efetividade desse serviço depende das condições propícias para a chegada, sobrevivência, estabelecimento e germinação das sementes (Holl 1999; Souza & Válio 2001) que podem ser disponibilizadas pela restauração, a medida que ela proporciona melhores condições microclimáticas e proteção do solo (Aide & Cavelier 1994; Holl 1999; Vieira & Scariot 2006).

O transporte de sementes pode ser realizado principalmente através da água, do vento ou por agentes dispersores (Howe & Smallwood 1982; Bakker et al. 1996), sendo que em áreas de Mata Atlântica as comunidades vegetais podem apresentar espécies de plantas com dispersão zoocórica em 50% a 99% de sua composição (Tabarelli & Peres 2002). As aves são agentes essenciais nesse processo uma vez que são protagonistas de 70% das interações observadas entre vertebrados e plantas nesse mesmo domínio florestal (Bello et al. 2017). Dessa forma, as espécies de aves, de acordo com suas características funcionais, podem ser utilizadas como indicadoras da disponibilidade desse serviço ecossistêmico nas áreas onde ocorrem.

Estudos sobre colonização de aves em áreas restauradas mostram a grande dificuldade do reestabelecimento da comunidade florestal original nesses locais e sabe-se que grande parte das espécies que ocupam essas áreas são generalistas e pouco exigentes em relação ao habitat (Powell et al. 2013; Ribeiro da Silva et al. 2015; Santos Junior et al. 2016). No entanto, ainda não há estudos sobre as aves em corredores

ecológicos restaurados e a verificação das espécies dispersoras de sementes nessas áreas pode ser importante para avaliar a viabilidade da restauração de faixas lineares de habitat, em relação aos serviços ecossistêmicos.

Com isso, o objetivo desse estudo foi avaliar como algumas aves dispersoras de sementes se distribuem em um corredor restaurado em relação à estrutura da vegetação, distância das Unidades de Conservação e ao custo acumulado para espécies florestais transitarem pelo corredor a partir dessas áreas fonte. Foram selecionadas as principais espécies dispersoras com ocorrência na região do estudo, as quais são classificadas como afetadas, não afetadas ou beneficiadas pela fragmentação, a partir dos resultados de outra pesquisa realizada no mesmo local (Uezu & Metzger 2011).

Espera-se que espécies afetadas pela fragmentação tenham sua presença relacionada com a melhor estrutura do habitat e menor distância e custo acumulado a partir das áreas fontes e aquelas não afetadas ou beneficiadas não tenham exigências em relação ao habitat. De acordo com os resultados verificados pretende-se avaliar a conectividade estrutural e funcional do corredor para aves dispersoras com diferentes graus de sensibilidade, além de fazer inferências sobre seu potencial em disponibilizar serviços ecossistêmicos como retorno ao investimento realizado para sua restauração.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Dinâmica das populações em áreas fragmentadas e componentes da conectividade

As atividades humanas cada vez mais intensas no cenário global têm causado continuamente a perda de habitat e fragmentação de biomas em todo o planeta (Saunders et al. 1991; Tabarelli et al. 2010). Essas são grandes ameaças à biodiversidade, pois acarretam em alterações na estrutura das comunidades e dinâmica das populações, à medida que reduzem e isolam áreas e recursos importantes para sua manutenção (Dunning et al. 1992; Fahrig 2003; Tabarelli et al. 2010).

Com a fragmentação, a população de uma determinada espécie adquire a característica de metapopulação, na qual sub-populações encontram-se distribuídas nas manchas de habitat, sofrendo constantes flutuações, com extinções locais e recolonizações realizadas por indivíduos que se movimentam através da paisagem

(Hanski 1998). O isolamento dessas sub-populações acarreta em um maior risco de extinção local, à medida que as migrações são impossibilitadas.

Alguns remanescentes de habitat apresentam maior produtividade e disponibilidade de recursos e podem funcionar como áreas fontes de organismos que migram a partir deles. As áreas dreno que recebem esses indivíduos não são capazes de manter populações estáveis e necessitam de um fluxo constante de indivíduos provenientes das áreas fontes (Pulliam 1988).

Em áreas fragmentadas essas dinâmicas populacionais são dificultadas pela baixa conectividade da paisagem, que pode impedir o fluxo genético entre as populações ou sub-populações, aumentando seu risco de extinção. A conectividade representa o grau de resistência da paisagem ao movimento de organismos, que é condicionado tanto pelas características da paisagem quanto das espécies (Taylor et al. 1993; Tischendorf & Fahrig 2000).

A conectividade estrutural varia com a proximidade entre os fragmentos, a permeabilidade da matriz e com a presença de corredores ou trampolins ecológicos (Metzger & Décamps 1997; Goodwin & Fahrig 2002). Corredores são faixas lineares de habitat que conectam fragmentos e sua implantação é geralmente recomendada para melhorar a conectividade da paisagem (Beier & Noss 1998). O efeito esperado é evitar a extinção de espécies através da diminuição do isolamento de populações em pequenos fragmentos e aumentar a disponibilidade de habitat, no entanto, essas repostas são altamente espécie-específicas e estão relacionadas com a conectividade funcional (Tischendorf & Fahrig 2000).

A conectividade funcional é referente à resposta de cada espécie ou de cada organismo às estruturas da paisagem (Taylor et al. 1993), sendo que a percepção de distância e o risco de predação combinados com a reserva energética de cada organismo, é um modelo geral que explica a variação na capacidade de dispersão das espécies (Zollner & Lima 2005).

Os corredores ecológicos podem estar relacionados com facilitação do movimento de espécies (Bright 1998; Haddad et al. 2003; Levey et al. 2005), o aumento das taxas de imigração e colonização em fragmentos (Saunders & de Rebeira 1991; Dunning et al. 1995), aumento da riqueza e abundância de espécies em áreas conectadas (Pardini et

al. 2005; Damschen et al. 2013), a promoção de fluxo gênico (Aars & Ims 1999; Mech & Hallett 2001) e melhoria das interações ecológicas e serviços ecossistêmicos (Tewksbury et al. 2002; Kormann et al. 2016). Assim, os corredores podem ser importantes para a conectividade de diferentes formas e para diferentes espécies, sendo de grande relevância para conservação da biodiversidade.

Perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos

A extinção de espécies leva à perda de interações ecológicas que são fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas e os seres humanos participam dessas interações, podendo se beneficiar direta ou indiretamente dessas funções ou “serviços ecossistêmicos” (Costanza et al. 1997; Huetting et al. 1998). Essa abordagem ecossistêmica é considerada a estratégia mais apropriada para promover o gerenciamento de recursos de forma integrada, proporcionando a conservação e sustentabilidade ambiental (Millenium Ecosystem Assessment 2003). Assim, a conservação da biodiversidade e manutenção da complexidade ecossistêmica está diretamente relacionada com o bem-estar humano (Bennett et al. 2005).

Os serviços ecossistêmicos podem ser de suporte, propiciando a base para que os outros serviços sejam disponibilizados; de provisão, através da oferta direta de produtos; de regulação, que engloba os benefícios obtidos a partir dos processos naturais; e culturais, relacionados ao bem estar do ser humano (Millenium Ecosystem Assessment 2003).

A conservação da biodiversidade promovida pelos ecossistemas é um importante serviço de suporte que, através da manutenção da diversidade de flora e fauna, garante sua complexidade e processos como sequestro de carbono, regulações climáticas, manutenção do solo, água e florestas (Parron et al. 2015). Em áreas alteradas artificialmente, a qualidade da manutenção da biodiversidade é muito dependente da estrutura e idade da vegetação remanescente (Pardini et al. 2005; Uezu & Metzger 2011; Martin et al. 2013), da característica das áreas do entorno e da contiguidade das florestas (Becker et al. 2007; Ferraz et al. 2014).

Como componentes da biodiversidade, as aves desempenham funções relacionadas aos serviços de provisão, através de sua utilização como alimento, aos

serviços culturais, através do *birdwatching* e serviços de suporte e regulação, como ciclagem de nutrientes e polinização (Şekercioğlu 2006; Wenny et al. 2011). Esses últimos, dependem das interações com o meio e com outros organismos para serem disponibilizados e estão relacionados com o funcionamento e equilíbrio dinâmico do ecossistema.

A dispersão de sementes é um serviço de regulação que pode ser realizado por aves, as quais através do consumo de frutos e defecação ou regurgito das sementes promovem o recrutamento e disposição espacial de populações de plantas (Schupp et al. 2010). Essa relação mutualística tem um grande destaque por seu papel na regulação da dinâmica florestal, sendo essencial nos processos de regeneração (Tabarelli & Peres 2002; Pizo 2004; Herrera & Garcia 2010).

Em países tropicais, onde as comunidades vegetais são compostas em sua maior parte por plantas zoocóricas (Howe & Smallwood 1982; Tabarelli & Peres 2002) e onde as aves podem representar 70% das interações de animais e plantas (Bello et al. 2017), a importância desse grupo faunístico é ainda mais evidente. Dessa forma, a recuperação de áreas degradadas em regiões tropicais depende da dispersão de sementes realizada pelas aves para o enriquecimento e sucessão ecológica dos plantios. Do mesmo modo, a efetividade da dispersão pode depender da restauração ecológica, pois esta promove melhores condições microclimáticas e proteção do solo para a chegada, sobrevivência, estabelecimento e germinação das sementes (Aide & Cavelier 1994; Holl 1999; Souza & Válio 2001; Vieira & Scariot 2006).

Estudos em florestas tropicais indicam que em áreas de regeneração, a ocupação da avifauna se dá principalmente por aves generalistas, características de borda de mata e que possuem boa capacidade de movimentação em paisagens fragmentadas (Pizo 2007; Powell et al. 2013; Ribeiro da Silva et al. 2015; Santos Junior et al. 2016). Em contrapartida, a colonização dessas áreas por aves mais sensíveis e dependentes de florestas maduras ainda não foi observada (Freeman et al. 2015; Ribeiro da Silva et al. 2015; Santos Junior et al. 2016), enfatizando a necessidade de estudos a longo prazo em áreas restauradas (Freeman et al. 2015).

Esses resultados também evidenciam a dificuldade de se reestabelecer as características originais do habitat e que o recrutamento inicial da regeneração é mantido

por aves dispersoras generalistas (Moran & Catterall 2014; Carlo & Morales 2016). Essas aves também podem contribuir com outros serviços ecossistêmicos, como polinização (Tewksbury et al. 2002; Kormann et al. 2016) e controle de invertebrados herbívoros (Şekercioğlu 2006).

No contexto da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um bioma que sofreu intensamente com as pressões antrópicas e sua maior parte encontra-se dividida em pequenos fragmentos (Ribeiro et al. 2009). Esse cenário de devastação tem sido amplamente estudado, sendo que as recomendações são unânimes quanto à necessidade de conservação de seus remanescentes e restauração para o restabelecimento da conectividade entre eles (Tabarelli et al. 1999; MMA 2004; Martensen et al. 2008; Ribeiro et al. 2009; Uezu & Metzger 2011; Jenkins et al. 2015). Como agravante, esse domínio florestal possui uma excepcional quantidade de espécies endêmicas, enquadrando-se como *hotspot* mundial da biodiversidade (Myers 1988; Myers et al. 2000) e apesar dessas espécies ainda persistirem em seus remanescentes, podem estar se aproximando da extinção (Tilman et al. 1994; Brooks et al. 1999; Metzger et al. 2009).

O oeste do estado de São Paulo apresenta a porção mais desmatada e ameaçada do bioma, a Mata Atlântica de Interior, ou Floresta Estacional Semidecidual (Campanili & Wigold 2010; Uezu & Cullen Junior 2012). Esse domínio Atlântico foi pouco estudado antes de sua rápida devastação (Câmara 2005) e é considerado prioritário para a conservação da biodiversidade (MMA 2004). Inserido nessa região está o Pontal do Paranapanema, que compreende 20 municípios no extremo oeste do estado que tiveram o desmatamento intensificado na década de 60 (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Valladares-Padua et al. 2002), resultando em uma rápida mudança na paisagem. Esse histórico é considerado recente quando comparado a Mata Atlântica litorânea, que teve seu cenário de perda de habitat iniciado com o descobrimento do Brasil (Dean 1995).

Um estudo realizado nessa região em 2003 (Uezu & Metzger 2016) apontou que a estrutura da comunidade de aves florestais nesse ano respondia ao cenário ambiental presente em 1978, ou seja, as espécies que habitavam a região nesse período permaneceram na área por 25 anos mesmo com o crescente desmatamento. Este tempo

de latência indica que algumas espécies são capazes de persistir no local após uma perda significativa do habitat e que a extinção não é um processo imediato para todas as espécies (Tilman et al. 1994; Metzger et al. 2009; Uezu & Metzger 2016).

Sob essa perspectiva, ações de restauração e criação de corredores ecológicos foram realizadas no Pontal do Paranapanema, onde estão localizados o Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD) e a Estação Ecológica do Mico-leão-preto (ESEC-MLP), os maiores remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do estado. Através de parcerias, o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) promoveu a restauração de áreas de preservação permanente da Fazenda Rosanela de forma a criar corredores que tendem a conectar o PEMD à um dos fragmentos da ESEC-MLP. Assim, essas áreas poderão promover o fluxo biológico entre as Unidades de Conservação e disponibilizar serviços ecossistêmicos como proteção dos corpos d'água (Dosskey et al. 2010), manutenção da biodiversidade (Naiman et al. 1993) e a dispersão de sementes pela fauna.

Estudos já indicaram o aumento e melhoria da dispersão de sementes por aves em áreas conectadas de regiões temperadas (Tewksbury et al. 2002) e em experimentos controlados (Levey et al. 2005), evidenciando a dependência mútua entre os serviços ecossistêmicos oferecidos pelo corredor e aqueles oferecidos pelas aves. A maioria dos estudos em corredores utilizam áreas remanescentes na paisagem, sobretudo matas ciliares (Dunning et al. 1995; Haddad et al. 2003; Pardini et al. 2005; Uezu et al. 2005; Morse et al. 2009) ou corredores criados experimentalmente em menor escala (Gonzalez 1998; Levey et al. 2005; Damschen et al. 2013).

A ausência de estudos sobre corredores ecológicos restaurados é uma importante justificativa para as pesquisas viabilizadas pelo projeto de Pesquisa e Desenvolvimento sobre o “Desenvolvimento de tecnologias para valoração de serviços ecossistêmicos e do capital natural em programas de meio ambiente”, realizado com recursos da Duke Energy Paranapanema / CTG Brasil. Dentro dessa linha de pesquisa, o presente estudo utilizou métodos inovadores de amostragem para disponibilizar dados sobre a avifauna que possam ser utilizados para a valoração de serviços ecossistêmicos.

Novas tecnologias

O desenvolvimento de novas tecnologias ampliou as possibilidades metodológicas para a pesquisa sobre os ecossistemas, como através de sensores remotos, que possibilitaram o mapeamento de paisagens e modelagens ecológicas (Lefsky et al. 2002), oferecendo mais informações em um menor tempo. Da mesma forma, a coleta de dados sobre a fauna já pode ser obtida sem a necessidade de muitas expedições de campo, com a utilização de armadilhas fotográficas (Ahumada et al. 2011), transmissores com GPS (Klaassen et al. 2008) e gravadores autônomos (Haselmayer & Quinn 2000).

Dentre as tecnologias de sensoriamento remoto que surgiram na última década estão os sensores LIDAR (“Light detection and ranging”), que proporcionam medidas tridimensionais da paisagem complementando as imagens aéreas com informações sobre topografia, altura e cobertura de vegetação e estrutura do dossel (Lefsky et al. 2002). Essas informações têm sido utilizadas para criação de modelos e estimativas de riqueza e abundância de espécies da fauna (Vierling et al. 2008), com base nas medidas tridimensionais de estrutura do habitat. Esses estudos estão concentrados em regiões temperadas (Goetz et al. 2007; Clawges et al. 2008; Müller & Brandl 2009; Müller et al. 2009; Lesak et al. 2011) e ainda são pouco aplicados em florestas tropicais (Pekin et al. 2012).

Do mesmo modo, o desenvolvimento de gravadores autônomos com melhor qualidade e mais acessíveis aos pesquisadores possibilitou uma grande variedade de estudos relacionados à paisagem sonora e à fauna sonora (Acevedo & Villanueva-rivera 2006; Dawson & Efford 2009; Farina et al. 2011; Pijanowski et al. 2011; Depraetere et al. 2012; Holmes et al. 2014). Esses gravadores permitem o monitoramento da bioacústica em tempo integral, gerando uma amostra muito rica de dados, porém bastante volumosa e que demanda tempo para ser analisada (Rempel et al. 2005).

Novas possibilidades para avaliação desses dados se fizeram necessárias e atualmente diversas técnicas de identificação automática de espécies estão sendo desenvolvidas e testadas para a otimização da análise dos dados acústicos (Harma 2003; Fagerlund 2007; Acevedo et al. 2009; Lopes et al. 2011; Aide et al. 2013). Essas técnicas mostram-se promissoras para a diminuição de custos em monitoramentos a

longo prazo, visando a conservação de espécies (Acevedo & Villanueva-rivera 2006; Depraetere et al. 2012).

3. OBJETIVOS

Com o intuito de avaliar a funcionalidade do corredor ecológico na Fazenda Rosanela em relação a dispersão de sementes, esse estudo utilizou as aves como indicadores desse serviço ecossistêmico. O objetivo geral foi avaliar como algumas espécies dispersoras se distribuem no corredor em relação a sua estrutura e conectividade funcional, utilizando métodos inovadores de coleta de dados, através do uso das tecnologias LIDAR, gravadores autônomos e identificação sonora automática.

Os objetivos específicos são:

- ✓ Testar a influência da estrutura da vegetação sobre a presença e frequência relativa de aves dispersoras de sementes.
- ✓ Testar a influência da distância das áreas fonte e custo acumulado para se movimentar a partir delas, sobre a presença e frequência relativa de aves dispersoras de sementes.
- ✓ Avaliar as implicações da presença e frequência relativa dessas espécies na dispersão de sementes.

A hipótese proposta é que a presença e frequência relativa de espécies sensíveis estão relacionadas com a melhor estrutura da vegetação e com menores distâncias e custo para se movimentar a partir das áreas fonte, enquanto para espécies menos sensíveis essas variáveis podem não apresentar influência.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área desse estudo abrange os municípios de Euclides da Cunha e Teodoro Sampaio situados na região denominada Pontal do Paranapanema (entre as coordenadas: 22,477°S, 52,487° O e 22,625°S, 52,330°O), no estado de São Paulo, que é delimitada a oeste pelo rio Paraná e ao sul pelo rio Paranapanema (Figura 1). Essa região está inserida na província geomorfológica Planalto Ocidental caracterizada por

colinas e morretes constituídos por rochas do grupo Bauru. As altitudes variam entre 250 a 600m, registradas respectivamente, nas margens do Rio Paranapanema e no Morro do Diabo e as declividades são geralmente inferiores a 5% (Faria & Pires 2006).

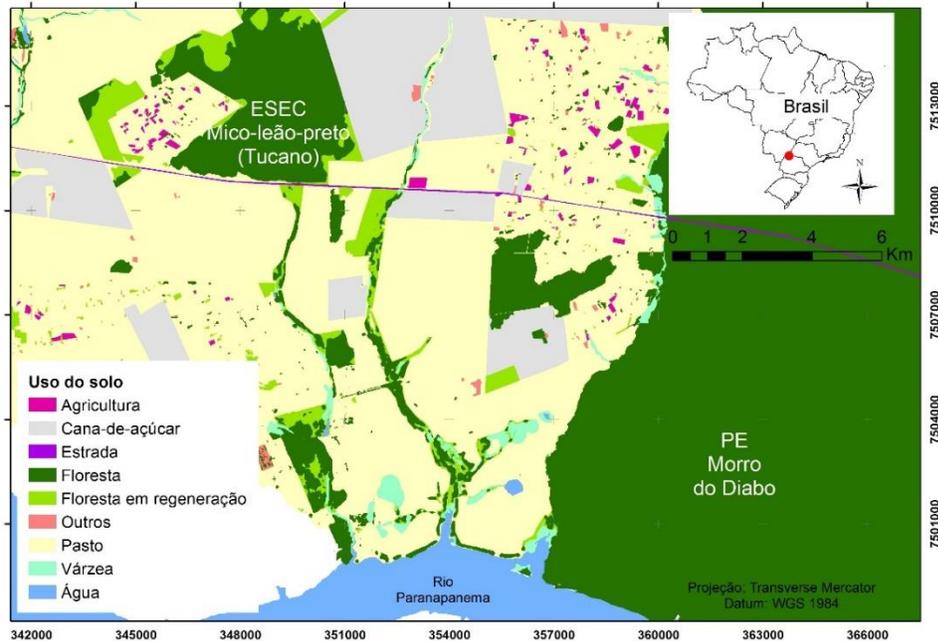


Figura 1. Área de estudo sobre as aves dispersoras de sementes no corredor ecológico da Fazenda Rosanela localizada no município de Teodoro Sampaio no estado de São Paulo.

O clima no Pontal do Paranapanema é o subtropical úmido (Cfa), segundo a classificação de Köppen a partir de dados coletados no Parque Estadual Morro do Diabo (Faria & Pires 2006), e apresenta médias anuais de aproximadamente 22°C de temperatura e 1400mm de pluviosidade. A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana que é fortemente correlacionada com o regime de chuvas (Oliveira-Filho & Fontes 2000) e apresenta mistura com árvores caducifólias em 20 a 50% de sua composição vegetal (IBGE 2012).

A região do Pontal abriga duas importantes unidades de conservação que formam um mosaico relevante para a conservação da biodiversidade, o Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD), que possui 36.000ha, sendo o maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do estado e a Estação Ecológica do Mico-leão-preto (ESEC-MLP) com 6.670ha divididos em 4 fragmentos. Para este estudo, foi avaliado o fragmento Tucano da ESEC-MLP (2.115 hectares) e o PEMD.

O corredor ecológico estudado está situado entre essas duas áreas protegidas e apresenta extensão de aproximadamente 12 quilômetros com área de 800 hectares. Os plantios realizados entre 2005 e 2012 totalizaram aproximadamente 270 hectares e sendo assim, o corredor é composto por áreas de vegetação secundária que já existiam no local e por plantios em diferentes estágios de regeneração. Essa vegetação tem característica de mata ripária contendo diversos pontos alagados, matas brejosas e várzeas (Figuras 2, 3 e 4).



Figura 2. Foto de um ponto alagado em área de plantio no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.



Figura 3. Foto do solo brejoso em área de remanescente florestal no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.



Figura 4. Foto de área de plantio com acúmulo de água no solo no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.

Como o corredor está inserido em uma fazenda de criação pecuária, foram deixados alguns espaços para o gado acessar a água do rio, os quais podem apresentar distâncias de até 150 metros entre os plantios. Outro obstáculo importante para a

movimentação de espécies no corredor é a Rodovia SP-613 que atravessa o PEMD e também separa o corredor da Fazenda Rosanela da ESEC-MLP.

Estrutura da vegetação

A estrutura da vegetação do corredor foi classificada de acordo com a altura do dossel e não com a idade dos plantios, pois a idade não é proporcional à sua complexidade estrutural. Os dados de altura do dossel foram obtidos a partir de medições realizadas através da tecnologia LIDAR (*“Light detection and ranging”*), que consiste na emissão de pulsos de *laser* durante o sobrevôo na área de interesse e posterior detecção do reflexo desses pulsos, possibilitando o cálculo do componente vertical da paisagem. Essa medição proporcionou a geração de uma imagem com resolução espacial de 50 cm, com valores de altura normalizados de acordo com o relevo.

Posteriormente, foi calculada a média de altura do dossel dentro de um raio de 50 metros de cada pixel da imagem, através do programa ArcGIS 10.3.1. A imagem gerada foi dividida em três categorias de altura: floresta baixa (0 a 2 metros), floresta média (2 a 5 metros) e floresta alta (maior que 5 metros), conforme figura 5. A fisionomia característica de cada classe de altura pode ser observada nas figuras 6, 7, e 8. O desvio padrão da altura também foi calculado para verificar se as espécies de aves podem estar mais relacionadas com a homogeneidade da estrutura do dossel.

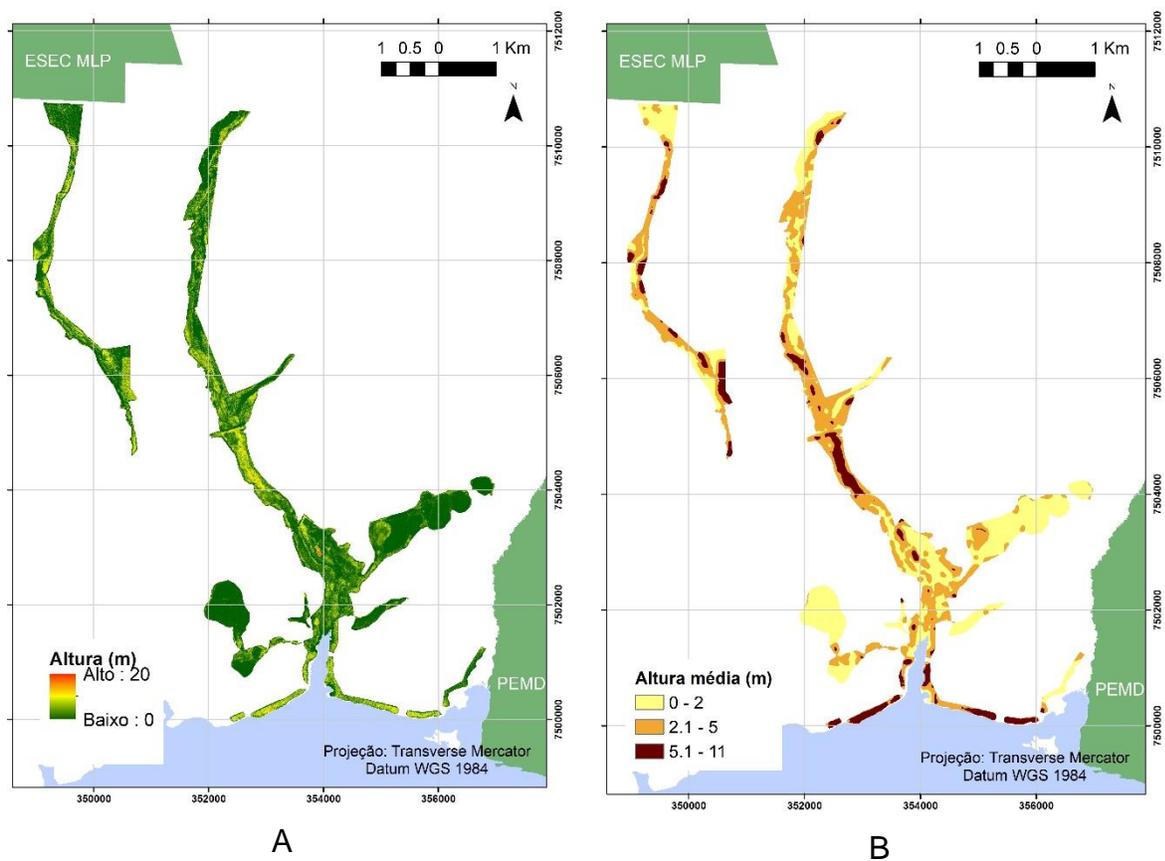


Figura 5. Corredor ecológico da fazenda Rosanela, localizada no município de Teodoro Sampaio, SP, com os valores de: (A) altura do dossel através da imagem LIDAR (pixel 50cm), e (B) altura média das árvores divididas em faixas de interesse (pixel 5m).



Figura 6. Foto da característica fisionômica de floresta baixa no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.



Figura 7. Foto da característica fisionômica de floresta média no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.



Figura 8. Foto da característica fisionômica de floresta alta no corredor ecológico da Fazenda Rosanela no município de Teodoro Sampaio, SP.

Custo acumulado de movimento e distância a partir das áreas fonte

O estabelecimento de padrões gerais para conectividade funcional é muito subjetivo, pois essa é uma variável altamente espécie-específica (Tischendorf & Fahrig 2000) e pode ser melhor mais bem explicada pela observação do comportamento da cada espécie diante das estruturas da paisagem. Poucas aves têm seu movimento

estudado em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica e já foram verificadas diferentes respostas de espécies, consideradas estritamente florestais, aos componentes estruturais de áreas antropizadas (Uezu et al. 2005; Awade & Metzger 2008; Hansbauer et al. 2010). No entanto, para este estudo foi necessária uma padronização considerando que as espécies dependentes ou semidependentes de áreas florestais têm seu movimento facilitado por elas, mesmo que sejam capazes de utilizar uma matriz não florestal.

Para avaliar a conectividade funcional, foi calculado o custo acumulado que uma espécie florestal teria para transitar na paisagem a partir de um área fonte, através do programa ArcGIS 10.3.1 e com base no estudo de Graham (2001). Para esse cálculo, foram atribuídos pesos de resistência aos diferentes usos de solo da paisagem estudada e determinada a região a partir de onde seriam realizados os movimentos de dispersão, ou seja, a área fonte. Os valores de resistência seguiram uma sequência numérica a partir do menor valor para floresta até o maior valor para estrada, considerando os padrões verificados para as espécies no estudo de Hansbauer et al. (2010) de acordo com a tabela 1. O mapeamento do uso do solo foi obtido a partir do estudo de Uezu & Cullen Junior (2012), com alterações em relação à estrutura da vegetação.

Tabela 1. Valores atribuídos ao peso de resistência para cada uso do solo da paisagem estudada na Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.

Uso do solo	Peso
Floresta alta e média	1
Floresta em regeneração e floresta baixa	2
Várzea	3
Agricultura	4
Pasto	5
Estrada e grandes corpos d'água	6

O PEMD e a ESEC-MLP foram considerados como principais áreas fonte nesse estudo e o custo acumulado foi calculado a partir das duas UCs (cust2dir) e de cada uma delas exclusivamente (custPEMD e custESEC) (Figura 9), com o intuito de verificar se a espécie pode estar mais relacionada com apenas uma área fonte. Da mesma forma, foi calculada a distância euclidiana em relação as duas áreas fonte (dist2dir), ao PEMD (dist

PEMD) e à ESEC (distESEC), para verificar se a distância linear dessas áreas pode explicar melhor a presença de espécies e nesse caso a resistência da paisagem não seria importante para as aves avaliadas.

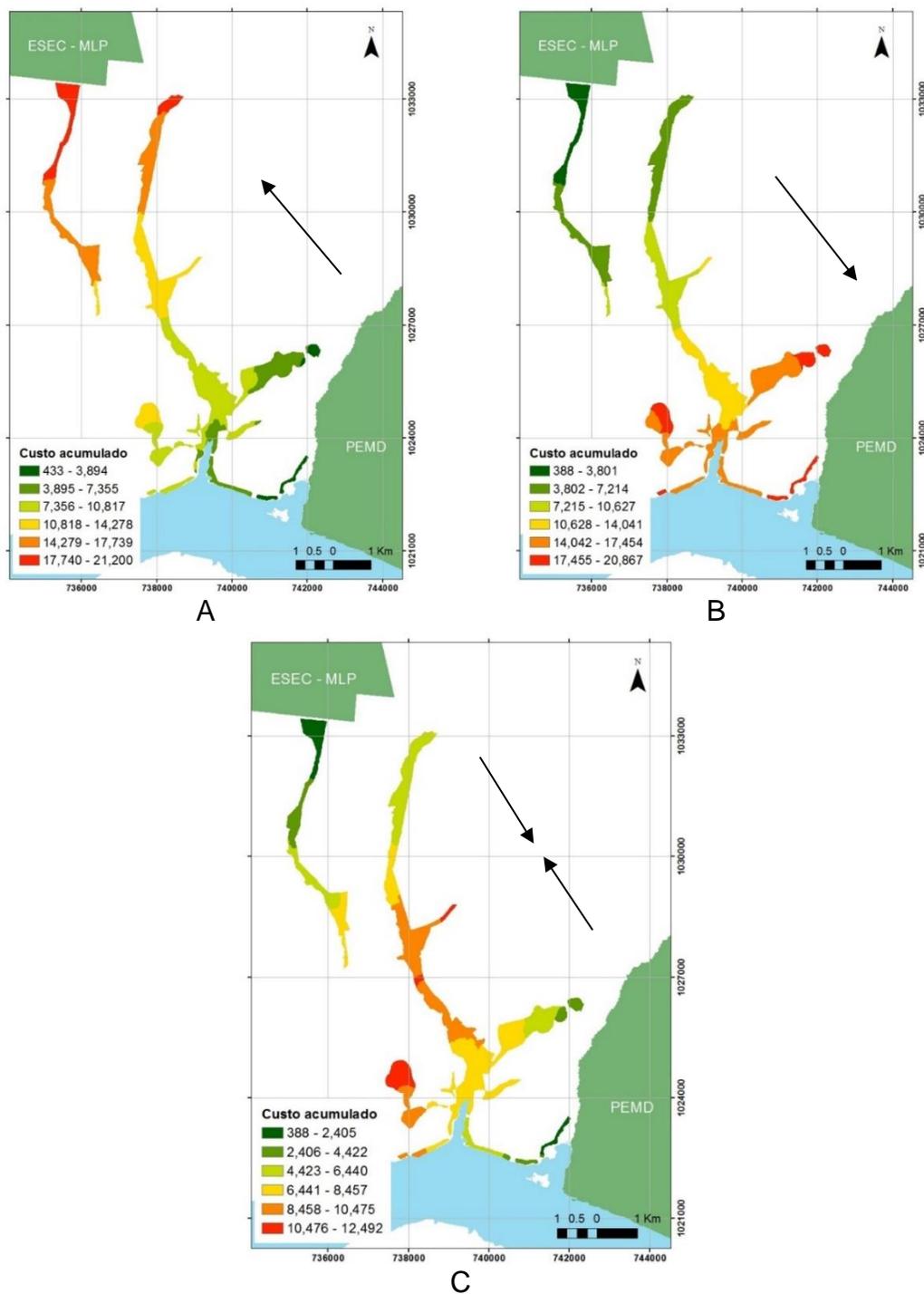


Figura 9. Mapas de custo acumulado para transitar no corredor, Teodoro Sampaio, SP (Projeção Equidistant Conic; Datum South America Equidistant Conic). (A) Custo acumulado para o

movimentar a partir do PEMD (custPEMD); (B) Custo acumulado para o movimento a partir da ESEC (custESEC); (C) Custo acumulado para o movimento a partir de ambas as UCs (cust2dir).

O estabelecimento dos pontos amostrais foi obtido a partir da combinação de duas variáveis da paisagem: altura média do dossel e custo acumulado a partir do PEMD. Foram gerados pontos para cada pixel de 20 metros da imagem do corredor e atribuídos os valores de altura e de custo acumulado para cada um deles, sendo que os pontos com distância menor que 20m da borda do corredor e aqueles localizados na várzea foram eliminados.

Dessa forma, as três categorias de altura média de árvores foram combinadas com diferentes valores de custo acumulado para abranger todo o gradiente de valores (Figura 10). Como a distância estimada de detecção das gravações pode alcançar um raio de 200m, variando com condições ambientais, foi estabelecida uma distância mínima de 400m entre os pontos para não haver sobreposição. Então, para cada combinação foi sorteado um ponto aleatoriamente no Programa “R” e aqueles que ficaram com uma distância menor de 400m entre si foram sorteados novamente. Todos os valores obtidos para cada ponto estão disponíveis na Tabela 2.

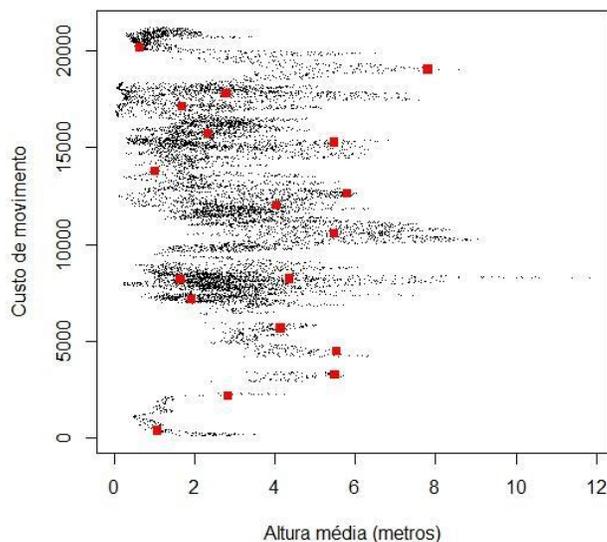


Figura 10. Nuvem de pontos gerada no ArcGIS 10.3.1 e seus valores de altura média e custo acumulado a partir do PEMD. Em vermelho estão indicados os 18 pontos selecionados para a amostragem de aves dispersoras de sementes no corredor ecológico da Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.

Foram estabelecidos pontos controle dentro das UCs para analisar se as espécies presentes nessas áreas são capazes de utilizar o corredor, funcionando assim como áreas fonte. Nesse caso, os pontos foram selecionados de acordo com trilhas já existentes, respeitando a distância mínima de 400 metros, e em áreas com disponibilidade de dados de altura do dossel a partir da sondagem LIDAR.

Os três pequenos fragmentos presentes no entorno do corredor, com áreas de aproximadamente 240, 51 e 43 hectares, também foram amostrados por serem elementos estruturais da conectividade, podendo funcionar como trampolins ecológicos. Seus pontos foram distribuídos com a mesma distância mínima, porém não obteve-se informações sobre a altura da vegetação para todos eles. Mesmo assim, esses pontos foram amostrados para compor os dados sobre a avifauna da área de estudo. A localização final dos pontos pode ser visualizada na Figura 11.

Tabela 2. Valores para as variáveis em cada ponto amostrado no corredor e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, Parque Estadual Morro do diabo e Estação Ecológica Mico-leão-preto, Teodoro Sampaio, SP.

Ponto	Local	Altura (m)		Custo acumulado (a partir de)			Distância Euclidiana (m)		
		Média	Desvio Padrão	2 UCs	PEMD	ESEC	2 UCs	PEMD	ESEC
ARF01	ESEC	7.9	3.1	0	22337	0	0	10215	0
ARF02	ESEC	8.0	2.7	0	21683	0	0	10242	0
ARF03	Fragmento	7.5	4.2	6655	14874	6655	4675	6937	4675
ARF04	Fragmento	7.2	4.5	7137	14889	7137	4869	6492	4869
ARF05	Fragmento	-	-	7857	7857	19622	4144	4144	5009
ARF06	Fragmento	-	-	1773	19354	1773	862	8602	862
ARF07	Fragmento	-	-	7709	7709	20435	3589	3589	5787
ARF08	Fragmento	6.4	3.4	2120	18995	2120	1218	8460	1218
ARF09	PEMD	9.0	5.1	0	0	21555	0	0	12331
ARF10	PEMD	7.4	5.1	0	0	21955	0	0	12585
ARF11	PEMD	11.9	6.7	0	0	22145	0	0	12866
ARF12	ESEC	8.1	3.1	0	22932	0	0	10480	0
ARR01	Corredor	0.6	1.1	1373	20025	1373	554	9645	554
ARR02	Corredor	2.4	3.4	5764	17138	5764	1990	7379	1990
ARR03	Corredor	7.0	4.4	2396	18918	2396	1533	9245	1533
ARR04	Corredor	2.7	2.9	5390	15772	5390	2659	6947	2659

ARR05	Corredor	3.8	3.3	3673	17642	3673	2683	8998	2683
ARR06	Corredor	6.1	3.5	6156	15158	6156	4470	7333	4470
ARR07	Corredor	6.1	2.2	8467	12647	8467	4749	5883	4749
ARR08	Corredor	4.8	3.4	9087	12027	9087	5321	5437	5321
ARR09	Corredor	1.5	2.2	7619	13781	7619	4022	6346	4022
ARR10	Corredor	5.8	2.4	10539	10539	10586	4571	4571	6728
ARR11	Corredor	2.2	2.4	7507	7507	14744	3090	3090	9958
ARR12	Corredor	1.2	1.6	604	604	20695	385	385	11414
ARR13	Corredor	1.6	2.0	8201	8201	13079	3110	3110	8775
ARR14	Corredor	5.4	2.7	5692	5692	15463	2634	2634	10629
ARR15	Corredor	3.8	2.6	2341	2341	18773	690	690	11803
ARR16	Corredor	6.6	2.6	4539	4539	16575	1665	1665	11444
ARR17	Corredor	5.8	3.3	8692	8692	17094	3652	3652	10932
ARR18	Corredor	6.9	3.7	3368	3368	17771	1059	1059	11811

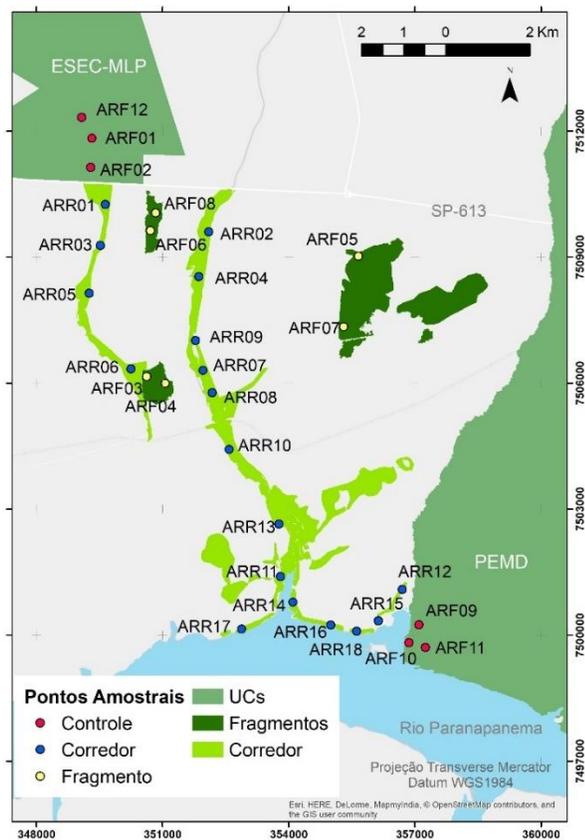


Figura 11. Pontos de amostragem da avifauna na Fazenda Rosanela, Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP) e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), Teodoro Sampaio, SP.

Levantamento da avifauna

Para a detecção das espécies foram utilizados gravadores autônomos do modelo Song Meter 3 e 4 (SM3 e SM4) que permaneceram nos pontos amostrais entre setembro de 2016 e janeiro de 2017, considerando este o pico da estação reprodutiva. Foi utilizado um total de 13 gravadores que permaneceram 40 dias em cada ponto do corredor e 60 dias em cada ponto dos pequenos fragmentos, no PEMD e na ESEC-MLP. Apenas dois pontos tiveram amostragem constante ao longo dos 120 dias, ARF01 e ARF09, sendo um em cada unidade de conservação.

As gravações foram realizadas por 1 minuto a cada 10 minutos durante 24 horas, totalizando 144 minutos de gravações por dia. Devido ao grande volume de dados gerado e à necessidade de otimizar tempo e recursos financeiros, as gravações foram triadas de acordo com o período do dia e dados de precipitação. Assim, foram selecionados 19 minutos de gravações matutinas dentro do período de 10 minutos antes do nascer do sol, de acordo com a previsão diária para o município de Teodoro Sampaio (CTPEC & INPE 2016), e as 3 horas seguintes. Duas estações de medição pluviométrica foram instaladas coletando dados a cada dez minutos no corredor e no PEMD, dessa forma, os horários que apresentaram índices pluviométricos maiores que 0,2 milímetros foram eliminados, bem como as manhãs com chuva constante ($\geq 0,2\text{mm}$).

Para a análise da avifauna foram pré-selecionadas dentre aves consumidoras de frutos (Wilman et al. 2014) e já verificadas como potenciais dispersoras de sementes em outros estudos (Francisco & Galetti 2001; Francisco & Galetti 2002; Pizo et al. 2002; Pizo 2007; Athiê & Dias 2012; Bello et al. 2017), treze espécies que apresentam ocorrência na região, são dependentes ou semidependentes de áreas florestais (Parker III et al. 1996), possuem diferentes tamanhos corporais (Wilman et al. 2014) e diferentes níveis de sensibilidade (Uezu & Metzger 2011).

Para avaliar o papel das aves na dispersão de diferentes espécies vegetais, considerando o tamanho da semente e estrato de forrageamento onde os frutos serão preferencialmente consumidos, as espécies selecionadas foram classificadas em: pequenos (massa < 30g), médios (massa entre 30g e 100g) e grandes (massa > 100g) dispersores de sub-bosque, estrato médio ou copa (Parker III et al. 1996) (Tabela 2).

A classificação de sensibilidade utilizou os resultados do estudo de Uezu & Metzger (2011) realizado no Pontal do Paranapanema, que determinou as espécies de aves altamente afetadas, afetadas, não afetadas e beneficiadas pela fragmentação na região. Duas espécies não registradas nesse estudo foram classificadas de acordo com a sensibilidade a alterações antrópicas segundo Parker III et al. (1996), sendo que aquela com média sensibilidade foi categorizada como afetada e a com baixa sensibilidade foi considerada não afetada (Tabela 2).

Essa seleção buscou abranger a maior variedade de características possível dentro dos grupos de pequenos, médios e grandes dispersores. No entanto, os padrões de vocalização das espécies tiveram influência na escolha, pois apresentaram melhores resultados na modelagem espécie-específica que será apresentada no próximo tópico.

Tabela 3. Espécies de aves dispersoras de sementes e seus dados de dependência florestal, S = semidependente; D = dependente (Parker III et al. 1996); sensibilidade de acordo com o efeito da fragmentação na região (Uezu & Metzger 2011), af = altamente afetada; a = afetada; n = não afetada, b - beneficiada, *inferências baseadas na sensibilidade a alterações antrópicas segundo (Parker III et al. 1996); massa corporal (Piratelli et al. 2001; Wilman et al. 2014); porcentagem de frutos na dieta (Wilman et al. 2014); estrato de forrageamento (Parker III et al. 1996; Wilman et al. 2014). Classificação de tamanho de acordo com a massa (g): pequenos (>30g), médios (entre 30g e 100g) e grandes (<100g).

	Nome científico	Dep. Florestal	Sens.	Massa (g)	Frutos na dieta (%)	Estrato
Pequenos	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	S	n	16	50	Sub-bosque
	<i>Camptostoma obsoletum</i>	S	n	8	30	Copa
	<i>Euphonia chlorotica</i>	D	n	11	100	Copa
	<i>Antilophia galeata</i>	D	a*	21	60	Médio
	<i>Elaenia flavogaster</i>	S	n*	25	50	Copa
Médios	<i>Megarynchus pitangua</i>	D	b	70	10	Copa
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	S	b	63	30	Copa
	<i>Turdus leucomelas</i>	D	n	69	30	Médio
	<i>Trogon surrucura</i>	D	a	73	20	Copa
Grandes	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	D	a	142	20	Sub-bosque
	<i>Cyanocorax chrysops</i>	D	b	166	20	Copa
	<i>Procnias nudicollis</i>	D	af	172	100	Copa
	<i>Ramphastos toco</i>	S	n	618	70	Copa

Análise das gravações

A análise das gravações foi realizada através do programa ARBIMON de identificação automática (Aide et al. 2013), que possibilita a criação de modelos espécie-específicos para padrões de vocalização. Essa modelagem consiste em quatro passos: (1) fornecimento de dados, (2) criação do modelo, (3) validação, e (4) aplicação do modelo. Na primeira etapa, as gravações foram ouvidas pelo pesquisador que identificou a espécie e indicou nas imagens de espectrograma diversos exemplos do padrão da vocalização de interesse. A pós esse passo, na validação, o pesquisador indicou a presença e a ausência do padrão selecionado no maior número possível de gravações e criou o modelo.

Os modelos gerados apresentam uma matriz de confusão com: o número de presenças detectadas tanto por ele quanto pelo pesquisador (positivos verdadeiros); número de ausências detectadas em comum pelo modelo e pelo pesquisador (negativos verdadeiros); número presenças detectadas pelo modelo, mas não pelo pesquisador (positivos falsos); e o número ausências detectadas pelo modelo e não pelo pesquisador (negativos falsos). A acurácia do modelo é calculada pela soma dos positivos e negativos verdadeiros dividida pelo total e a precisão é o número de positivos verdadeiros dividido pela sua soma com os positivos falsos. Esses valores determinam a qualidade do modelo e auxiliam os ajustes para sua melhoria.

Os resultados de cada modelo podem variar com a raridade e abundância da espécie, com o padrão de canto, presença de ruídos na gravação, número de exemplos usados para criação do modelo e número de gravações usadas para a validação. Por isso, a seleção das espécies considerou esses fatores e foram utilizados apenas os principais padrões de vocalização de cada espécie, ou seja, aqueles verificados com maior frequência nas gravações.

Apesar da estimativa de alcance dos gravadores considerada nesse estudo ser de 200m, isso pode variar com a intensidade do canto da espécie avaliada e das condições ambientais que causam distorções durante a propagação do som (Forrest 1994). Para uma espécie em particular, a araponga (*Procnias nudicollis*), o modelo de vocalização se baseou em um padrão de canto que representasse a maior proximidade da espécie ao gravador, pois seu canto pode ser ouvido a grandes distâncias. Esse

padrão foi determinado pela intensidade do canto (cor mais escura no espectrograma) e pela presença de harmônicos na vocalização, na tentativa de eliminar possíveis presenças falsas para a espécie.

A variáveis dependentes de presença e frequência relativa foram obtidas através da análise das gravações. O número de presenças para uma espécie foi igual à soma das presenças verificadas pelo pesquisador durante a geração do modelo com as novas presenças detectadas por ele. As presenças falsas foram eliminadas manualmente, pois na maioria dos casos sua detecção é inevitável.

A frequência relativa foi calculada através da divisão do número de presenças pelo número de amostras, considerando cada minuto de gravação como uma amostra. Essa estimativa se baseia na frequência de ocorrência utilizada para determinar se as espécies de aves são comuns ou raras através da porcentagem de amostras em que ocorrem (Vielliard et al. 2010), sem considerar o número de indivíduos. A riqueza de cada ponto também foi determinada, sendo que a maior riqueza possível em um ponto seria de 13 espécies.

Análises estatísticas

Para as análises estatísticas foram eliminados três pontos dos pequenos fragmentos (ARF05, ARF06, ARF07), pois estavam fora da área de abrangência das medições LIDAR e não foi possível obter informações sobre a altura da vegetação.

Para testar o efeito das variáveis independentes sobre a presença e frequência relativa de aves dispersoras, foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), que relacionam as variáveis através de modelos de regressão linear com base na teoria de máxima verossimilhança (Nelder & Wedderburn 1972; Manly 2009). Para os dados de frequência relativa foi utilizada a distribuição *gaussiana* para números reais e para presença a distribuição *binomial*. Devido ao alto grau de correlação entre as variáveis propostas de distância euclidiana e custo acumulado (Anexo A), foram selecionadas apenas o custo acumulado a partir das duas UCs (cust2dir) e do PEMD (custPEMD), assim, a distância euclidiana de todas as áreas e o custo acumulado a partir da ESEC foram relacionados com os resultados dessas variáveis.

Foram propostos 8 modelos (Tabela 3), sendo quatro deles de regressão simples utilizando apenas uma variável e quatro de regressão múltipla, através de diferentes combinações do custo acumulado a partir das duas UCs (cust2dir) ou do PEMD (custPEMD) com a altura média da vegetação (altmean) ou desvio padrão da altura da vegetação (altsd).

A seleção dos melhores modelos foi realizada de acordo com o critério Akaike, ou *Akaike Information Criterion* (AIC) e seus parâmetros derivados (Symonds & Moussalli 2011): o AICc, que estima a distância de cada modelo em relação ao modelo “real” e é corrigido para amostras pequenas; o $\Delta AICc$, que é a diferença entre o AICc do melhor modelo e o AICc de cada um dos modelos; o wAICc, que é o peso de evidência relacionado à chance de seleção de cada modelo; e o pseudoR², que é o coeficiente de determinação ajustado para amostras binárias. Os valores de $\Delta AICc < 2$ indicam os melhores modelos considerados por esse critério.

A importância relativa de cada variável foi estimada a partir da somatória dos valores de wAICc de cada modelo em que essa variável aparece (Johnson & Omland 2004).

Tabela 4. Combinações das variáveis explicativas para os modelos de regressão linear propostos. Variáveis: cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do Parque Estadual Morro do Diabo; altmean = altura média; altsd = desvio padrão da altura.

Modelos	cust2dir	custPEMD	altmean	altsd	Tipo
md0					nulo
md1	X				uma variável
md2		X			uma variável
md3			X		uma variável
md4				X	uma variável
md5	X		X		duas variáveis
md6	X			X	duas variáveis
md7		X	X	X	duas variáveis
md8		X		X	duas variáveis

5. RESULTADOS

Modelos espécie-específicos para identificação automática

Um total de 26.603 gravações foram obtidas ao final da amostragem, com média de 755 minutos em cada ponto do corredor e 995 nos pontos controle e fragmentos pequenos (Anexo B). Existe uma diferença no número de gravações em cada ponto, causada por problemas técnicos com os aparelhos e pela triagem para retirada dos dias de chuva, porém considerou-se que essa diferença foi mínima em relação ao volume de dados.

Os modelos utilizados para verificação de presença das espécies nas gravações variaram de 76% a 99% em acurácia e de 72% a 100% em precisão (Tabela 4), sendo que os melhores modelos para os dois parâmetros foram de *C. obsoletum*, *C. chrysops*, *E. chlorotica*, *P. nudicollis* e *T. surrucura*. A maioria dos modelos apresentaram elevados níveis de falsos negativos, indicando que não foram encontradas todas as presenças detectadas pelo pesquisador durante sua elaboração. As taxas de falsos positivos foram elevadas para cinco modelos ($\geq 8\%$), que detectaram um grande número de presenças falsas para algumas espécies.

Tabela 5. Dados dos modelos espécie-específicos gerados para identificar a presença de aves dispersoras de sementes nas gravações realizadas no corredor ecológico e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, na Estação Ecológica Mico-leão-Preto e no Parque Estadual Morro do Diabo.

Espécie	Modelo	Acurácia	Precisão	Falsos negativos (%)	Falsos positivos (%)
<i>Antilophia galeata</i>	Canto comum	0.96	0.97	24	0.4
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Canto comum	0.87	0.75	56	3.3
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Canto comum	0.94	0.83	50	1
	Canto alternativo	0.98	1	30	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Canto comum nota1	0.91	0.8	10	8
	Canto comum nota2	0.91	0.9	23	3
	Canto alternativo nota1	0.93	0.95	14	3
	Canto alternativo nota2	0.92	0.97	18	1
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Canto comum	0.98	1	20	0

Espécie	Modelo	Acurácia	Precisão	Falsos negativos (%)	Falsos positivos (%)
<i>Elaenia flavogaster</i>	Chamado	0.9	0.88	32	3
<i>Euphonia chlorotica</i>	Canto comum	0.98	1	5	0
	Canto alternativo	0.98	0.92	8	1
<i>Megarynchus pitangua</i>	Chamado	0.81	0.72	46	8
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Canto comum	0.85	0.75	22	12
	Chamado	0.76	0.72	25	16
<i>Procnias nudicollis</i>	Chamado	0.99	0.99	1	1
<i>Ramphastos toco</i>	Canto comum	0.94	0.79	33	2
<i>Trogon surrucura</i>	Canto comum	0.99	0.98	4.2	0.5
<i>Turdus leucomelas</i>	Canto comum nota1	0.83	0.77	19.2	16.2
	Canto comum nota3	0.87	0.76	31.6	6.6
	Canto comum nota4	0.82	0.72	16.2	18.5
	Chamado	0.96	0.88	46.1	0.6

Presença das aves dispersoras

Dentre as 13 espécies avaliadas, cinco delas ocorreram em todas os ambientes estudados (*E. chlorotica*, *C. chrysops*, *R. toco*, *M. pitangua*, *P. sulphuratus*), quatro ocorreram unicamente no corredor (*A. galeata*, *C. obsoletum*, *C. cucullatus*, *E. flavogaster*), três foram exclusivas das unidades de conservação e fragmentos menores (*B. ruficapillus*, *P. nudicollis* e *T. surrucura*) e apenas *Turdus leucomelas* foi comum aos pequenos fragmentos e corredor. Os mapas de distribuição de cada espécie estão disponíveis nos anexos de C a O.

As espécies que ocorreram em todas as áreas são pequenos, médios e grandes dispersores não afetados ou beneficiados pela fragmentação na região, além de serem todos forrageadores de copa. Dentre as espécies presentes apenas no corredor, uma é afetada pelas alterações na paisagem (*A. galeata*), enquanto o restante não é afetado. Essas aves são todas pequenas dispersoras e se distribuem em todos os estratos da vegetação. As espécies exclusivas das UCs e pequenos fragmentos são de médio e grande porte sendo duas afetadas por impactos antrópicos e uma altamente afetada.

Os pontos amostrados no corredor apresentaram em média sete das espécies, enquanto os pontos dos fragmentos menores e das UCs tiveram em média cinco

espécies. A maior riqueza foi verificada no ponto ARR12 localizado mais próximo ao PEMD, que apresentou 10 espécies.

Modelos para a presença e frequência relativa das espécies

De modo geral, a seleção de modelos apresentou elevados graus de incerteza para a maioria das espécies (valores de wAICc < 0.4) (Tabela 5). A explicação através dos modelos variou em relação às variáveis resposta e os maiores índices de importância foram verificados principalmente para as variáveis de altura média e desvio padrão da vegetação (Tabela 6).

Tabela 6. Melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) para as variáveis dependentes (Var. dep.) de presença (P) e frequência relativa (FR) das espécies de aves dispersoras de sementes no corredor ecológico e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, na Estação Ecológica Mico-leão-Preto (ESEC-MLP) e no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD). altmean = altura média; altsd = desvio padrão da altura, cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do PEMD. As espécies estão agrupadas de acordo com os locais de registro em tons de cinza: do mais claro para o mais escuro - todas as áreas; corredor; corredor e pequenos fragmentos ou UCs, pequenos fragmentos e UCs.

Espécie	Var. dep.	Var. indep.	pseudoR ²	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
<i>C. chrysops</i>	P	nulo	0.00	28.4	0.00	0.40
	FR	nulo	0.00	-229	0.00	0.27
<i>E. chlorotica</i>	P	altmean	0.09	37.3	0.00	0.29
		nulo	0.00	38.1	0.79	0.20
	FR	nulo	0.00	-197	0.00	0.27
<i>M. pitangua</i>	P	altmean	0.19	28.3	0.00	0.47
	FR	cust2dir+altsd	0.19	-158	0.00	0.24
		custPEMD	0.09	-158	0.31	0.21
		nulo	0.00	-158	0.33	0.20
<i>P. sulphuratus</i>	FR	altmean	0.17	-114	0.00	0.45
<i>R. toco</i>	P	cust2dir	0.15	34.3	0.00	0.43
		custPEMD+altmean	0.18	36	1.74	0.18
		custPEMD+altsd	0.18	36.2	1.88	0.17
	FR	custPEMD+altsd	0.39	-190	0.00	0.58
		custPEMD+altmean	0.36	-189	1.27	0.31
<i>A. galeata</i>	P	custPEMD+altsd	0.43	22.5	0.00	0.54
		cust2dir	0.21	-136	0.00	0.46

Espécie	Var. dep.	Var. indep.	pseudoR ²	AICc	ΔAICc	wAICc
<i>C. obsoletum</i>	P	custPEMD+altmean	0.25	-135	1.43	0.23
		cust2dir+altsd	0.22	36.3	0.00	0.26
		cust2dir+altmean	0.21	36.8	0.49	0.20
		altmean	0.10	37.9	1.52	0.12
<i>C. cucullatus</i>	FR	nulo	0.00	-158	0.00	0.26
	P	cust2dir+altsd	0.20	34.1	0.00	0.27
		custPEMD	0.08	35.3	1.14	0.15
FR	custPEMD+altsd	0.33	-103.6	0.00	0.40	
	custPEMD+altmean	0.32	-103.2	0.33	0.34	
<i>E. flavogaster</i>	P	altmean	0.47	24.6	0.00	0.61
		altmean	0.21	-130	0.00	0.49
<i>T. leucomelas</i>	P	cust2dir	0.39	25.9	0.00	0.65
	FR	nulo	0.00	-84.7	0.00	0.34
<i>P. nudicollis</i>	FR	cust2dir+altmean	0.25	-91.1	0.00	0.29
		custPEMD	0.17	-90.9	0.29	0.25
		cust2dir	0.13	-89.7	1.46	0.14
<i>B. ruficapillus</i>	P	altmean	0.68	15.5	0.00	0.50
		custPEMD+altmean	0.74	16.3	0.76	0.34
	FR	altmean	0.26	-156	0.00	0.36
		custPEMD+altmean	0.31	-155	0.83	0.24
<i>T. surrucura</i>	FR	cust2dir+altmean	0.30	-155	1.34	0.18
		custPEMD	0.14	-133	0.00	0.26
		cust2dir+altmean	0.21	-133	0.46	0.21
		cust2dir	0.11	-132	1.07	0.15
		nulo	0.00	-132	1.62	0.11

Dentre as espécies registradas em todas as áreas amostradas, a relação com as variáveis independentes de modo geral foi fraca, sendo que os modelos com maior valor de pseudoR² explicam a frequência relativa apenas de *R. toco* (pseudoR²=0.39; wAICc=0.5). Para o tucanuçu (*R. toco*) todas as variáveis estiveram dentro dos melhores modelos, porém o custo acumulado para transitar no corredor a partir PEMD e o desvio padrão da altura da vegetação foram as variáveis com maior importância relativa (Tabela 6) e explicaram melhor sua frequência relativa.

Para as espécies que ocorreram exclusivamente no corredor os melhores coeficientes de correlação e chance de seleção foram observados para modelos explicando a presença de *A. galeata* e *E. flavogaster* (pseudoR²=0.43, wAICc=0.54 e pseudoR²=0.47, wAICc=0.61, respectivamente). A presença da primeira foi mais bem explicada pelo desvio padrão da altura e custo acumulado de movimento a partir do PEMD (Tabela 5), enquanto a segunda teve a altura média da vegetação como melhor modelo explicando sua presença e como variável mais importante também para sua frequência relativa (Tabela 6).

Tabela 7. Importância relativa ($\sum wAICc$) de cada variável para a presença (P) e frequência relativa (FR) das espécies de aves dispersoras de sementes. As espécies estão agrupadas de acordo com os locais de registro em tons de cinza: do mais claro para o mais escuro = todas as áreas; corredor; corredor e pequenos fragmentos, corredor e UCs, pequenos fragmentos e UCs. Em negrito estão destacados os valores maiores que 0,5.

Espécie	Altura média		Desvio padrão da altura		Custo acumulado a partir das duas UCs		Custo acumulado a partir do PEMD	
	P	FR	P	FR	P	FR	P	FR
<i>C. chrysops</i>	0.21	0.13	0.20	0.40	0.18	0.26	0.18	0.19
<i>E. chlorotica</i>	0.50	0.31	0.20	0.22	0.21	0.23	0.18	0.20
<i>M. pitangua</i>	0.91	0.15	0.06	0.38	0.19	0.37	0.20	0.25
<i>P. sulphuratus</i>	-	0.68	-	0.10	-	0.19	-	0.18
<i>R. toco</i>	0.26	0.31	0.21	0.59	0.44	0.08	0.38	0.90
<i>A. galeata</i>	0.24	0.25	0.72	0.20	0.21	0.48	0.62	0.39
<i>C. obsoletum</i>	0.45	0.24	0.41	0.22	0.53	0.28	0.18	0.24
<i>C. cucullatus</i>	0.27	0.42	0.46	0.53	0.41	0.07	0.25	0.74
<i>E. flavogaster</i>	0.99	0.79	0.01	0.06	0.20	0.21	0.19	0.19
<i>T. leucomelas</i>	0.22	0.17	0.16	0.21	0.65	0.22	0.34	0.22
<i>P. nudicollis</i>	-	0.40	-	0.14	-	0.50	-	0.34
<i>B. ruficapillus</i>	0.98	0.78	0.02	0.13	0.14	0.28	0.36	0.29
<i>T. surrucura</i>	-	0.32	-	0.15	-	0.43	-	0.36

A única espécie registrada apenas no corredor e nos pequenos fragmentos teve sua presença mais bem explicada pelo custo acumulado a partir das duas UCs, com uma alta chance de seleção desse modelo (wAICc=0.65). *Turdus leucomelas* ocorreu principalmente em áreas com maior custo acumulado em relação às UCs e, portanto, nos pontos mais distantes delas (Figura 12A).

Das espécies exclusivas dos fragmentos pequenos e UCs, apenas *B. ruficapillus* mostrou uma alta explicação dos modelos para sua presença ($\text{pseudoR}^2 \approx 0.7$) e foi mais comum que as demais. Essa espécie teve a altura média da vegetação como variável mais importante para sua ocorrência (Tabela 7) e o custo acumulado a partir do PEMD combinado com a altura média foi o segundo melhor modelo, porém com baixa chance de seleção ($\text{pseudoR}^2 = 0.74$ e $\text{wAICc} = 0.34$). Essa espécie ocorreu preferencialmente em áreas com maior altura média da vegetação, que coincidem com os pontos nesses remanescentes de habitat estudados (Figura 13).

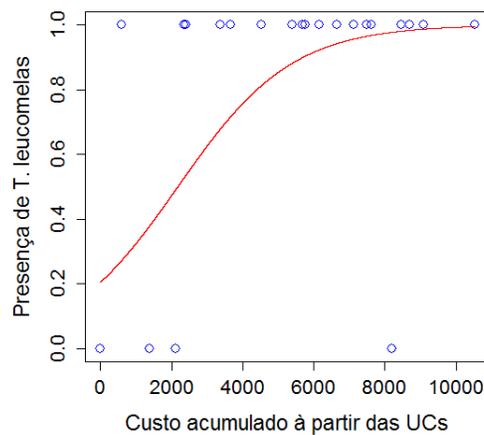


Figura 12. A - Relação do custo acumulado a partir das duas Unidades de Conservação com a presença de *Turdus leucomelas* ($\text{pseudoR}^2 = 0.65$), registrado no corredor e fragmentos da Fazenda Rosanela, Teodoro Sampaio, SP.

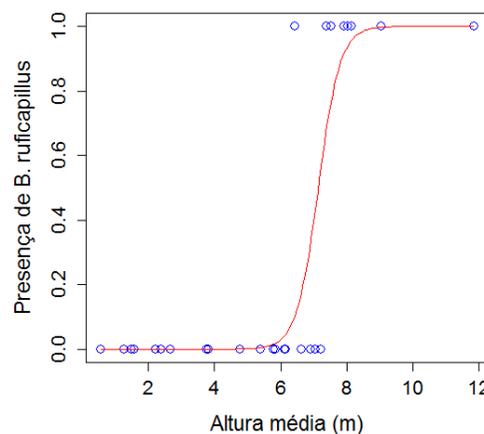


Figura 13. A - Relação da altura média da vegetação com a presença de *Baryphthengus ruficapillus* ($\text{pseudoR}^2 = 0.68$) exclusiva dos pequenos fragmentos e UCs em Teodoro Sampaio, SP.

Em um panorama geral, foi verificado que as espécies presentes em todas as áreas ou exclusivamente no corredor mostraram relação com menores valores de altura média da vegetação (Figura 14A e Anexos de C a I), com exceção de *A. galeata*, que ocorreu preferencialmente em áreas com maior altura média da copa. Em relação ao desvio padrão, todas as espécies tiveram sua presença e frequência relativa relacionadas com a estrutura mais homogênea do dossel, utilizando principalmente áreas com menores valores de desvio padrão da vegetação (Figura 14B).

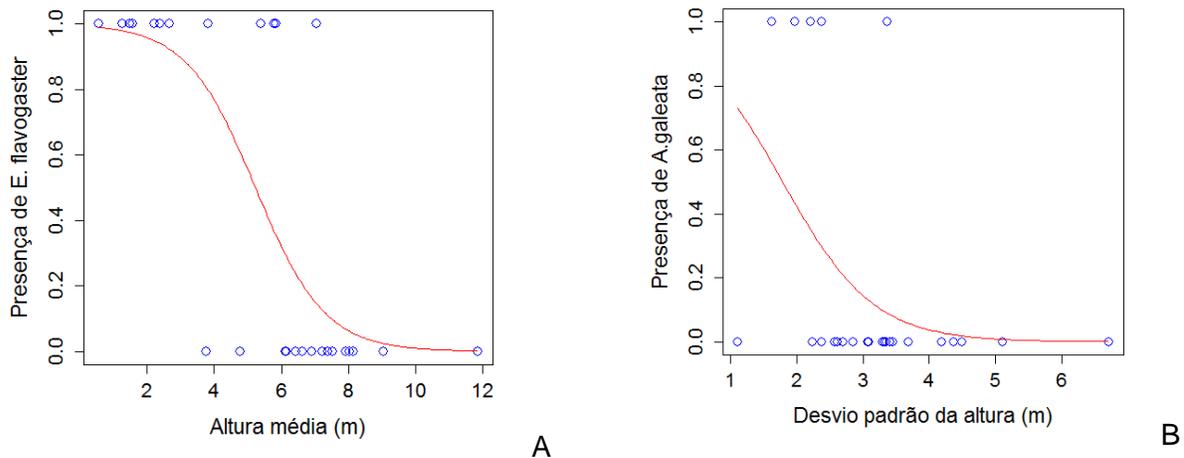


Figura 14. Relação das variáveis independentes com a presença de duas espécies registradas apenas no corredor da Fazenda Rosanela em Teodoro Sampaio, SP. A - Relação da altura média com presença de *Elaenia flavogaster* (pseudo $r^2=0.47$). B – Relação do desvio padrão da altura da vegetação com a presença de *Antilophia galeata* (pseudo $R^2=0.43$).

A seleção do modelo nulo dentre os melhores aconteceu para explicar a presença de três espécies e a frequência relativa de seis espécies, mostrando sua fraca relação com as variáveis (Tabela 5). Para *P. sulphuratus*, *P. nudicollis* e *T. surrucura* não foi possível a aplicação dos modelos para as análises de presença, pois a primeira espécie apresentou um alto número de presenças enquanto as outras foram muito raras.

6. DISCUSSÃO

Identificação automática

O grande número de falsos negativos gerado na maioria dos modelos se deve ao direcionamento da modelagem em minimizar falsos positivos, pois a não detecção de

uma presença é menos problemática para a análise dos dados do que uma presença irreal. Uma detecção falsa pode gerar um padrão que não é a representação verdadeira da distribuição da espécie, enquanto uma não-detecção é apenas um fator aleatório da amostragem.

Os menores valores de precisão e acurácia dos modelos espécie-específicos gerados neste estudo foram inferiores aos obtidos por Aide e colaboradores (2013), que observaram uma variação de 79% a 99% para acurácia e de 76% a 100% para precisão de espécies de diferentes grupos. Os menores índices foram causados pela elevada proporção de falsos positivos combinada com valores elevados de falsos negativos, o que ocorreu para espécies que apresentam grandes variações de frequência (khz) para um mesmo padrão de canto, como o bem-te-vi (*P. sulphuratus*) e o neinei (*M. pitangua*) ou para aves com a vocalização mais ruidosa e sem um padrão nítido como o tucanuçu (*R. toco*).

As detecções positivas falsas são quase inevitáveis nos casos em que duas espécies vocalizam em uma frequência similar e padrões de canto parecidos, ou quando sons muito ruidosos, como chuva e bater de asas, ocupam todas as faixas de frequência gerando confusão na identificação. Essa situação ainda não permite a utilização dos resultados de presença gerados apenas pelo modelo e a necessidade de verificação dos resultados pode ser inviável para estudos com maior número de espécies e volume de dados.

De modo geral, os modelos de identificação automática espécie-específicos se mostraram ferramentas úteis para o auxílio na detecção das espécies. Com modelos razoáveis foi possível triar dentre milhares de gravações as potenciais presenças de uma espécie, resultando em um menor número de gravações a serem analisadas pelo pesquisador. Outra vantagem é que os modelos prontos poderão facilitar o monitoramento dessas espécies no corredor ou em outros fragmentos dessa região.

Distribuição das espécies no corredor, UCs e pequenos fragmentos

As aves que não são afetadas pela fragmentação ou beneficiadas por ela são espécies mais generalistas, sendo esperado que ocorressem em qualquer tipo de habitat (Pizo 2007), enquanto, as espécies afetadas eram esperadas apenas nos pequenos

fragmentos e/ou UCs (Freeman et al. 2015; Santos Junior et al. 2016), conforme verificado neste estudo.

Como exceção, o soldadinho (*A. galeata*) que é uma espécie afetada, foi registrada exclusivamente no corredor. Essa ave é dependente de áreas florestais e já foi verificada como afetada negativamente por estágios iniciais de regeneração na Mata Atlântica (Coelho et al. 2016), sendo muito comum em matas ripárias e matas com solo pantanoso (Sick 1997). A presença dessa espécie no corredor foi condizente com sua história natural, pois foi observada apenas nos pontos de mata em área de várzea, com solo brejoso ou alagado. A maioria desses pontos estão localizados centralmente no corredor, porém não é possível inferir que esses indivíduos chegaram ali através dele, pois são áreas de vegetação secundária que já apresentam uma melhor estrutura de habitat e estavam no local antes dos plantios serem iniciados.

Outro ponto onde a espécie foi registrada é o mais próximo ao PEMD, onde o estágio de regeneração do plantio ainda é inicial, mas está localizado ao lado de uma área de várzea no entorno do parque e o soldadinho (*A. galeata*) provavelmente habita essa várzea podendo fazer visitas ocasionais próximas a esse ponto. Portanto, o corredor tem um grande potencial para promover a conectividade para o soldadinho ao longo do tempo, pois é uma mata de galeria em toda sua extensão, habitat preferencial dessa espécie.

Dentre as espécies que não ocorreram no corredor, *Procnias nudicollis* e *Trogon surrucura* foram registradas apenas nas UCs e *Baryphthengus ruficapillus* foi detectada tanto nas UCs quanto nos pequenos fragmentos. A população dessas aves, provavelmente persistiu nessas áreas após a fragmentação, pois também foram registradas por Uezu e Metzger (2011) nos remanescentes de habitat dessa região, sendo mais abundantes em fragmentos maiores.

A riqueza de espécies maior nas áreas do corredor é decorrente do maior número de espécies não afetadas ou beneficiadas pela fragmentação dentre as espécies selecionadas, visto que algumas delas não utilizam as UCs ou os pequenos fragmentos. No entanto, a diferença na riqueza é muito baixa, não possibilitando inferências à respeito.

Influência da estrutura da vegetação e custo acumulado a partir das áreas fonte

Poucas espécies apresentaram forte explicação das variáveis sobre sua presença ou frequência relativa. Porém é possível verificar um padrão em relação aos grupos que ocorreram nas diferentes áreas estudadas e à sensibilidade das espécies.

A ampla distribuição das espécies verificadas em todas as áreas já é uma comprovação de que são capazes de utilizar desde matas maduras até áreas em estágios iniciais de regeneração, sendo que as métricas de conectividade são pouco importantes para sua presença, como foi verificado neste estudo. Deste grupo, apenas o tucanuçu (*R. toco*) teve forte explicação dos modelos para sua frequência relativa, ocorrendo preferencialmente em áreas próximas ao PEMD e com menor média e desvio padrão da altura da vegetação. Resultado semelhante foi observado no México, onde Graham (2001) verificou que a frequência de voo de *Ramphastos sulfuratus* foi influenciada pelo menor custo acumulado para transitar entre fragmentos florestais. Em relação a estrutura da vegetação, *R. toco* já foi registrado dando preferência a clareiras e florestas secundárias sobre florestas maduras, em áreas de Floresta Estacional Semidecidual no Mato Grosso do Sul (Ragusa-Netto 2006).

As espécies exclusivas do corredor, tiveram explicações variadas para sua ocorrência, sendo que duas delas (*C. obsoletum* e *C. cucullatus*) foram muito pouco explicadas pelos modelos propostos. Enquanto *A. galeata* teve a presença mais bem explicada pelo menor custo acumulado a partir do PEMD e menor desvio padrão da altura da vegetação, *E. flavogaster* esteve presente preferencialmente em áreas com menor média de altura da vegetação. Portanto, o corredor tem grande potencial para promover a conectividade funcional para o soldadinho, porém sua conectividade estrutural ainda não favorece a espécie ao longo de toda sua extensão. Já para *E. flavogaster* a conectividade funcional não é importante e a estrutura do habitat no corredor irá favorecer sua presença enquanto apresentar estágios iniciais de regeneração.

A única espécie comum ao corredor e pequenos fragmentos foi o sabiá-branco (*T. leucomelas*), que teve sua presença explicada pelo custo acumulado a partir das duas UCs se concentrando em áreas com maior custo e mais distante delas. Esse resultado sugere que, devido aos hábitos mais generalistas dessa espécie, ela pode utilizar

qualquer tipo de habitat e transitar na paisagem independentemente da conectividade (Pizo & Santos 2011).

As aves exclusivas das UCs apresentaram pouca relação com as variáveis, principalmente por causa da sua raridade. Como foi verificado por Uezu e Metzger (2011) essas espécies estão relacionadas à melhor estrutura da vegetação e ao tamanho dos fragmentos onde ocorrem, sendo que suas metapopulações já podem estar enfrentando os efeitos deletérios do isolamento (Uezu & Metzger 2016). Essas aves resistiram ao processo histórico de perda de habitat e fragmentação nessa região, mas as características do habitat não são mais as mesmas e esse pode ser apenas um período de latência antes da sua extinção.

Esse resultado também pode representar a situação de outras espécies, como aquelas endêmicas da Mata Atlântica, próximas a seu limite de distribuição, com baixa flexibilidade na utilização de diferentes tipos de habitat ou dependentes de altitude mais elevada, consideradas mais propensas à extinção nesse mesmo estudo (Uezu & Metzger 2016).

No caso de *B. ruficapillus*, registrada apenas nas UCs e pequenos fragmentos, sua presença foi altamente explicada pela maior altura média da vegetação e esteve concentrada em áreas com menor distância e custo acumulado a partir da ESEC-MLP. Esse fato pode ser um indicativo que esses fragmentos funcionam com trampolins ecológicos para essa espécie se dispersar a partir dessa UC. Apesar desses pequenos fragmentos serem separados da ESEC-MLP pela estrada, já existe registro de atropelamento de *B. ruficapillus* em uma estrada que intercepta áreas de Mata Atlântica (Freitas et al. 2010) e sugere-se que os fragmentos podem promover a conectividade funcional para a espécie, permitindo troca genética com a população da área fonte. Sua presença nesses pequenos fragmentos também remete à sua capacidade de utilizar áreas menores sujeitas a efeitos de borda e desse modo, o corredor pode melhorar a conectividade estrutural para essa espécie a longo prazo.

Outros estudos já determinaram a influência positiva de fatores estruturais do habitat sobre as aves mais sensíveis, como a densidade da copa (Muhamad et al. 2013), número de árvores emergentes (Uezu & Metzger 2016) e cobertura florestal da paisagem promovendo maior conectividade (Villard et al. 1999; Martensen et al. 2008; Dias et al.

2015). No caso desse estudo, conforme o esperado a influência da maior altura média e menor desvio padrão do dossel foram observadas para espécies mais sensíveis (*A. galeata*, *B. ruficapillus*, *P. nudicollis* e *T. surrucura*), enquanto o oposto foi verificado para as aves generalistas.

Implicações para dispersão de sementes

Os pequenos e médios dispersores estiveram concentrados nas áreas do corredor e dentre aqueles com maior porte, alguns foram exclusivos das UCs e pequenos fragmentos e outros ocorreram em todas as áreas. Em estudo realizado em áreas de Mata Atlântica, Tabarelli e Peres (2002) verificaram que em áreas de floresta mais madura, a porcentagem de plantas arbóreas dispersas por vertebrados e o tamanho das sementes são maiores quando comparados a florestas em estágios mais recentes de regeneração. Assim, os diferentes tamanhos das espécies dispersoras podem ser mais importantes em alternadas etapas da regeneração.

A presença nas UCs de todas as aves dispersoras de grande porte avaliadas neste estudo ressalta a importância do seu papel ecológico para a manutenção de alguns dos maiores remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo. Do mesmo modo, a utilização de todas as áreas por duas dessas espécies (*C. chrysops* e *R. toco*), indica a possibilidade da dispersão de sementes maiores para áreas adjacentes às UCs e dessa forma, sua contribuição com o enriquecimento das áreas em regeneração com espécies de floresta madura.

O movimento dessas espécies não foi avaliado diretamente neste estudo, porém Yabe et al. (2010) verificaram em paisagem mista de capões de mata com vegetação gramínea do Pantanal, que *R. toco* pode se locomover em distâncias de até 663 metros e *C. chrysops* é capaz de sobrevoar uma distância máxima de 63 metros. Adicionalmente, considerando o número de visitas de ambas as espécies a cultivos agroflorestais no Pontal do Paranapanema, Goulart et al. (2011) detectaram a preferência de *C. chrysops* por áreas florestais, enquanto *T. toco* utilizaram as agroflorestas com maior frequência. Dessa forma, espera-se que esses grandes dispersores realizem o transporte de sementes de diferentes formas, sendo que *T. toco* poderá propagar sementes das áreas fonte para regiões mais afastadas de sua borda e

como foi fortemente associado a menor custo acumulado a partir do PEMD, o transporte de sementes até o corredor pode ser um movimento muito comum.

A dispersão exclusivamente de sementes pequenas ao longo de todas as áreas pode ser potencialmente realizada por *E. chlorotica*, enquanto as outras espécies pequenas (*A. galeata*, *C. obsoletum*, *C. cucullatus* e *E. flavogaster*) podem realizar uma dispersão mais pontual, em algumas áreas do corredor. Sendo assim, *A. galeata* pode ser importante para dispersão de pequenas sementes nas áreas com estágio mais avançado de regeneração, enquanto as demais se concentram em estágios mais iniciais.

Das espécies de médio porte, *P. sulphuratus*, *M. pitangua* e *T. leucomelas* foram verificadas distribuídas em diferentes ambientes, enquanto *T. surrucura* esteve presente apenas nas Unidades de Conservação. Dessa forma, as três primeiras espécies são as únicas desse porte com o potencial de dispersar as sementes das UCs para as áreas adjacentes.

Algumas espécies avaliadas aqui (*C. chrysops*, *E. chlorotica*, *E. flavogaster*, *M. pitangua*, *P. sulphuratus* e *T. leucomelas*) já foram verificadas como os agentes mais importantes para dispersão de sementes em aproximadamente 30 regiões degradadas no sul e sudeste do Brasil (Pizo 2007; Silva et al. 2010), considerando o número de visitas a plantas frutíferas. Um cenário tão comum a todas as regiões fragmentadas da Mata Atlântica do Sudeste reforça a contribuição dessas espécies para dispersão de sementes no corredor da Fazenda Rosanela. Dentre elas, destaca-se *T. leucomelas*, que foi considerada no estudo de Ribeiro da Silva et al. (2015), a espécie mais importante para manter a complexidade da rede de dispersão de sementes entre áreas restauradas com diferentes idades de plantios.

Alguns resultados da dispersão já podem ser observados no corredor, pois simultaneamente a este estudo, foi realizada uma pesquisa sobre o sucesso de uma área de plantio do corredor, na qual Ribeiro (2017) registrou 16 espécies arbóreas regenerantes que não foram plantadas no local. Dentre essas espécies, 12 apresentam dispersão zoocórica e a maioria delas já foi registrada em interações com aves, como *Schinus terebinthifolia* (Silva et al. 2002; De Jesus & Monteiro-Filho 2007; Athiê & Dias 2012), *Trema micrantha* (Galetti & Pizo 1996; Silva et al. 2002; Athiê & Dias 2012), *Tapiria guianensis* (Guimarães 2003), *Annona cacans* (Golin et al. 2011). Outras tiveram registro

de consumo por aves inclusive na região do Pontal do Paranapanema, como *Cecropia pachystachia*, *Croton floribundus* e *Psidium guajava* (Goulart et al. 2011). Dessa forma, pode-se inferir que as aves estão contribuindo para o enriquecimento das áreas dos plantios, juntamente com outros vertebrados consumidores de frutos.

Cabe ressaltar, que as implicações para dispersão de sementes consideradas aqui, fazem inferência ao potencial de transporte das sementes realizado pelas aves, no entanto, a sobrevivência e germinação dessas sementes após sua deposição no solo envolve outros fatores que não foram avaliados nesse estudo, como a predação, luminosidade e umidade (Souza & Válio 2001).

7. CONCLUSÃO

Os fatores de conectividade avaliados nesse estudo mostraram forte influência para poucas espécies. Para aquelas generalistas, as variáveis estudadas tendem a ser menos importantes, pois são capazes de utilizar diferentes tipos de habitat. Para as espécies mais sensíveis que estiveram ausentes do corredor, as grandes variações na estrutura da vegetação e presença de lacunas entre os plantios podem funcionar como barreiras para seu deslocamento.

A altura média da vegetação influenciou a ocorrência das espécies de acordo com sua sensibilidade, sendo que aquelas afetadas pela fragmentação estiveram presentes em áreas com maior altura média e as aves não afetadas se relacionaram com menores valores de média da altura da vegetação. Por outro lado, o desvio padrão foi importante da mesma forma para todas as espécies que se relacionaram a ele, pois elas ocorreram preferencialmente em áreas com menores valores de desvio padrão, portanto em áreas com a estrutura mais homogênea do dossel. Desse modo, a influência da conectividade estrutural do corredor, apenas em relação a altura média, é diferente para cada espécie e a grande variação desse fator ao longo de toda sua extensão pode levar à não utilização dessa estrutura por espécies como *A. galeata*.

O custo acumulado para o deslocamento no corredor a partir das áreas fontes foi mais importante para duas espécies que se concentraram em áreas com menor custo em relação ao PEMD e uma que ocorreu preferencialmente em áreas mais afastadas

das UCs. Assim a resposta positiva das aves ao corredor ainda é baixa e o custo para as espécies mais sensíveis transitarem nesse tipo de habitat é provavelmente mais alto do que o determinado nesse estudo.

Os pequenos fragmentos próximos à ESEC-MLP se mostraram importantes para promover a conectividade estrutural e funcional para juruva (*B. ruficapillus*), portanto podem ser estruturas necessárias para melhorar a conectividade dessa paisagem para espécies mais sensíveis.

O corredor se mostrou eficaz para adicionar importantes serviços ecossistêmicos na paisagem estudada, pois oferece estrutura para diversas aves dispersoras de sementes, que promovem o enriquecimento dos plantios realizados na Fazenda Rosanela. Adicionalmente, a dispersão de sementes deve ocorrer de diferentes formas de acordo com cada espécie, pois algumas foram verificadas utilizando toda a extensão do corredor e outras estão distribuídas principalmente de acordo com a estrutura do habitat, indicando a importância das aves para os diferentes estágios de sucessão dos plantios e assim, do seu valor como capital natural.

Implicações para restauração florestal

A utilização de espécies vegetais zoocóricas na restauração florestal é uma estratégia geralmente recomendada, pois dessa forma a fauna consumidora de frutos é atraída e permanece mais tempo no local, podendo depositar as sementes que carregam em seu trato digestivo (Jordano et al. 2006). Como verificado nesse estudo, as aves dispersoras de sementes utilizam áreas restauradas e são potenciais dispersoras das espécies regenerantes encontradas por Ribeiro (2017) nos plantios da fazenda Rosanela.

O enriquecimento natural dos plantios realizado pelas aves pode evitar a necessidade de complementação artificial e dessa forma conter gastos financeiros. Já foi estimado em regiões temperadas, que o custo poupado pela dispersão realizada por aves pode chegar a 11 mil dólares por indivíduo, economizando até 14 bilhões de dólares em grandes extensões (Şekercioğlu 2017). Assim, a manutenção natural dos plantios realizada através desse serviço ecossistêmico, pode compensar, a longo prazo, os esforços e gastos investidos na restauração florestal.

8. REFERÊNCIAS

- Aars J, Ims RA. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* **80**:1648–1655.
- Acevedo MA, Corrada-Bravo CJ, Corrada-Bravo H, Villanueva-Rivera LJ, Aide TM. 2009. Automated classification of bird and amphibian calls using machine learning: A comparison of methods. *Ecological Informatics* **4**:206–214.
- Acevedo MA, Villanueva-rivera LJ. 2006. Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians. *Wildlife Society Bulletin* **34**:211–214.
- Ahumada JA et al. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **366**:2703–2711.
- Aide MT, Cavelier J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* **2**:219–229.
- Aide TM, Corrada-Bravo C, Campos-Cerqueira M, Milan C, Vega G, Alvarez R. 2013. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ* **1**:e103. Available from <https://peerj.com/articles/103>.
- Athiê S, Dias MM. 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **26**:84–93.
- Awade M, Metzger JP. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* **33**:863–871.
- Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* **45**:461–490. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00806.x>.
- Bascompte, J; Jordano P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **38**:567–593.
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, Batista RF, Prado PI. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* **318**:1775–1777. Available from <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1149374>.
- Beier P, Noss RF. 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology* **12**:1241–1252. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>.
- Bello C et al. 2017. Atlantic-frugivory: A plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest.

- Ecology. Available from <http://doi.wiley.com/10.1002/ecy.1818>.
- Bennett EM, Peterson GD, Levitt EA. 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* **8**:125–132.
- Brançalion PHS, Melo FPL, Tabarelli M, Rodrigues RR. 2013. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. *Natureza & Conservação* **11**:186–190.
- Bright PW. 1998. Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal Behaviour* **56**:1485–1490. Available from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0003347298909216>.
- Brooks T, Tobias J, Balmford A. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* **2**:211–222. Available from <http://doi.wiley.com/10.1017/S1367943099000542>.
- Câmara IG. 2005. Breve história da conservação da Mata Atlântica. Pages 31–42 in C. Galindo-Leal and I. G. Câmara, editors. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo. Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Campanili M, Wigold B. 2010. Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros. *Ministério do Meio Ambiente* **4**:815. Available from <http://livroaberto.ibict.br/handle/1/984>.
- Carlo TA, Morales JM. 2016. Generalist birds promote tropical forest regeneration and increase plant diversity via rare-biased seed dispersal. *Ecology* **97**:1819–1831.
- Chazdon RL et al. 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* **41**:142–153.
- Clawges R, Vierling KT, Vierling L, Rowell E. 2008. The use of airborne lidar to assess avian species diversity, density, and occurrence in a pine/aspen forest. *Remote Sensing of Environment* **112**:2064–2073.
- Coelho MTP, Raniero M, Silva MI, Hasui É. 2016. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *The Wilson Journal of Ornithology* **128**:520–534. Available from <http://www.bioone.org/doi/10.1676/1559-4491-128.3.520>.
- Costanza R et al. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* **387**:253–260. Available from <http://www.nature.com/doi/10.1038/387253a0>.
- CTPEC, INPE. 2016. Previsão do Tempo. Available from <http://tempo.cptec.inpe.br/> (accessed September 1, 2016).
- Damschen EI, Haddad NM, Orrock JL, Tewksbury JJ, Levey DJ, Suriv USG, Pap P, Sutherland R, Steinberger B. 2013. Corridors Richness Increase at Large Plant Species Scales. *Science* **313**:1284–1286.

- Dawson DK, Efford MG. 2009. Bird population density estimated from acoustic signals. *Journal of Applied Ecology* **46**:1201–1209.
- De Jesus S, Monteiro-Filho ELDA. 2007. Frugivoria por aves em *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) e *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae). *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**:585–591.
- Dean W. 1995. *A ferro e fogo*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Depraetere M, Pavoine S, Jiguet F, Gasc A, Duvail S, Sueur J. 2012. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators* **13**:46–54. Available from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11001361>.
- Dias DFC, Ribeiro MC, Felber YT, Cintra ALP, Souza NS, Hasui E. 2015. Beauty before age: Landscape factors influence bird functional diversity in naturally regenerating fragments, but regeneration age does not. *Restoration Ecology*:1–12.
- Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* **46**:261–277.
- Dunning JB, Danielson BJ, Pulliam HR. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**:169–175.
- Dunning JBJ, Borgella R, Clements K, Meffe GK. 1995. Patch Isolation, Corridor Effects, and Colonization By a Resident Sparrow in a Managed Pine Woodland. *Conservation Biology* **9**:542–550.
- Fagerlund S. 2007. Bird species recognition using support vector machines. *Eurasip Journal on Advances in Signal Processing* **2007**.
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487–515.
- Faria HH, Pires AS. 2006. Parque Estadual Morro do Diabo: plano de manejo. Page (Faria HH, Pires AS, editors), 1st edition. Editora Viena, Santa Cruz do Rio Pardo, SP.
- Farina A, Pieretti N, Piccioli L. 2011. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: A Mediterranean Europe case-study. *Ecological Informatics* **6**:354–363.
- Ferraz SFB, Ferraz KMPMB, Cassiano CC, Brancalion PHS, da Luz DTA, Azevedo TN, Tambosi LR, Metzger JP. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology* **29**:187–200.
- Forrest TG. 1994. From sender to receiver: Propagation and environmental effects on acoustic signals. *Integrative and Comparative Biology* **34**:644–654.
- Francisco MR, Galetti M. 2002. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea*

- pulchella Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica* **25**:11–17.
- Francisco MR, Galetti M. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes de *Rapanea lancifolia* (Myrsinaceae) por aves numa área de cerrado do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Ecologia* **9**:13–19.
- Freeman AND, Catterall CP, Freebody K. 2015. Use of restored habitat by rainforest birds is limited by spatial context and species' functional traits but not by their predicted climate sensitivity. *Biological Conservation* **186**:107–114.
- Freitas SR, Hawbaker TJ, Metzger JP. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* **259**:410–417.
- Galetti M, Pizo MA. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* **4**:71–79.
- Gillies CS, St. Clair CC. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:19774–19779. Available from <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0803530105>.
- Goetz S, Steinberg D, Dubayah R, Blair B. 2007. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* **108**:254–263.
- Golin V, Santos-Filho M, Pereira MJB. 2011. Dispersão e predação de sementes de *araticum* no Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Ciência Rural* **41**:101–107. Available from <http://www.redalyc.org/html/331/33118933016/>.
- Gonzalez A. 1998. Metapopulation Dynamics, Abundance, and Distribution in a Microecosystem. *Science* **281**:2045–2047.
- Goodwin BJ, Fahrig L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* **99**:552–570.
- Goulart FF, Vandermeer J, Perfecto I, da Matta-Machado RP. 2011. Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforestry Systems* **82**:239–246.
- Graham CH. 2001. Factors influencing movement patterns of Keel-billed Toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology* **15**:1789–1798.
- Guimarães MA. 2003. Frugivoria por aves em *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae) na zona urbana do município de Araruama, estado do Rio de Janeiro, sudeste brasileiro. *Atualidades ornitológicas*:12. Available from <http://ao.com.br/download/tapirira.pdf>.

- Haddad NM, Bowne DR, Cunningham A, Danielson BJ, Levey DJ, Sargent S, Spira T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* **84**:609–615.
- Hansbauer MM, Storch I, Knauer F, Pilz S, Kuchenhoff H, Végvári Z, Pimentel RG, Metzger JP. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: Black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* **25**:407–417.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41–49.
- Harma A. 2003. Automatic identification of bird species based on sinusoidal modeling of syllables. 2003 IEEE International Conference on Acoustics, Speech, and Signal Processing, 2003. Proceedings. (ICASSP '03). **5**:V-545-8.
- Haselmayer J, Quinn JS. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian Sout East Peru. *The Condor* **102**:887–893.
- Herrera JM, Garcia D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conservation Biology* **24**:1089–1098.
- Holl KD. 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil1. *Biotropica* **31**:229–242. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>.
- Holmes SB, McIlwrick KA, Venier LA. 2014. Using automated sound recording and analysis to detect bird species-at-risk in southwestern Ontario woodlands. *Wildlife Society Bulletin* **38**:591–598. Available from <http://doi.wiley.com/10.1002/wsb.421>.
- Howe HF, Smallwood J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**:201–228.
- Hueting R, Reijnders L, De Boer B, Lambooy J, Jansen H. 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* **25**:31–35.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Page Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2nd edition. Rio de Janeiro.
- Jenkins CN, Alves MAS, Uezu A, Vale MM. 2015. Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. *PLoS ONE* **10**.
- Johnson JB, Omland KS. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **19**:101–108.
- Jordano P, Galetti M, Pizo MA, Silva WR. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. *Essências em Biologia da Conservação* **5**:411–436.
- Klaassen RHG, Strandberg R, Hake M, Alerstam T. 2008. Flexibility in daily travel routines causes regional variation in bird migration speed. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **62**:1427–1432.

- Kormann U, Scherber C, Tschardt T, Klein N, Larbig M, Valente JJ, Hadley AS, Betts MG. 2016. Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. *Proc. R. Soc. B* **283**:20152347. Available from <http://rspb.royalsocietypublishing.org/lookup/doi/10.1098/rspb.2015.2347>.
- Lefsky MA, Cohen WB, Parker GG, Harding DJ. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience* **52**:19–30.
- Lesak AA, Radeloff VC, Hawbaker TJ, Pidgeon AM, Gobakken T, Contrucci K. 2011. Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. *Remote Sensing of Environment* **115**:2823–2835.
- Levey DJ, Bolker BM, Tewksbury JJ, Sargent S, Haddad NM. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* **309**:146–8.
- Levin SA. 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* **1**:431–436.
- Levin SA, Muller-Landau HC, Nathan R, Chave J. 2003. The ecology and evolution of seed dispersal: a theoretical perspective. *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:575–604.
- Lopes MT, Gioppo LL, Higushi TT, Kaestner C a. a., Jr. CNS, Koerich AL. 2011. Automatic Bird Species Identification for Large Number of Species. 2011 IEEE International Symposium on Multimedia:117–122.
- Manly BFJ. 2009. Models for data. Pages 61–91 in B. F. J. Manly, editor. *Statistics for environmental science and management*^{2a}. CRC Press, Cheyenne, Wyoming, USA.
- Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* **141**:2184–2192.
- Martin PA, Newton AC, Bullock JM. 2013. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of The Royal Society B* **280**:2013–2236. Available from <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/280/1773/20132236>.
- Mech SG, Hallett JG. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: A genetic approach. *Conservation Biology* **15**:467–474.
- Metzger JP, Décamps H. 1997. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* **18**:1–12.
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**:1166–1177.

- Millenium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, DC. Available from http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf.
- MMA. 2004. Áreas Prioritárias para Conservação. Portaria no. 126:2–3.
- Moran C, Catterall CP. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation Biology* **28**:551–560.
- Morse WC, Schedlbauer JL, Sesnie SE, Finegan B, Harvey CA, Hollenhorst SJ, Kavanagh KL, Stoian D, Wulforth JD. 2009. Consequences of environmental service payments for forest retention and recruitment in a Costa Rican biological corridor. *Ecology and Society* **14**.
- Muhamad D, Okubo S, Miyashita T, Parikesit, Takeuchi K. 2013. Effects of habitat type, vegetation structure, and proximity to forests on bird species richness in a forest-agricultural landscape of West Java, Indonesia. *Agroforestry Systems* **87**:1247–1260.
- Müller J, Brandl R. 2009. Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: The potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology* **46**:897–905.
- Müller J, Moning C, Bässler C, Heurich M, Brandl R. 2009. Using airborne laser scanning to model potential abundance and assemblages of forest passerines. *Basic and Applied Ecology* **10**:671–681.
- Myers N. 1988. Threatened biotas: “Hotspots” in tropical forests. *The Environmentalist* **8(3)**:1–20.
- Myers N, Myers N, Mittermeier R a, Mittermeier R a, Fonseca G a B, Fonseca G a B, Kent J, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853–8. Available from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10706275>.
- Naiman RJ, Decamps H, Pollock M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* **3**:209–212.
- Nelder JA, Wedderburn RWM. 1972. Generalized Linear Models. *J. R. Statist. Soc. A.* **135**:370–384. Available from http://biecek.pl/MIMUW/uploads/Nelder_GLM.pdf.
- Oliveira-Filho A, Fontes M. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* **32**:793–810. Available from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x/abstract>.
- Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* **124**:253–266.
- Parker III TA, Stotz DF, Fitzpatrick JW. 1996. Ecological and distributional databases. Pages 111–

- 410 in D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits, editors. *Neotropical birds: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Parron LM, Garcia JR, Rachwal MFG, Franchini JC, Franciscon L, Porfirio-da-Silva V, Brown GG. 2015. Avaliação de serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmbi. Pages 36–46 in L. M. Parron, J. R. Garcia, E. B. Oliveira, G. G. Brown, and R. B. Prado, editors. *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*, 1st edition. Embrapa, Brasília, DF.
- Pekin BK, Jung J, Villanueva-Rivera LJ, Pijanowski BC, Ahumada JA. 2012. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. *Landscape Ecology* **27**:1513–1522.
- Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL, Krause BL. 2011. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* **26**:1213–1232.
- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* **269**:347–350.
- Piratelli AJ, Melo FP, Caliri RF. 2001. Dados morfométricos de aves de sub-bosque da região leste de Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia* **18**:305–317. Available from http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81752001000200001&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt.
- Pizo MA. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* **15**:117–126. Available from file://c:/Documents and Settings/Cristina/Meus documentos/My Dropbox/Meu Documentos/Papers/2004/Pizo 2004 OrnitoNeotr.pdf.
- Pizo MA. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. Pages 615–627 in A. J. Dennis, E. W. Schupp, R. J. Green, and D. A. Westcott, editors. *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CAB International.
- Pizo MA, Santos BTP. 2011. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. *Biotropica* **43**:335–342.
- Pizo MA, Silva WR, Galetti M, Laps R. 2002. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Ararajuba* **10**:177–185.
- Powell LL, Stouffer PC, Johnson EI. 2013. Recovery of understory bird movement across the interface of primary and secondary Amazon rainforest. *The Auk* **130**:459–468. Available from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/auk.2013.12202>.
- Pulliam HR. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* **132**:652–

661. Available from <http://www.jstor.org/stable/2461927>.
- Ragusa-Netto J. 2006. Abundance and frugivory of the Toco toucan (*Ramphastos toco*) in a gallery forest in Brazil's southern Pantanal. *Brazilian journal of biology* **66**:133–142.
- Rempel RS, Hobson KA, Holborn G, Wilgenburg SL Van, Elliott J. 2005. Bioacoustic monitoring of forest songbirds: interpreter variability and effects of configuration and digital processing methods in the laboratory. *Source Journal of Field Ornithology* **76**:1–11.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153. Elsevier Ltd.
- Ribeiro RC. 2017. Avaliação de áreas em processo de restauração no corredor ecológico da Fazenda Rosanela, Pontal do Paranapanema, SP. Instituto de Pesquisa Ecológicas.
- Ribeiro da Silva F, Montoya D, Furtado R, Memmott J, Pizo MA, Rodrigues RR. 2015. The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology* **23**:852–860.
- Santos Junior PCA, Marques FC, Lima MR, Anjos L. 2016. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza e Conservação* **14**:1–7.
- Saunders DA, de Rebeira CP. 1991. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. Pages 221–240 *Nature conservation 2: the role of corridors*.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation : *Conservation Biology* **5**:18–32.
- Schupp EW, Jordano P, Gomez JM. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: A conceptual review. *New Phytologist* **188**:333–353.
- Şekercioğlu CH. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* **21**:464–471.
- Şekercioğlu CH. 2017. Analysis: the economic value of birds. *Living Bird Magazine*. Available from <https://www.allaboutbirds.org/analysis-the-economic-value-of-birds/>.
- Sick H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silva WR, De Marco Jr P, Hasui É, Gomes VSM. 2002. Patterns of Fruit – Frugivore Bird Communities of South-eastern Brazil : Implications for Conservation. Pages 423–435 in D. J. Levey, W. R. Silva, and M. Galetti, editors. *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CABI Publishing.
- Silva WR, Pizo MA, Gabriel VDA. 2010. A avifauna como promotora da restauração ecológica. Pages 507–516 in S. Von-Matter, F. C. Straube, I. A. Accordi, V. de Q. Piacentini, and J. F. Cândido-Jr, editors. *Ornitologia e Conservação*, 1st edition. Technical Books Editora, Rio de

Janeiro.

- Silva WR, Silveira LF, Uezu A, Antunes AZ, Sugieda AM, Hasui É, Figueiredo LF, Develey PF. 2008. Aves. Pages 77–81 in R. R. Rodrigues and V. L. R. Bononi, editors. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica, São Paulo.
- Souza RP, Válio IFM. 2001. Seed Size, Seed Germination, and Seedling Survival of Brazilian Tropical Tree Species Differing in Successional Status¹. *Biotropica* **33**:447–457.
- Symonds MR, Moussalli A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **65**:13–21.
- Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation* **143**:2328–2340. Elsevier Ltd.
- Tabarelli M, Mantovani W, Peres CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil **91**:119–127.
- Tabarelli M, Peres CA. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration. *Biological Conservation* **106**:165–176.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G. 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* **68**:571–573.
- Tewksbury JJ, Levey DJ, Haddad NM, Sargent S, Orrock JL, Weldon A, Danielson BJ, Brinkerhoff J, Damschen EI, Townsend P. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**:12923–12926. Available from <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.202242699>.
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65–66. Available from <http://www.nature.com/doi/10.1038/371065a0>.
- Tischendorf L, Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**:7–19.
- Uezu A, Cullen Junior L. 2012. Da fragmentação florestal à restauração da paisagem: aliando conhecimento científico e oportunidades legais para a conservação. Pages 14–25 in A. Paese, A. Uezu, M. Lorini, and C. A., editors. *Conservação da Biodiversidade com SIG1^a. Oficina de Textos.*, São Paulo.
- Uezu A, Metzger JP. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation* **20**:3627–3643. Available from <http://link.springer.com/10.1007/s10531-011->

0154-5.

- Uezu A, Metzger JP. 2016. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. *PLoS ONE* **11**:1–16.
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* **123**:507–519.
- Valiente-Banuet A et al. 2015. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* **29**:299–307.
- Valladares-Padua C, Padua SM, Cullen L. 2002. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: Biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. *Environmental Science and Policy* **5**:69–78.
- Vieira DLM, Scariot A. 2006. Principles of natural regeneration of Tropical Dry Forests for regeneration. *Restoration Ecology* **14**:11–20.
- Vielliard JME, Almeida MEC, Anjos L, Silva WR. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA). Pages 47–60 in S. Von Matter, F. C. Straube, I. A. Accordi, V. de Q. Piacentini, and J. F. Cândido-Jr, editors. *Ornitologia e Conservação*^{1ª}. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.
- Vierling KT, Vierling LA, Gould WA, Martinuzzi S, Clawges RM. 2008. Lidar: Shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**:90–98.
- Villard AM, Trzcinski MK, Merriam G. 1999. Fragmentation Effects on Forest Birds : and Relative Influence Landscape of Woodland Occupancy Cover Configuration on **13**:774–783.
- Wenny DG, DeVault TL, Johnson MD, Kelly D, Şekercioğlu CH, Tomback DF, Whelan CJ. 2011. The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *The Auk* **128**:1–14.
- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM, Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* **95**:2027.
- Wunderlee J. 1997. The role of animal a seed dispersal in acceleration native forest regeneration on degrade tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**:223–235.
- Yabe R de S, Marques EJ, Marini MiÂ. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International* **20**:400–409. Available from http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0959270910000067.
- Zollner PA, Lima SL. 2005. Behavioral tradeoffs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* **108**:219–230.

ANEXO A

MATRIZ DE CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES

Tabela 8. Matriz de correlação das variáveis independentes estudadas no corredor e pequenos fragmentos da Fazenda Rosanela, Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP) e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), em Teodoro Sampaio, SP. Variáveis: cust2dir = custo acumulado a partir das duas UCs; custPEMD = custo acumulado a partir do PEMD; custESEC = custo acumulado a partir da ESEC-MLP; dist2dir = distância euclidiana das duas UCs, distPEMD = distância euclidiana do PEMD; distESEC = distância da ESEC-MLP; altmean = altura média da vegetação; altsd = desvio padrão da altura da vegetação.

	custPEMD	custESEC	cust2dir	distPEMD	distESEC	dist2dir	altmean	altsd
custPEMD	1	-0.991	0.021	0.996	-0.980	0.133	-0.080	-0.262
custESEC		1	-0.014	-0.990	0.987	-0.138	0.098	0.285
cust2dir			1	-0.013	0.039	0.933	-0.359	-0.296
distPEMD				1	-0.981	0.118	-0.068	-0.246
distESEC					1	-0.088	0.112	0.256
dist2dir						1	-0.242	-0.171
altmean							1	0.767
altsd								1

ANEXO B
ESFORÇO AMOSTRAL

Tabela 9. Esforço amostral para cada ponto amostrado no corredor e pequenos fragmentos da fazenda Rosanela e UCs: Estação Ecológica Mico-leão-preto e Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP. Número de minutos = número de gravações.

Corredor		UCs		Pequenos fragmentos	
ponto	nº minutos	ponto	nº minutos	ponto	nº minutos
ARR01	532	ARF01	755	ARF03	1078
ARR02	853	ARF02	1059	ARF04	1019
ARR03	750	ARF09	2054	ARF05	1019
ARR04	696	ARF10	888	ARF06	1000
ARR05	551	ARF11	995	ARF07	1059
ARR06	682	ARF12	1002	ARF08	1078
ARR07	750	total	6753	total	6253
ARR08	784				
ARR09	750				
ARR10	931				
ARR11	750				
ARR12	796				
ARR13	707				
ARR14	815				
ARR15	722				
ARR16	744				
ARR17	834				
ARR18	950				
total	13597				

ANEXO C

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

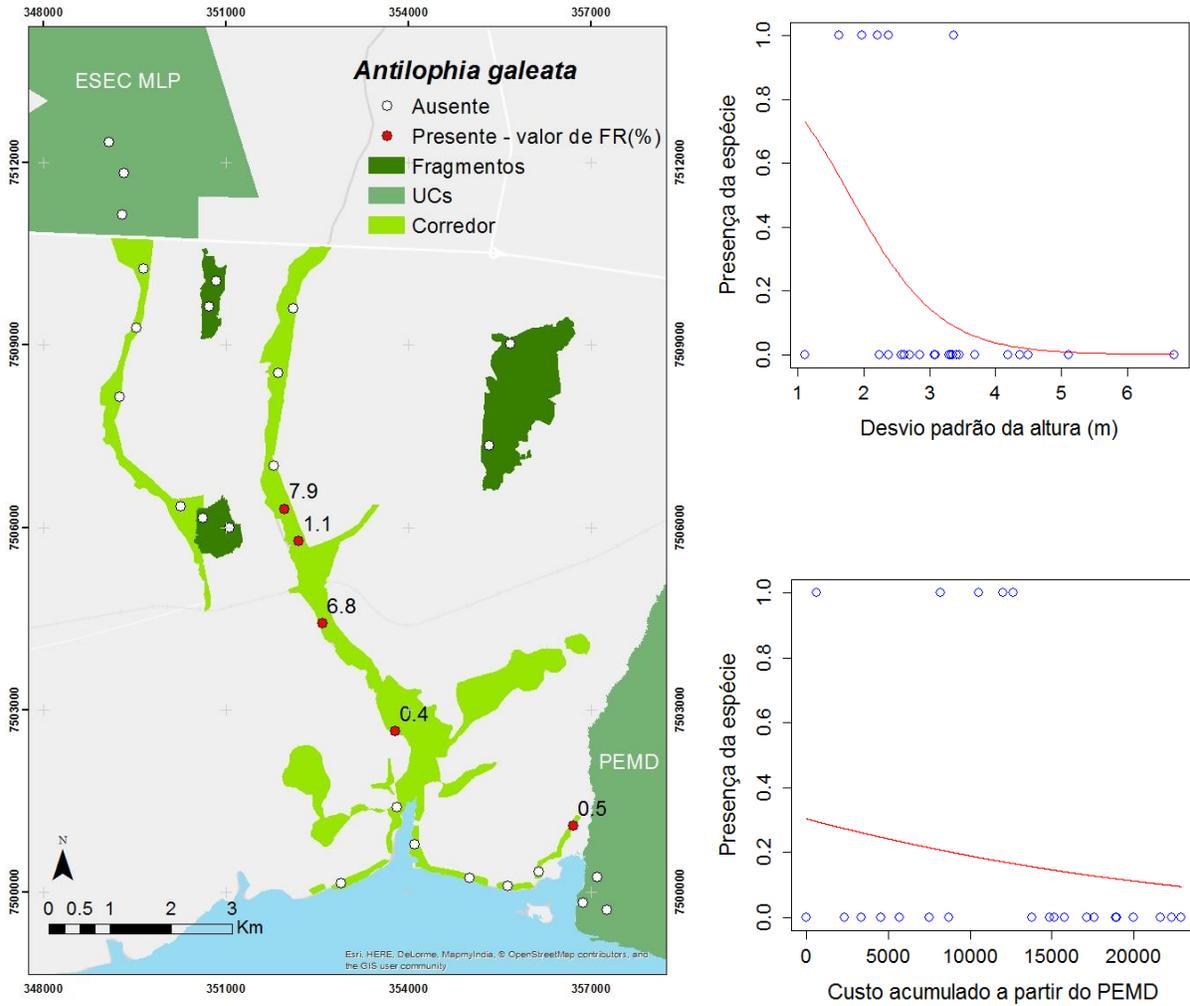
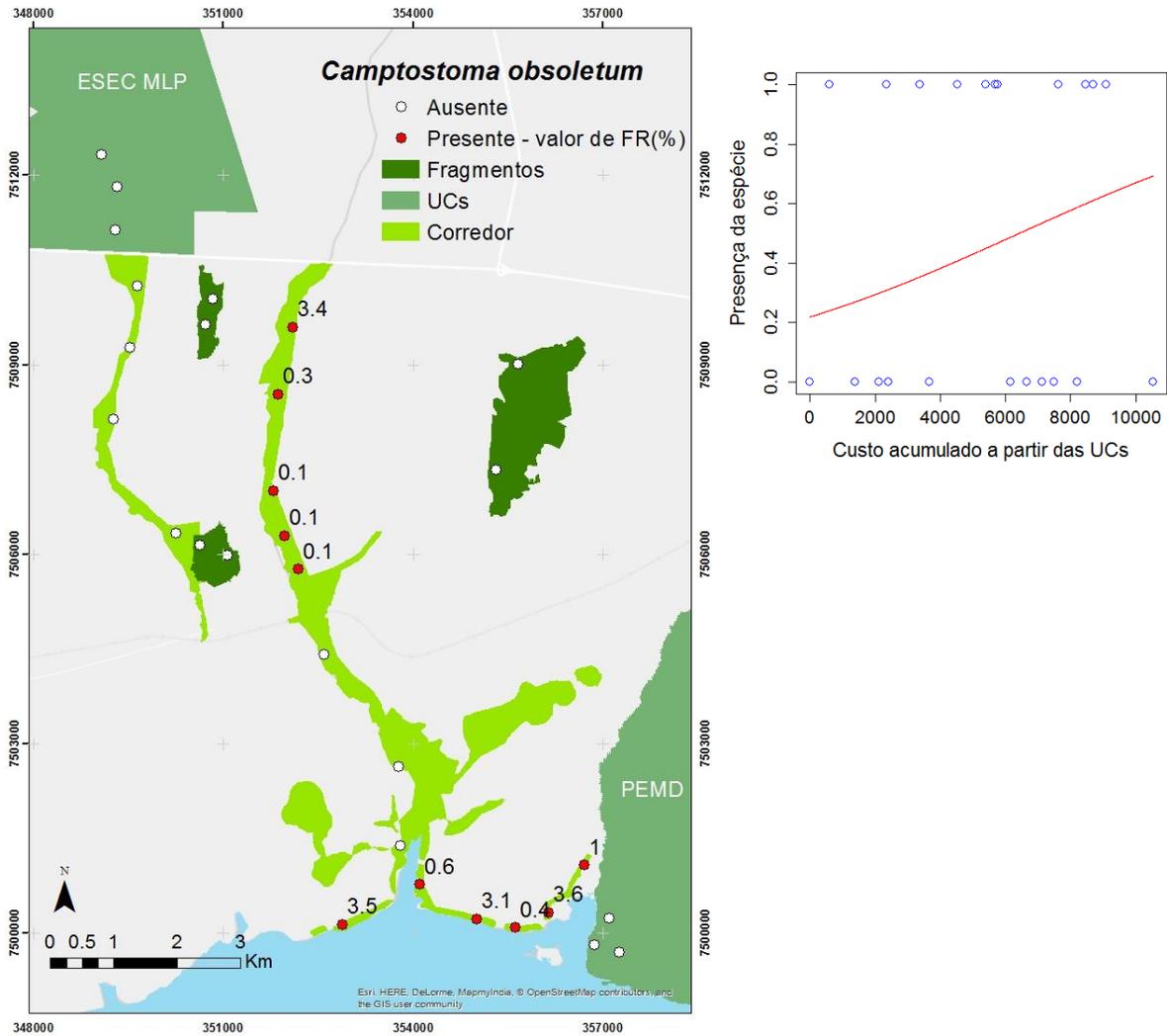


Figura 15. Mapa de distribuição de *Antilophia galeata* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO D

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES



Anexo A. Mapa de distribuição de *Camptostoma obsoletum* com valores de frequência relativa (%) e gráfico com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença, SP.

ANEXO E

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

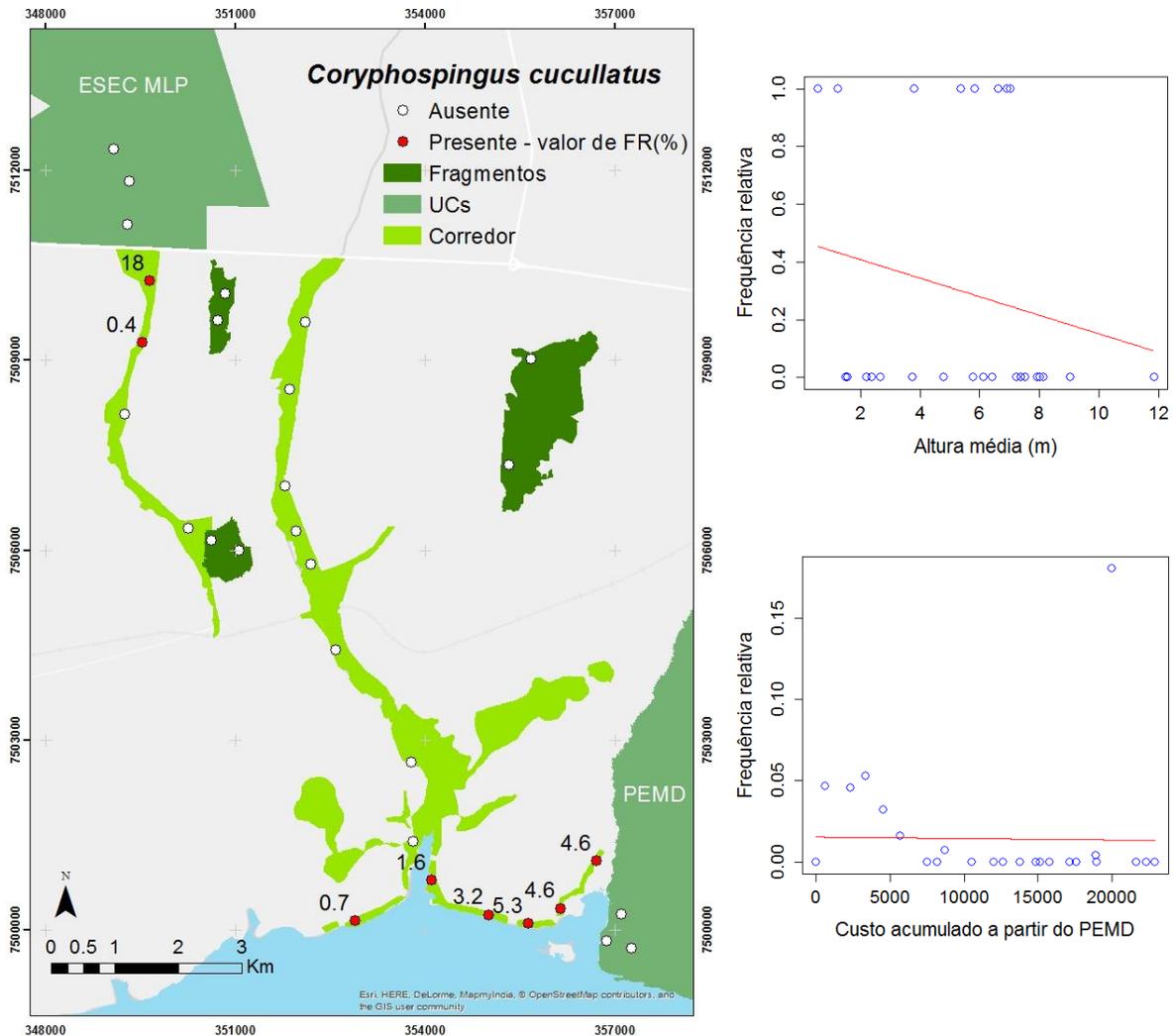


Figura 16. Mapa de distribuição de *Coryphospingus cucullatus* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO F

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

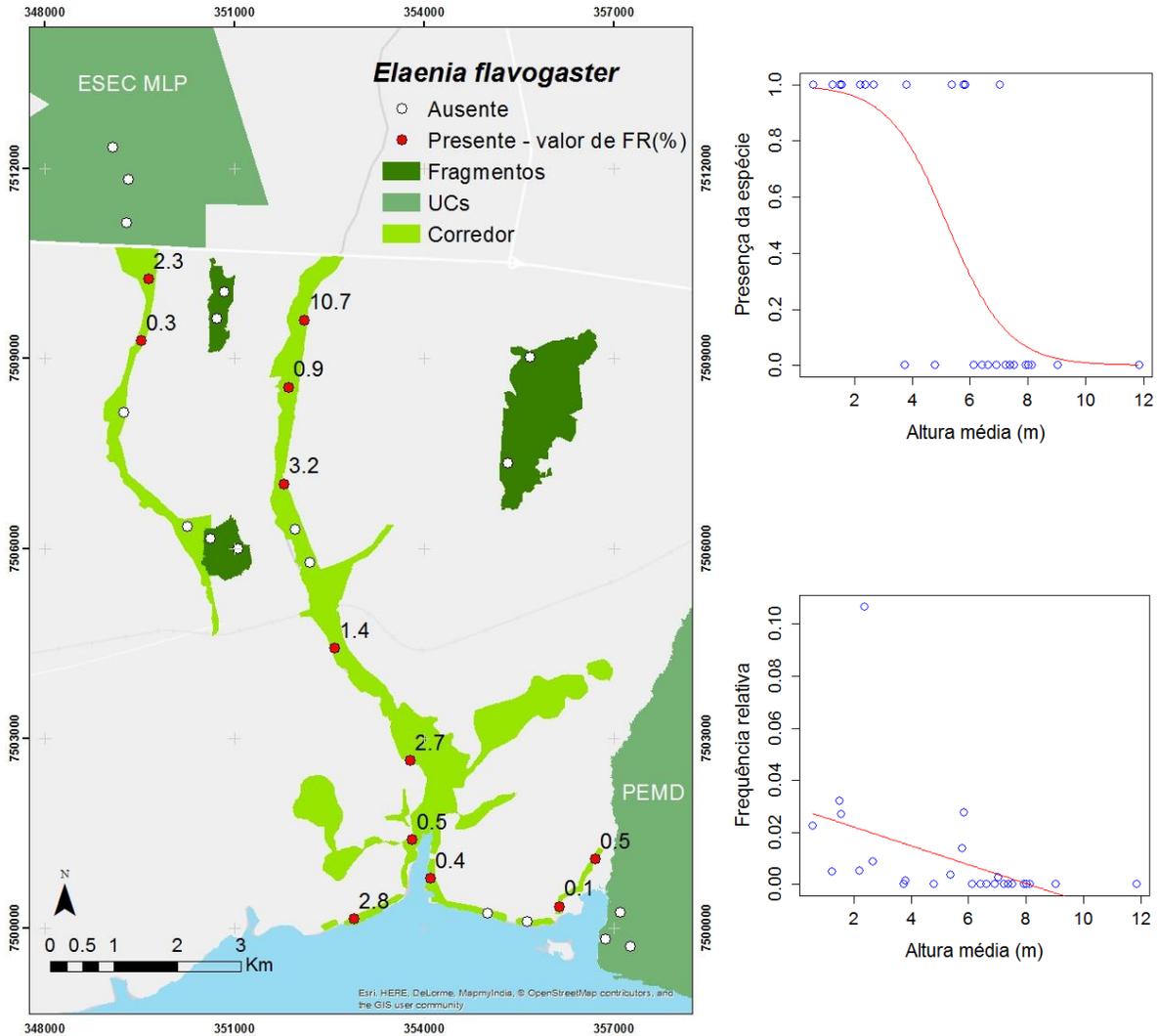


Figura 17. Mapa de distribuição de *Elaenia flavogaster* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença e frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO G

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

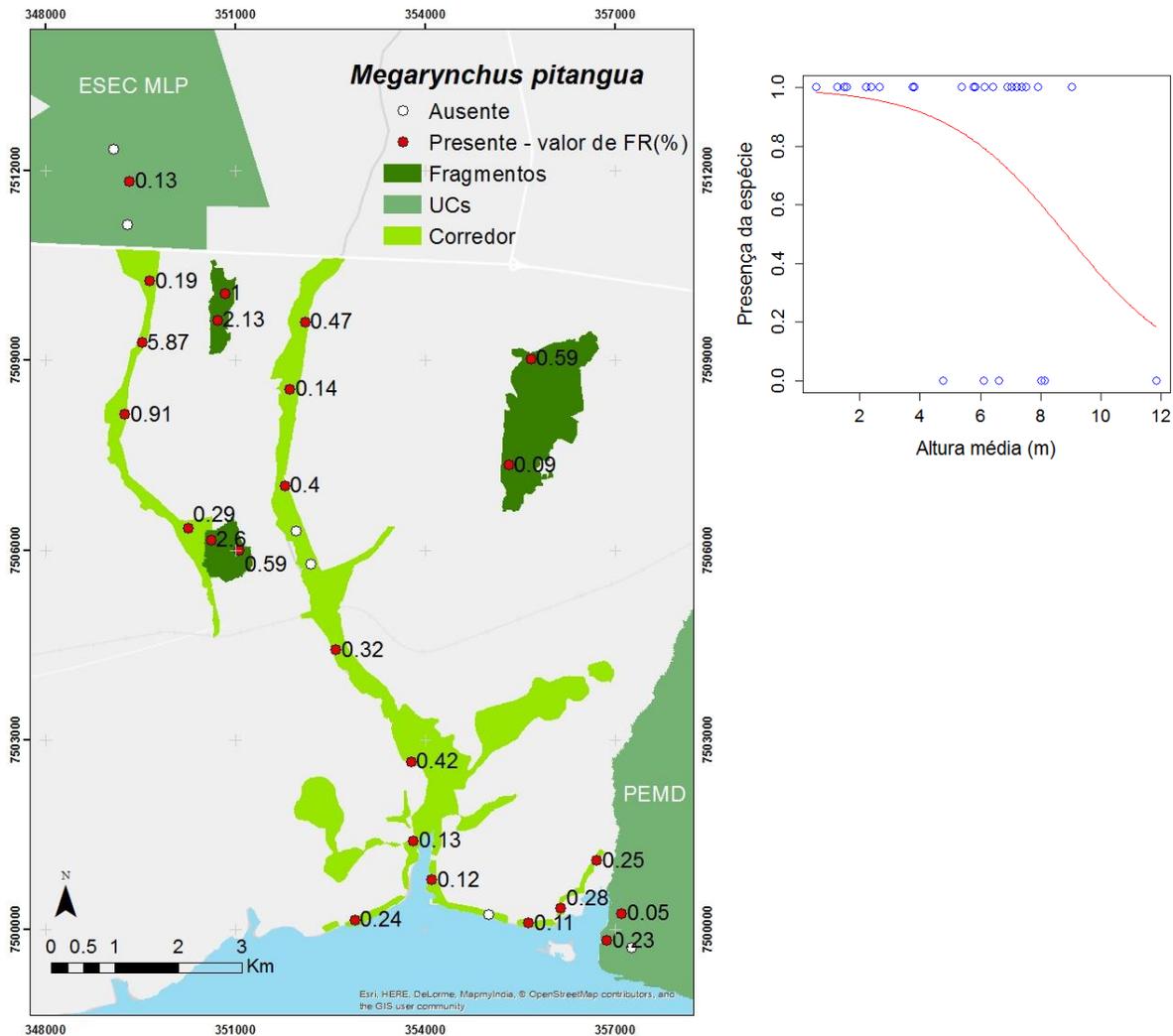


Figura 18. Mapa de distribuição de *Megarynchus pitangua* com valores de frequência relativa (%) e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua presença, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO H

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

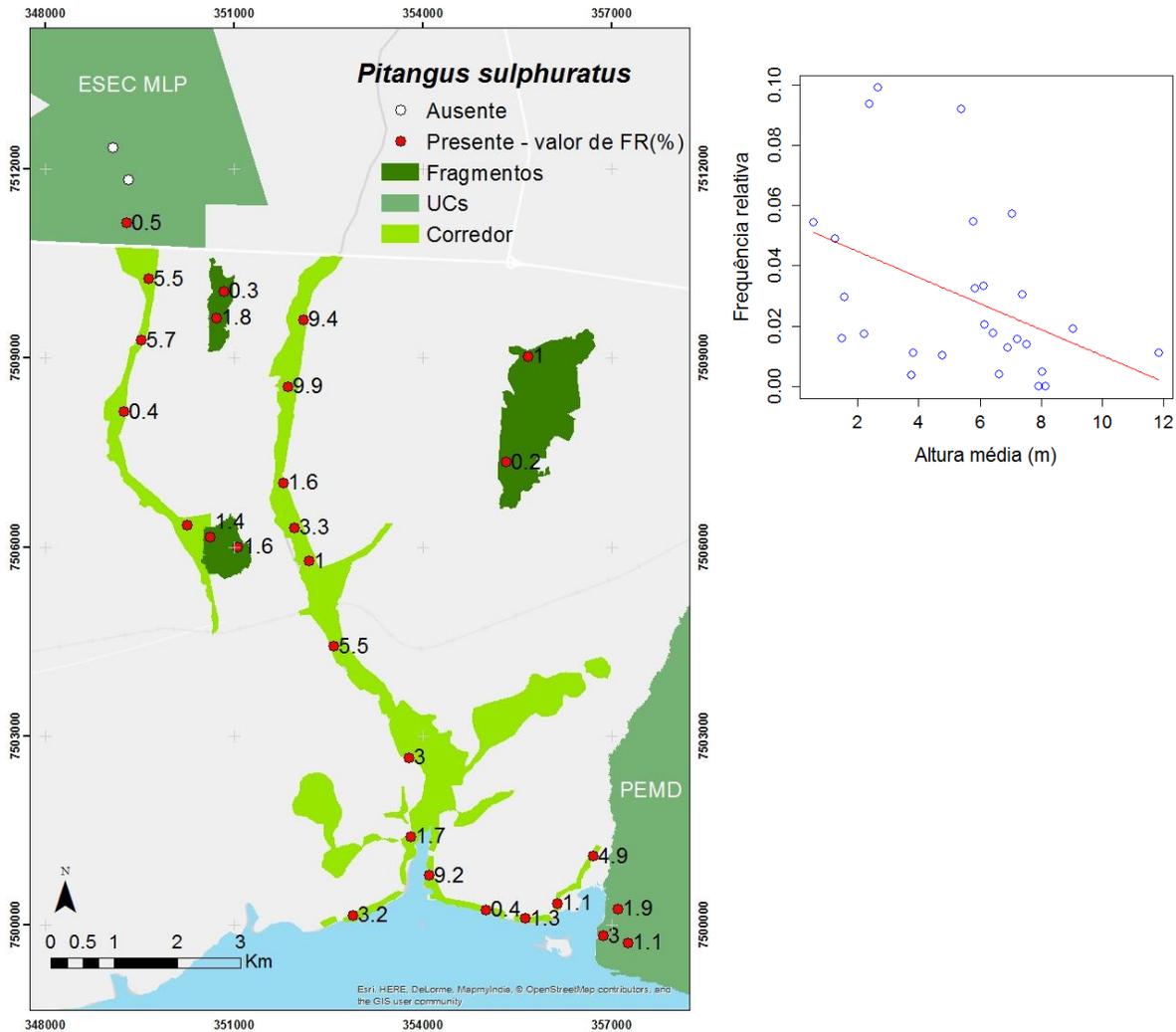


Figura 19. Mapa de distribuição de *Pitangus sulphuratus* com valores de frequência relativa (%) e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO I

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

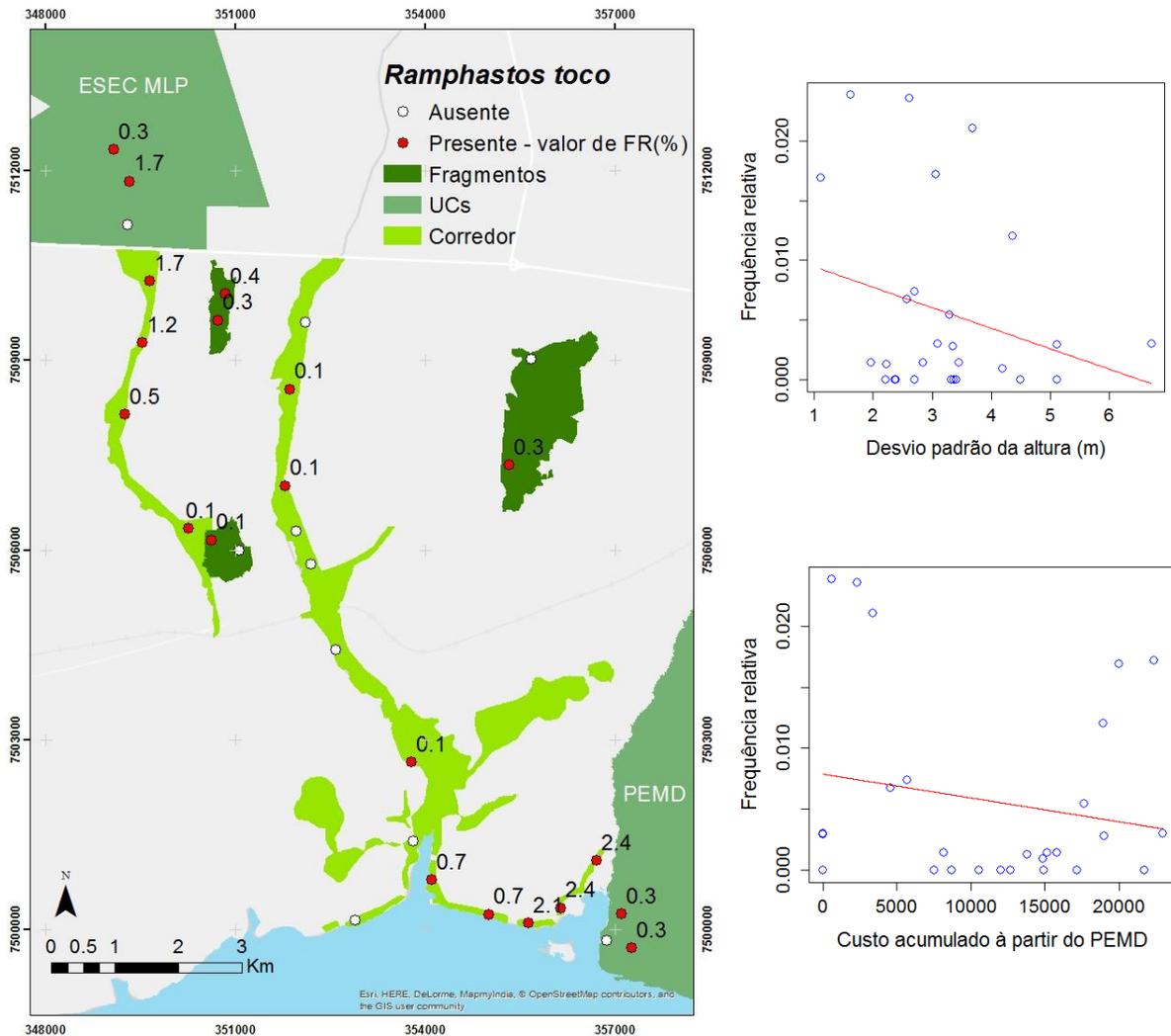


Figura 20. Mapa de distribuição de *Ramphastos toco* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO J

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

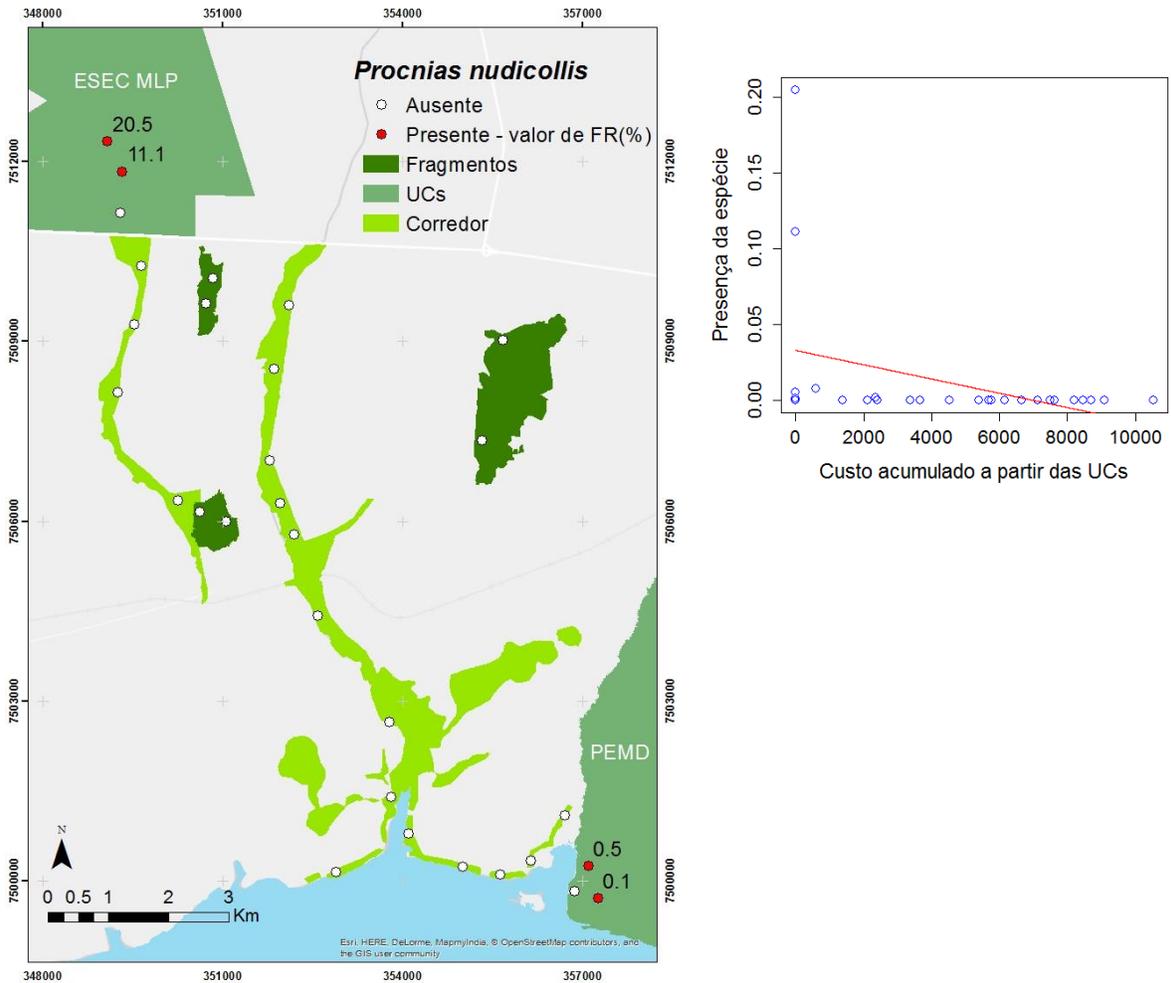


Figura 21. Mapa de distribuição de *Procnias nudicollis* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO K

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

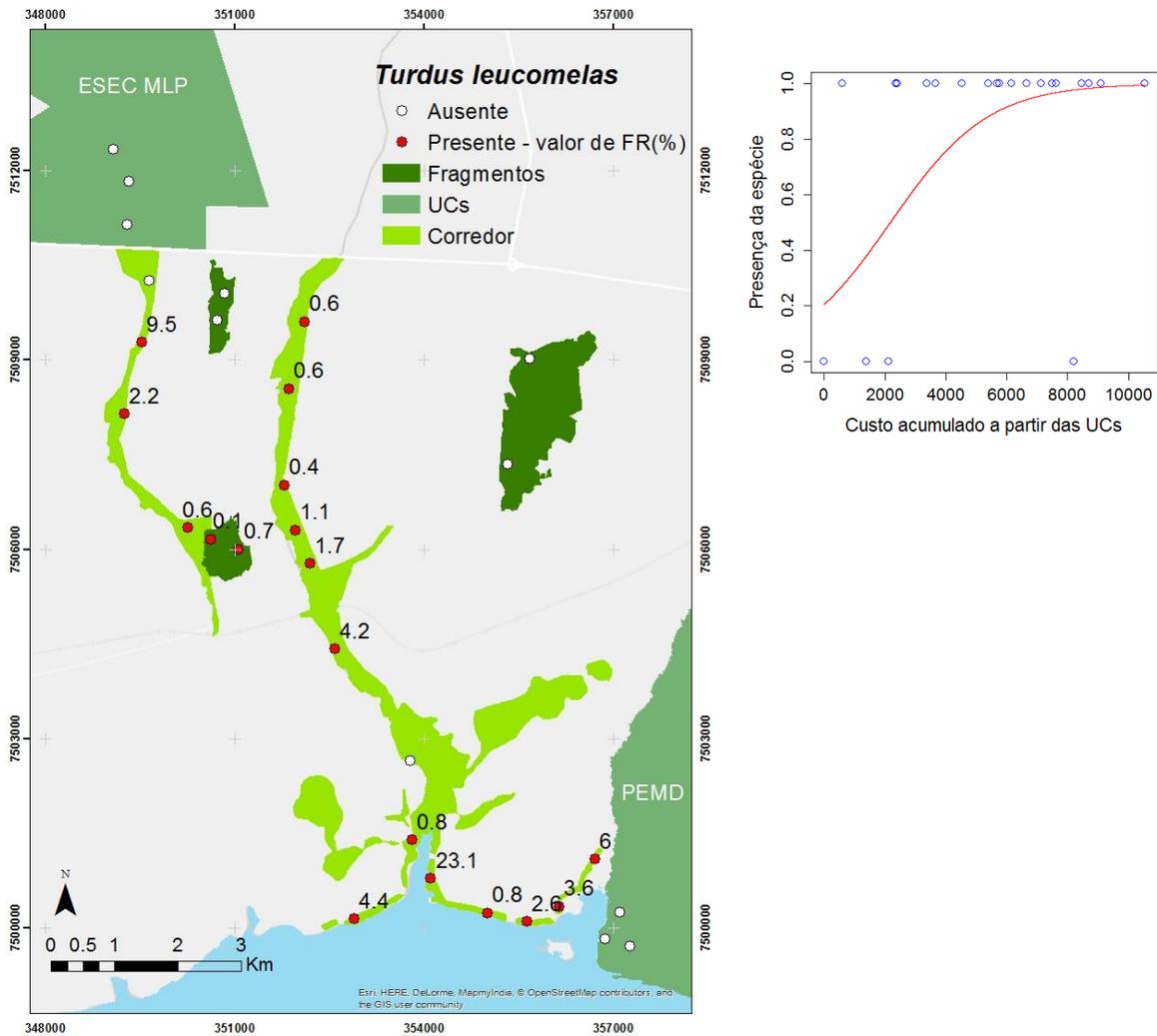


Figura 22. Mapa de distribuição de *Turdus leucomelas* com valores de frequência relativa (%) e gráficos da relação de sua presença e frequência relativa com as variáveis de maior importância relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO L

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

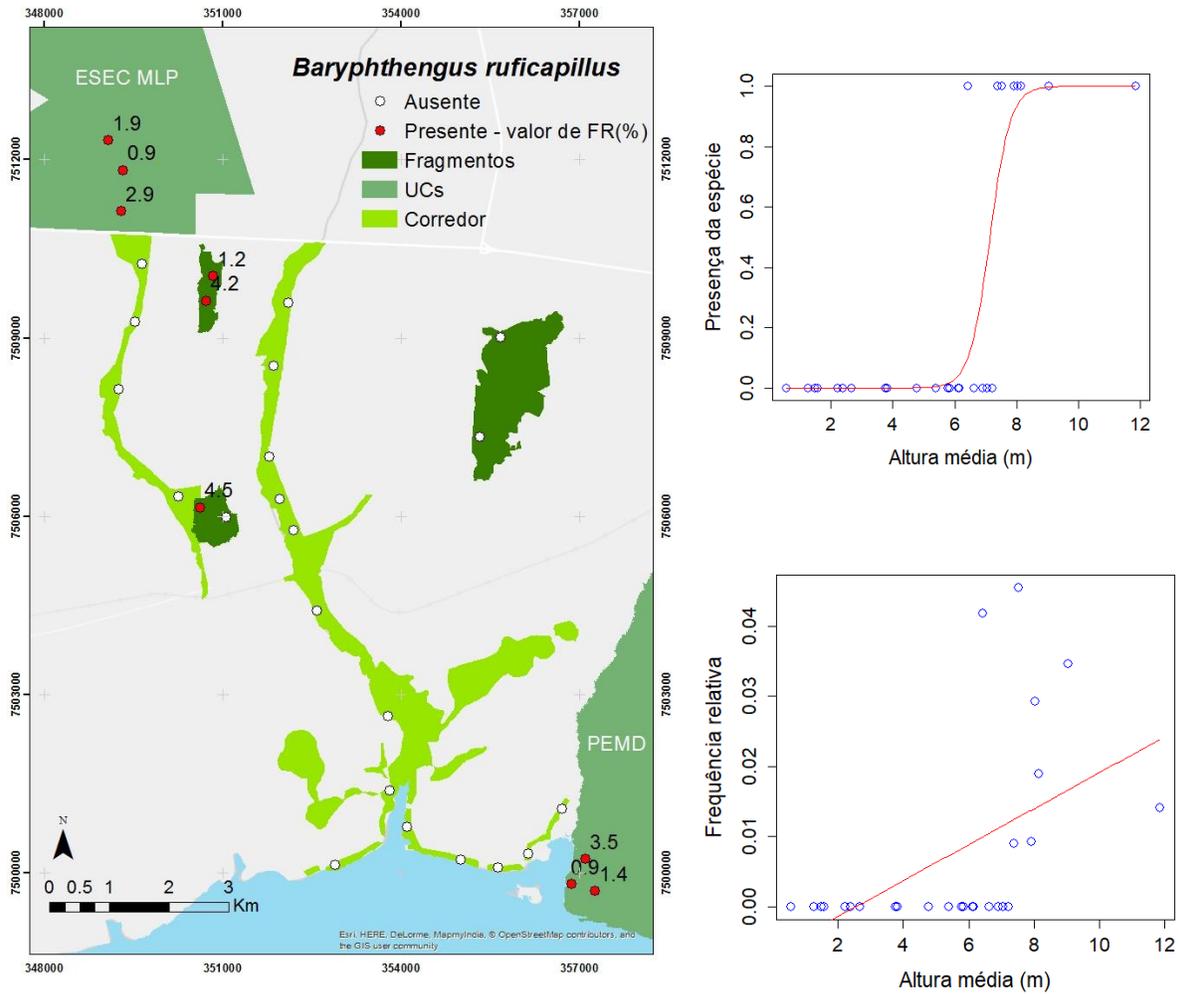


Figura 23. Mapa de distribuição de *Barypthengus ruficapillus* com valores de frequência relativa (%) e gráficos com as variáveis de maior importância relativa para essa espécie em relação a presença e frequência relativa, Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO M
MAPA DE DISTRIBUIÇÃO

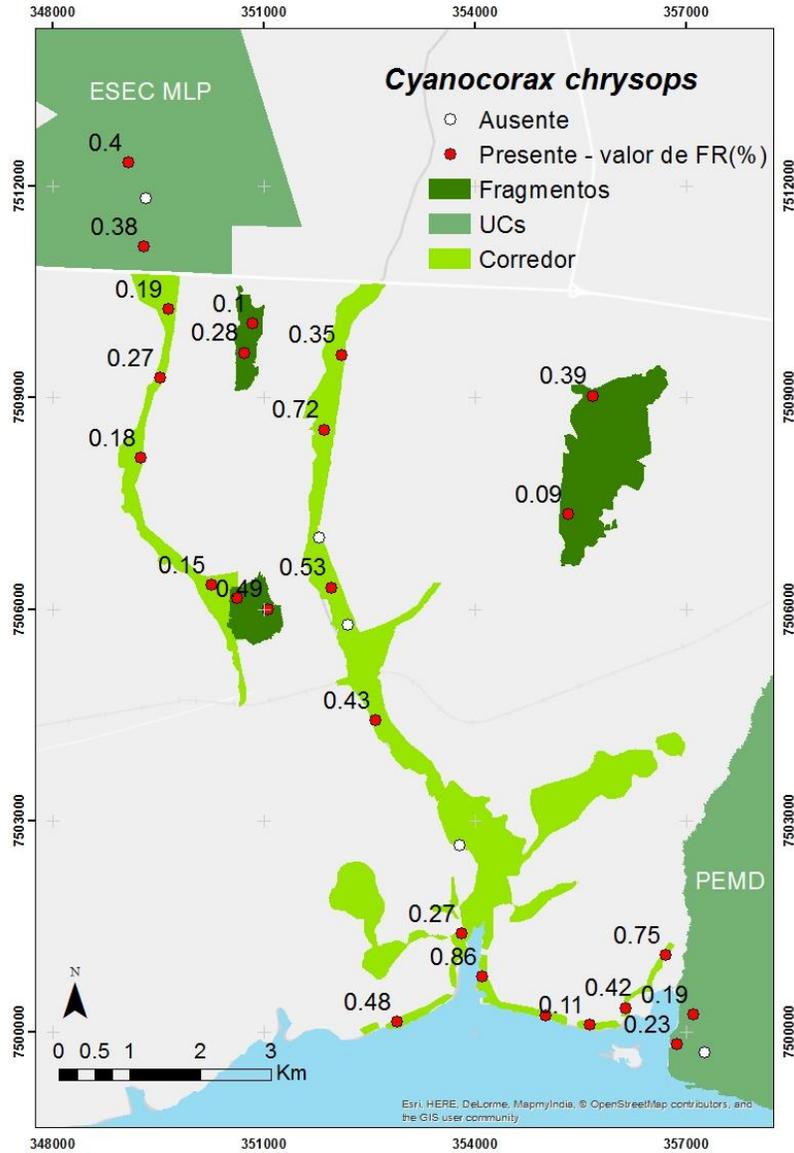


Figura 24. Mapa de distribuição de *Cyanocorax chrysops* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO N

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

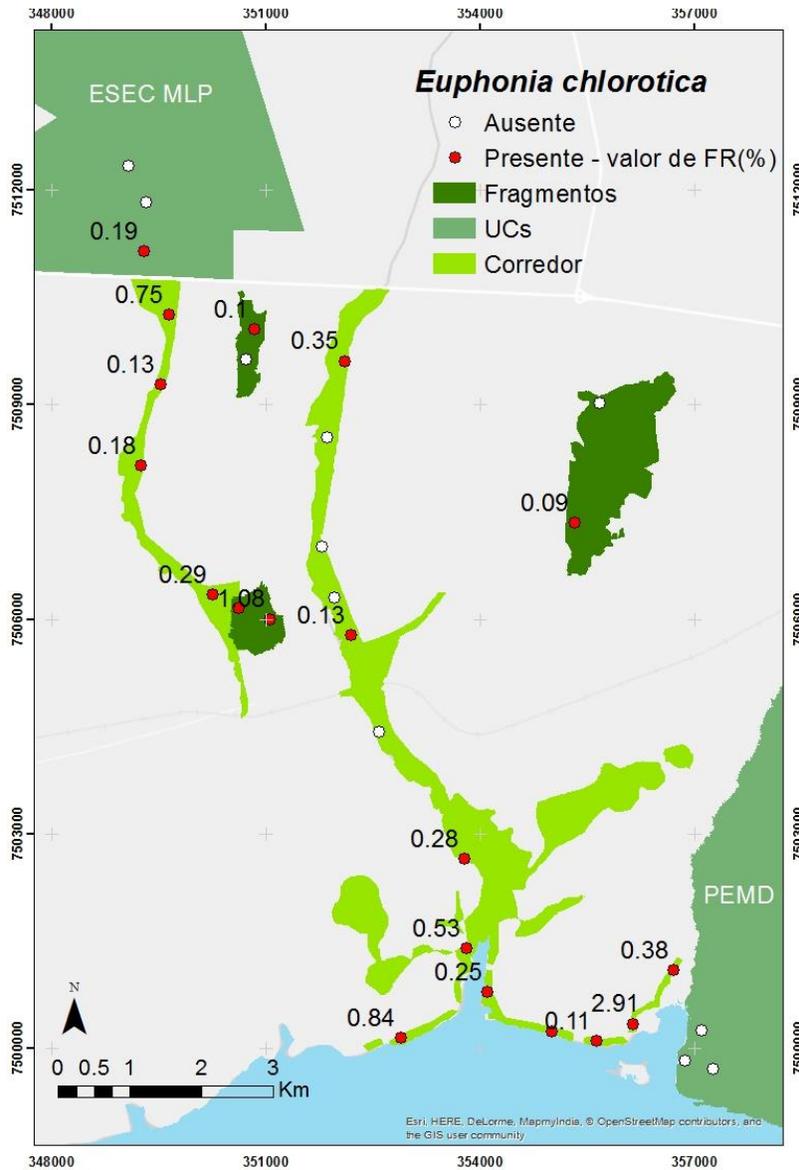


Figura 25. Mapa de distribuição de *Euphonia chlorotica* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP.

ANEXO O

MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

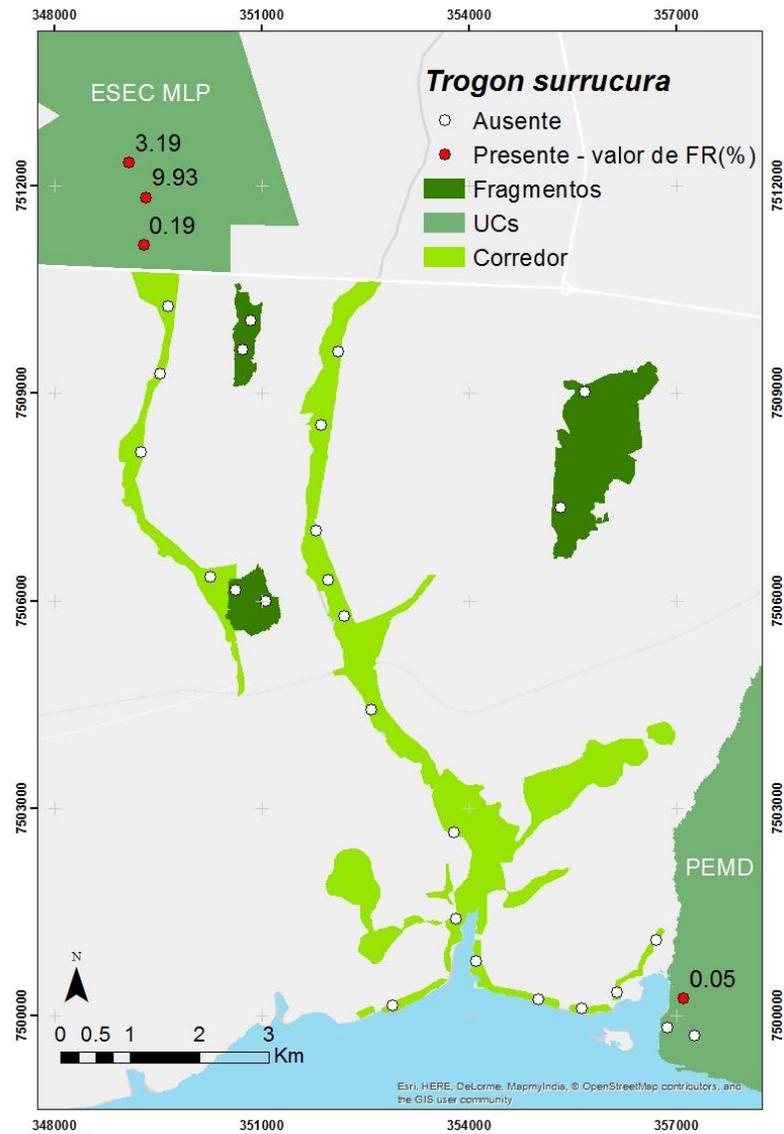


Figura 26. Mapa de distribuição de *Trogon surrucura* que apresentou pouca relação com as variáveis (modelo nulo selecionado), Teodoro Sampaio, SP.