



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E
SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA FAZENDA ROSANELA PARA
A DISPERSÃO DA ANUROFAUNA**

Por

RENAN LIETO ALVES RIBEIRO

NAZARÉ PAULISTA, 2019



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E
SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA FAZENDA ROSANELA PARA
A DISPERSÃO DA ANUROFAUNA**

Por

RENAN LIETO ALVES RIBEIRO

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. DR. ALEXANDRE UEZU
PROF. DR. LUÍS FELIPE TOLEDO
PROF. MSC. SIMONE FRAGA TENÓRIO P. LINARES

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Ficha Catalográfica

Ribeiro, Renan Lieto Alves

Avaliação do Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela
para a dispersão da anurofauna, 2019. 60 pp.

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

1. Conectividade
 2. Anurofauna
 3. Ecologia
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e
Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMNADORA

Nazaré Paulista, 29/07/2019

Prof. Dr. Alexandre Uezu

Prof. Dr. Luís Felipe Toledo

Prof. Dr. Clinton Neil Jenkins

"A história da vida na Terra tem sido uma história de interação entre coisas vivas e seus ambientes"

Rachel Carson

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à minha orientadora Simone Tenório, por me propor a realização desta pesquisa, me fazendo sair da zona de conforto, conhecer novas espécies e muitos sons. Também agradeço aos meus orientadores, Alexandre Uezu e Felipe Toledo, sempre solícitos para me auxiliar com este trabalho e por tudo de novo que me ensinaram.

Ao Dr. Clinton N. Jenkins por todas as correções e conselhos para o aprimoramento desse trabalho.

À X turma de Mestres Profissionais da ESCAS, pessoas sensacionais e diversas, pelas quais criei respeito, admiração e amizade!

À toda a equipe do IPÊ, de Nazaré e Teodoro Sampaio, que fizeram dessa jornada uma experiência incrível e memorável.

Ao Fábio Maffei, pelo aprendizado em campo e disposição para me ajudar com a identificação das espécies.

À CTG Brasil pelo financiamento do projeto e ao Vitor Falcão pela coleta dos dados.

À Alexandra Elbakyan, por tornar acessível o conhecimento científico.

Agradeço à minha companheira e amiga, Giovanna, por me incentivar a seguir em frente e me acalmar nos momentos de desespero.

Por fim, agradeço à minha família, Edson, Magda e Luísa, pelo apoio de sempre em todas as minhas decisões e empreitadas. Não tenho palavras que mensurem o amor e respeito que tenho por vocês!

SUMÁRIO

Conteúdo

LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE QUADROS	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE ABREVIACÕES.....	13
RESUMO	14
ABSTRACT.....	15
1. INTRODUÇÃO	16
2. REFERENCIAL TEÓRICO	18
Fragmentação do habitat e conectividade	18
Diversidade e ameaças à anurofauna	19
Anuros e os serviços ecossistêmicos	21
Gravadores autônomos para o monitoramento dos anuros	22
3. OBJETIVOS	23
Hipóteses:	23
4. MATERIAIS E MÉTODOS	24
Área de estudo	24
Seleção de espécies	26
Desenho amostral e coleta dos dados.....	27
Número de pontos e quantidade de gravadores	28
Análise das gravações	30
Análises estatísticas	31
5. RESULTADOS.....	32
Modelos espécie-específicos para identificação automática.....	32
Modelagem de ocupação para frequência relativa de espécies.....	35
6. DISCUSSÃO	38
7. CONCLUSÕES	41
8. REFERÊNCIAS.....	42
ANEXO A.....	48
ANEXO B.....	49
ANEXO C.....	50
ANEXO D.....	51
ANEXO E	52
ANEXO F	53
ANEXO G	54

ANEXO H.....	55
ANEXO I.....	56
ANEXO J.....	57
ANEXO K.....	58
ANEXO L.....	59

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>Página</u>
Tabela 1. Dados dos modelos espécie-específicos gerados pela plataforma ARBIMON II para identificar a presença de anuros no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e no Parque Estadual Morro do Diabo e a frequência relativa obtida por meio da execução dos modelos. FN: falsos negativos; FP: falsos positivos.....	33
Tabela 2. Melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) para a frequência relativa das espécies de anuros do corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD). DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Várzea: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Pasto: porcentagem de pasto em buffer de 100 m.	36
Tabela 3. Importância relativa (I.R.) das principais variáveis presentes nos modelos com $\Delta AICc < 2$ para as espécies anuras do corredor ecológico e PEMD. DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Várzea: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Pasto: porcentagem de pasto em buffer de 100 m.....	37
Tabela 4. Matriz de correlação das variáveis independentes estudadas no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo. Variáveis: DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta100: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Floresta200: porcentagem de floresta total em buffer de 200 m; Várzea100: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Várzea200: porcentagem de várzea em buffer de 200 m; Pasto100: porcentagem de	

pasto em buffer de 100 m; Pasto200: porcentagem de pasto em buffer de 200 m. 48

Tabela 5. Esforço amostral em cada ponto amostrado no Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio – SP. Número de minutos = número de gravações..... 49

LISTA DE QUADROS

<u>Quadro</u>	<u>Página</u>
Quadro 1. Anurofauna registrada no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio-SP, no período de 18 de janeiro a 28 de fevereiro de 2017 e suas respectivas preferências de habitat...32	
Quadro 3. Lista comparada de espécies registradas nesse estudo, Santos <i>et. al</i> (2009), planos de manejo do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) e Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP). 50	

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>Página</u>
Figura 1 - Mapa da paisagem estudada. Em verde-claro observa-se o Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela conectando o Parque Estadual Morro do Diabo, à direita, à Estação Ecológica Mico Leão Preto, na parte superior do mapa. “Fragmentos florestais” na legenda consiste em remanescentes florestais ou florestas em regeneração. 26	26
Figura 2. Mapa mostrando três possíveis caminhos de dispersão do P. E. Morro do Diabo ao corredor ecológico. O caminho superior possui cerca de 600 metros de distância de pastagem entre o Morro do Diabo ao primeiro lago do corredor. O caminho do meio possui cerca de 800 metros de pastagem entre o parque e o corredor..... 27	27
Figura 3. Distribuição dos pontos para a amostragem da anurofauna. Os pontos foram escolhidos em locais próximos a brejos ou lagos. 29	29
Figura 4. Distribuição das frequências e composição de anuros registrados no Parque Estadual Morro do Diabo e Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela. 34	34
Figura 5. Distribuição observada para as quatro espécies com baixas ocorrências no Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela. 34	34
Figura 6. Composição dos elementos ambientais em buffer de 100 m de cada ponto amostral do Parque Estadual Morro do Diabo e Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela. Os elementos da paisagem contabilizados em porcentagem foram: floresta, várzea e pasto. 35	35
Figura 7. A: frequência de <i>B. faber</i> em relação às distâncias entre cada ponto e o PEMD pelo Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela; B: frequência de <i>B. albopunctata</i> em relação à porcentagem de várzea em buffer de 100 m. 37	37

- Figura 11.** Mapa de distribuição de *Boana albopunctata* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 51
- Figura 12.** Mapa de distribuição de *Boana faber* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa. 52
- Figura 13.** Mapa de distribuição de *Boana punctata* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa. 53
- Figura 14.** Mapa de distribuição de *Boana raniceps* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa. 54
- Figura 15.** Mapa de distribuição de *Scinax fuscomarginatus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 55
- Figura 16.** Mapa de distribuição de *Dendropsophus nanus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 56
- Figura 17.** Mapa de distribuição de *Physalaemus cuvieri* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 57
- Figura 18.** Mapa de distribuição de *Leptodactylus fuscus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 58
- Figura 19.** Mapa de distribuição de *Leptodactylus podicipinus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa..... 59

LISTA DE ABREVIações

ARBIMON	Automated Remote Biodiversity Monitoring Network
ESEC-MLP	Estação Ecológica Mico-leão-preto
PEMD	Parque Estadual Morro do Diabo
GLM	Generalized Linear Models
SM3	Song Meter 3
SM4	Song Meter 4
AIC	Akaike Information Criterion
UC	Unidade de Conservação

RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável

AVALIAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO DA FAZENDA ROSANELA PARA A DISPERSÃO DA ANUROFAUNA

Renan Lieto Alves Ribeiro

Orientadores: Alexandre Uezu, Luís Felipe Toledo, Simone Tenório

Os corredores ecológicos promovem a conectividade de uma paisagem minimizando os efeitos da destruição e fragmentação dos habitats, que são as principais causas de perda de biodiversidade. As espécies de anfíbios anuros sofrem com a fragmentação por possuírem baixa mobilidade. Na região do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo, implementou-se um corredor ecológico conectando o Parque Estadual Morro do Diabo à Estação Ecológica Mico-Leão-Preto. Nesse contexto, verificamos se a dispersão dos anuros na paisagem tem relação com a presença do corredor, atributos da paisagem e distâncias entre os pontos e o parque. Para tal, gravadores autônomos dispostos em 22 pontos ao longo do corredor ecológico obtiveram 264 horas de gravação, estas foram analisadas por meio da plataforma Arbimon II, que permite criar modelos de identificação automática de vocalizações de espécies. Foram detectadas 13 espécies, sendo nove passíveis de testes. Utilizando o Critério de Informação de Akaike avaliamos quais variáveis ambientais explicariam a ocorrência de cada espécie. De modo geral, as espécies conseguem permear a paisagem, não havendo relação entre distâncias dos pontos e o parque, mostrando serem adaptadas a áreas abertas e menos susceptíveis à fragmentação. Para a *Boana albopunctata*, o ambiente de várzea é um fator que influencia positivamente na frequência da espécie, já para a *Boana faber*, a distância entre os pontos e o parque, seguindo o caminho do corredor, é uma variável que explica a frequência observada para a espécie, indicando que o corredor é importante para a dispersão desta espécie nessa paisagem.

ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável

EVALUATION OF THE ECOLOGICAL CORRIDOR OF ROSANELA FARM FOR ANURANS DISPERSION

Renan Lieto Alves Ribeiro

Advisors: Alexandre Uezu, Luís Felipe Toledo, Simone Tenório

Ecological corridors promote the connectivity of a landscape and minimize the effects of the habitat destruction and fragmentation, which are the main causes of biodiversity loss. Anuran amphibian species suffer from fragmentation as they have low mobility. In the Pontal do Paranapanema region, state of São Paulo, an ecological corridor was implemented connecting the Morro do Diabo State Park to the Mico-Leão-Preto Ecological Station. In this context, we verified if the dispersion of the anurans in the landscape is related to the presence of the corridor, attributes of the landscape and distances between the points and the park. For this, autonomous recorders arranged at 22 points along the ecological corridor obtained 264 hours of recording, these were analyzed through the platform Arbimon II, which allowed to create models of automatic identification of species vocalizations. Thirteen species were detected, of which nine could be tested. Using the Akaike Information Criterion, we tested which environmental variables would explain the occurrence of each species. In general, the species can permeate the landscape, with no relation between distances of the points and the park, showing that they are adapted to open areas and less susceptible to fragmentation. For *Boana albopunctata*, the floodplain environment is a factor that positively influences the frequency of the species, for *Boana faber*, in turn, the distance between the points and the park, following the path of the corridor, is a variable that explains the frequency observed for the species, indicating that the corridor is important for the dispersion of this specie in this landscape.

1. INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação dos habitats leva ao isolamento de áreas e recursos, afetando diretamente as espécies locais (TABARELLI et al., 2010). Muitas espécies de anuros possuem fase larval aquática e a fragmentação afeta negativamente essas espécies, pois em função do histórico de ocupação das paisagens, boa parte dos fragmentos são desprovidos de corpos hídricos, reduzindo a quantidade de áreas disponíveis para a reprodução desses animais (BECKER et al., 2007).

No entanto, uma paisagem fragmentada pode permitir a movimentação de indivíduos entre os fragmentos. Quando essas migrações ocorrem acima de um determinado limiar estabelece-se uma rede de populações locais conectadas por migrações, chamada metapopulação (HANSKI, 1998). Extinções e recolonizações são frequentes em uma dinâmica metapopulacional. O risco de extinção aumenta em função das emigrações que diminuem as taxas de natalidade. Por outro lado, as imigrações de indivíduos de populações maiores reduzem esse risco (HANSKI, 1998).

A movimentação de indivíduos de uma metapopulação de uma determinada espécie pode ocorrer seguindo a dinâmica fonte-dreno. Essa dinâmica se dá quando certas porções de habitat (fonte) “fornecem” indivíduos que “escoam” para os demais fragmentos (drenos). No entanto, dentro do conceito de comunidade uma área que é fonte para uma espécie pode ser dreno para outra, e vice versa (PULLIAM, 1988).

De todo modo, a movimentação dos indivíduos entre fragmentos está diretamente relacionada ao grau com que a paisagem facilita ou impede esse deslocamento. Este atributo é chamado de conectividade, que é determinado pela distância entre os fragmentos, biologia e comportamento da espécie, a natureza física e biológica da rota de migração e permeabilidade da matriz (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992; TAYLOR et al., 1993). Nesse sentido, fragmentos distantes com alto grau de conectividade interagem mais entre si que fragmentos próximos com uma matriz pouco permeável. Assim a conectividade é um fator determinante para definir a vizinhança de um fragmento (TAYLOR et al., 1993).

A destruição de habitats têm se intensificado devido a expansão das atividades humanas e da fronteira agrícola contribuindo para o estabelecimento de paisagens fragmentadas (HANSKI, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; TABARELLI et al., 2010). Portanto, é fundamental o desenvolvimento de estratégias que possibilitem a conectividade de uma paisagem. Uma delas são os corredores ecológicos: faixas de habitats lineares, estreitas e contínuas que conectam dois ou mais fragmentos (BEIER; NOSS, 1998; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). O corredores ecológicos têm se mostrados eficientes para a conservação promovendo o fluxo gênico (AARS; IMS, 1999), aumentando a abundância e riqueza de espécies (PARDINI et al., 2005), direcionando a dispersão de espécies pela paisagem (HADDAD et al., 2003) e melhorando interações ecológicas como a polinização (KORMANN et al., 2016) e dispersão de sementes (TEWKSBURY et al., 2002).

No entanto, ainda são escassas as informações de como os corredores ecológicos podem atuar sobre as comunidades de anfíbios. Em um determinado corredor no sudeste do Brasil foi verificada a presença de 43 espécies de anuros (MONTESINOS et al., 2012). Outro estudo mostrou que poças conectadas à florestas apresentaram maior diversidade de anuro em relação às poças não conectadas (FERREIRA et al., 2012). Além disso, há uma pesquisa que avaliou o potencial de um corredor natural de mata ripária para a dispersão de anuros nos Estados Unidos. Esse estudo verificou mais espécies de anuros nos trechos de maior heterogeneidade ambiental e mais próximos à área fonte (BURBRINK; PHILLIPS; HESKE, 1998).

É necessário compreender como os corredores atuam sobre os organismos, tendo em vista a demanda em medidas de conservação para a fauna. Desse modo, testamos algumas hipóteses sobre a dispersão dos anuros ao longo de um corredor ecológico. Verificamos se as distâncias, euclidiana ou geográfica, entre os pontos e a área fonte estão relacionadas com a frequência das espécies; se há relação entre a frequência das espécies e o uso do solo; se as espécies florestais são mais influenciadas pela presença do corredor; se há similaridade entre as comunidades amostradas em função da proximidade ou usos do solo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Fragmentação do habitat e conectividade

A destruição e fragmentação dos habitats são as principais causas de perda de biodiversidade e têm se intensificado conforme o crescimento e expansão das atividades humanas, levando espécies e populações à extinção (HANSKI, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). A expansão da fronteira agrícola resulta na fragmentação da paisagem. O que um dia foi um contínuo de floresta é convertido em um mosaico de remanescentes florestais, fragmentos em regeneração, áreas agrícolas e urbanas (TABARELLI *et al.*, 2010).

A localização espacial de indivíduos, populações e comunidades influenciam as dinâmicas e interações ecológicas, que por sua vez afetam as populações tanto quanto taxas de natalidade e mortalidade, competição e predação (HANSKI, 1998). Desse modo, a fragmentação da paisagem é um distúrbio que afeta diretamente as espécies locais, isolando áreas e recursos (TABARELLI *et al.*, 2010). Todavia, é possível que uma paisagem fragmentada permita que uma dada espécie transite entre os fragmentos. Quando essas movimentações ocorrem acima de um determinado limiar, estabelece-se uma rede de populações locais conectadas por migrações, denominada metapopulação (HANSKI, 1998).

Em uma dinâmica metapopulacional são recorrentes extinções e recolonizações de uma dada espécie. As emigrações podem reduzir as taxas de natalidade e aumentar o risco de extinção, por outro lado as imigrações de indivíduos de populações maiores reduzem este risco (HANSKI, 1998). Uma metapopulação composta por pequenas populações é mais sensível à perda da variabilidade genética por endogamia, estocasticidade ambiental e demográfica, assim corre mais risco de extinção (LEVINS, 1969).

A movimentação de indivíduos entre os fragmentos pode ocorrer seguindo a dinâmica fonte-dreno. Onde as maiores porções de habitat “fornecem” mais indivíduos (fonte) que “escoam” para os demais fragmentos (dreno). Porém, em um contexto de comunidade, uma área dreno para determinada espécie pode ser fonte para outra, e assim por diante (PULLIAM, 1988).

Para que um organismo esteja hábil a migrar entre fragmentos devemos considerar o grau com que a paisagem facilita ou impede a movimentação. Esse atributo é a conectividade, que é determinada pela: distância entre os fragmentos; biologia e o comportamento da espécie; a natureza física e biológica da rota de migração e permeabilidade da matriz; a presença de corredores e *stepping stones* (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992; TAYLOR *et al.*, 1993). Desse modo, fragmentos distantes com alto grau de conectividade devido a uma matriz mais permeável podem relacionar-se mais entre si do que fragmentos próximos numa matriz de baixa permeabilidade. Logo esse fator é determinante para definir a vizinhança de um fragmento observado (TAYLOR *et al.*, 1993).

Uma estratégia para promover a conectividade entre fragmentos isolados são os corredores ecológicos: faixas de habitat lineares, estreitas e contínuas que conectam dois ou mais fragmentos não contíguos (BEIER; NOSS, 1998; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Embora não seja o único, o corredor ecológico é um fator determinante da conectividade. O grau com que o corredor contribui para a conectividade depende de sua natureza, da matriz em que está inserido e a resposta dos organismos, uma vez que a conectividade é um fator espécie-específico (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Os corredores ecológicos têm se mostrado eficientes para a conservação da biodiversidade melhorando as interações ecológicas e serviços ecossistêmicos, como: a polinização (KORMANN *et al.*, 2016) e dispersão de sementes (TEWKSBURY *et al.*, 2002); promovendo o fluxo gênico (AARS; IMS, 1999); aumentando a abundância e riqueza de espécies (PARDINI *et al.*, 2005) e direcionando a dispersão de espécies pela paisagem (HADDAD *et al.*, 2003).

Diversidade e ameaças à anurofauna

São descritas 1.093 espécies de anuros no Brasil (SEGALLA *et al.*, 2019), destas 660 (LFT, dados não publicados) ocorrem na Mata Atlântica sendo ao menos 715 endêmicas no país (AMPHIBIAWEB, 2018). São catalogadas no Plano de Manejo da Estação Ecológica Mico-leão-preto 19 espécies de anuros distribuídas em quatro famílias (ICMBIO, 2007). Segundo o Plano de Manejo do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) existem 15 espécies de anuros

distribuídas em três famílias (FARIA; PIRES, 2006), porém um levantamento mais recente registrou 28 espécies em cinco famílias (SANTOS et al., 2009) para a mesma área (Anexo C). Embora o PEMD esteja situado no bioma da Mata Atlântica, sua comunidade de anfíbios é mais semelhante à encontrada no Cerrado, Pantanal e Pampas ao invés da Mata Atlântica úmida (SANTOS et al., 2009). Somado a isso, a longa estação seca da região a inclui no complexo Cerrado-Caatinga-Chaco (DUELLMAN, 1999).

Tão diversas quanto os anfíbios, são suas ameaças. Estes organismos são vulneráveis em função de sua mobilidade relativamente baixa que agrava os efeitos de fragmentação de habitat. Apresentam alto risco de morte quando atravessam rodovias e terrenos inóspitos. Possuem baixa tolerância à degradação e perda de habitat. São muito vulneráveis a patógenos, espécies invasoras, mudanças climáticas, exposição a raios UV-B e poluição (CUSHMAN, 2006).

É previsto que, em função do aquecimento global, muitas espécies de anfíbios sofram sérios impactos como diminuição da distribuição espacial (COSTA; CARNAVAL; TOLEDO, 2012) e, para as espécies costeiras, o aumento do nível do mar é outro fator que diminuirá a disponibilidade de habitats (OLIVEIRA et al., 2016). Estima-se que até 2070, 42 espécies sejam extintas na Mata Atlântica e Cerrado em função das mudanças climáticas que resultará na perda de ambientes climaticamente adequados (VASCONCELOS; DO NASCIMENTO; PRADO, 2018).

Outro problema emergente é a quitridiomicose, uma doença causada pelo fungo de origem asiática *Batrachochytrium dendrobatidis* que está causando declínio nas populações de anfíbios ao redor do globo (O'HANLON et al., 2018). No cenário brasileiro, a Mata Atlântica é o bioma com maiores proporções de infecção (CARVALHO; BECKER; TOLEDO, 2017; SCHEELE et al., 2019). O risco de contração da quitridiomicose pode aumentar devido à perda de habitat, dependendo o grau em que o distúrbio ambiental afeta a estrutura da comunidade dos hospedeiros, no caso, os anfíbios (BECKER et al., 2016).

No contexto de paisagem, a fragmentação e perda de habitat merecem atenção para a conservação dos anfíbios. Os habitats fragmentados afetam negativamente as espécies de anuros que possuem fase larval aquática, pois muitos fragmentos não possuem corpos hídricos em função do histórico de

ocupação das paisagens (BECKER et al., 2007). Desse modo, há uma redução de áreas disponíveis para tais espécies, o que reforça a necessidade de legislações de proteção das zonas ripárias (BECKER et al., 2007).

Uma alternativa é promover a conectividade entre os habitats aquáticos e terrestres por meio de corredores ecológicos para que os indivíduos jovens possam migrar e dispersar pela paisagem (ROTHERMEL, 2004). No entanto esses corredores não necessitam ser uma floresta madura de dossel fechado, basta promover uma cobertura e microclima adequado para os anfíbios (DEMAYNADIER; HUNTER, 1999), além de heterogeneidade ambiental (BURBRINK; PHILLIPS; HESKE, 1998).

Anuros e os serviços ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios provenientes dos ecossistemas que garantem o bem-estar humano. Eles podem ser divididos em quatro categorias: provisão, regulação, cultural e suporte (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Os serviços de provisão se referem a produtos e recursos, como alimentos, água, fibras, madeiras, recursos genéticos e medicinais. Os serviços de regulação incluem, por exemplo, o controle da erosão, purificação de água, regulação climática, controle de doenças, polinização e controle de pragas. Os serviços culturais compreendem os aspectos estéticos, religiosos, espirituais e recreacionais relacionados aos ecossistemas, que são benéficos para o bem-estar psicológico e social. Por sua vez, os serviços de suporte garantem a manutenção dos demais serviços, pois se referem à formação do solo, ciclagem e nutrientes e produção primária (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Pesquisadores têm buscado compreender como a biodiversidade contribui para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (BALVANERA et al., 2006; BENGTSSON, 1998; CARDINALE et al., 2006). Sob o ponto de vista dos anuros, estes animais desempenham direta ou indiretamente serviços ecossistêmicos atrelados às quatro categorias supracitadas (HOCKING; BABBITT, 2014).

Além de serem utilizados para alimentação em diversas partes do mundo, os anuros também possuem propriedades medicinais. Mais de 60 espécies são utilizadas na medicina tradicional das regiões neotropicais para o tratamento de inúmeras doenças, de asma a tumores (HOCKING; BABBITT, 2014; VALENCIA-AGUILAR; CORTÉS-GÓMEZ; RUIZ-AGUDELO, 2013). Além dos conhecimentos tradicionais, pesquisas têm mostrado potencial farmacêutico de substâncias provenientes das secreções epidérmicas de anuros (DALY *et al.*, 1992; LORIN *et al.*, 2005; VALENCIA-AGUILAR; CORTÉS-GÓMEZ; RUIZ-AGUDELO, 2013).

Os anuros oferecem, principalmente, como serviços de regulação o controle de populações de mosquitos vetores de doenças e pragas agrícolas (HOCKING; BABBITT, 2014; VALENCIA-AGUILAR; CORTÉS-GÓMEZ; RUIZ-AGUDELO, 2013). Uma peculiaridade, é a espécie brasileira, *Xenohyla truncata*, que é eficiente na dispersão de sementes de *Erythroxylum ovalifolium* e *Maytenus obtusifolia* (DA SILVA; DE BRITTO-PEREIRA, 2006). Isso amplia o horizonte dos possíveis serviços desempenhados pelos anuros.

Muitas espécies de anuros possuem fase larval aquática. Durante este período os girinos podem influenciar nas condições físico-químicas dos habitats. O girinos interferem no ciclo de nitrogênio, diminuem o acúmulo de sedimentos, reduzem a biomassa e produção primária pelo consumo de algas, auxiliando no controle da eutrofização (HOCKING; BABBITT, 2014).

O declínio dos anfíbios pode ser um indicador precoce de uma iminente perda dos serviços dos ecossistemas de água doce (HOCKING; BABBITT, 2014). Desse modo é importante a valoração dos serviços ecossistêmicos para que tenham o devido peso sobre as tomadas de decisões políticas, viabilizando a sustentabilidade das ações humanas (COSTANZA *et al.*, 1997).

Gravadores autônomos para o monitoramento dos anuros

Os anuros são excelentes indicadores de biodiversidade. Sendo assim, é importante o monitoramento em longo prazo das populações destes anfíbios para otimizar as políticas de conservação (XIE *et al.*, 2017).

Métodos como busca ativa e amostragem de canto por transectos são frequentemente utilizados para a amostragem de anfíbios (ACEVEDO;

VILLANUEVA-RIVERA, 2006).No entanto, esses métodos requerem alta demanda em campo por parte do pesquisador. Uma alternativa crescente para amostrar a comunidade de anuros é a utilização de gravadores autônomos.

Esses dispositivos possibilitam a obtenção de maior número de dados e com maior qualidade. Permitem realizar monitoramento por 24 horas, manter registro permanente do censo, menor interferência e impacto sobre os animais e a possibilidade de automação para identificar as espécies (ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006; AIDE et al., 2013).

O monitoramento da fauna a partir da paisagem sonora é eficiente, pois em diversos ecossistemas uma grande parcela da fauna emite sons por diversas razões como, comunicação intraespecífica, orientação, detecção e localização de presas e predadores (AIDE et al., 2013). Já foi demonstrado que os gravadores autônomos são capazes de detectar maior riqueza de anuros e aves em relação a outros métodos (ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006). Algumas espécies são mais prováveis de serem registradas por vocalizações, assim a comunidade amostrada pelos gravadores pode ser diferente da obtida por outros métodos (ACEVEDO; VILLANUEVA-RIVERA, 2006).

Os gravadores autônomos podem ser utilizados para diversos estudos, como levantamento e monitoramento de comunidades (DEPRAETERE et al., 2012; HOLMES; MCILWRICK; VENIER, 2014; XIE et al., 2017), repertório vocal de determinada espécie (GAMBALE & BASTOS, 2014), avaliação de impacto sobre a comunidade (ALVAREZ-BERRÍOS et al., 2016) e a influência da poluição sonora sobre os anfíbios (HERRERA-MONTES & AIDE, 2011). Essa é uma metodologia versátil que permite muitas possibilidades de pesquisa.

3. OBJETIVOS

Este estudo teve o objetivo de avaliar a importância do Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela para a distribuição das espécies de anfíbios anuros da região.

Hipóteses:

- A frequência dos anfíbios depende da distância à área fonte e da presença do corredor.

- A frequência dos anfíbios depende do uso do solo das áreas onde estão presentes.
- A similaridade das comunidades de anfíbios depende da distância entre elas e da presença do corredor.
- A presença e abundância das espécies no corredor depende do grau de especialização das espécies no uso das florestas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na região do Pontal do Paranapanema (entre as coordenadas: 22,477° S, 52,487° O e 22,625° S, 52,330° O), interior do estado de São Paulo, nos municípios de Teodoro Sampaio e Euclides da Cunha. Essa região é delimitada pelo Rio Paraná a oeste e pelo Rio Paranapanema ao sul. Além disso, a região está inserida na província geomorfológica Planalto Ocidental, caracterizada por colinas e morretes formados por rochas do grupo Bauru. As altitudes da região variam de 250 m, às margens do Rio Paranapanema, e 600 m, no topo do Morro do Diabo. As declividades são, no geral, inferiores a 5 % (FARIA; PIRES, 2006).

A partir de dados coletados no Parque Estadual Morro do Diabo, o clima no Pontal do Paranapanema é categorizado como subtropical úmido (Cfa) segundo a classificação de Köppen (FARIA; PIRES, 2006). Apresenta médias de temperaturas anuais de 22 °C e pluviosidade de 1400 mm. Fortemente relacionada com o regime de chuvas, a vegetação da área é a Floresta Estacional Semidecidual Submontana (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Essa vegetação apresenta entre 20 a 50 % de sua composição vegetal com mistura de árvores caducifólias (IBGE, 2012).

Nessa paisagem existem duas importantes unidades de conservação, o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), com 36.000 ha, e a Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP), com 6.670 ha divididos em 4 fragmentos. A conexão dessas áreas se dá pelo corredor ecológico da Fazenda Rosanela, que compreende uma extensão de aproximadamente 12 quilômetros e uma área de 800ha. O corredor é composto por matas secundárias já existentes e 270 ha de plantios em diferentes estágios de regeneração, realizados de 2005 a 2012. Essa

vegetação caracteriza-se como mata ripária, contendo muitos pontos alagados, várzeas e matas brejosas.

O corredor compreende a reserva legal de uma fazenda onde predomina a pecuária, assim alguns espaços foram deixados para que o gado acessasse a água do rio. Esses acessos podem apresentar distâncias de até 150 m entre os plantios. Além dessas lacunas existe outro importante obstáculo para a movimentação da fauna no corredor, a rodovia SP-613. Esta rodovia corta o PEMD e separa o corredor de um dos fragmentos da ESEC-MLP, chamado Tucano (Figura 1).

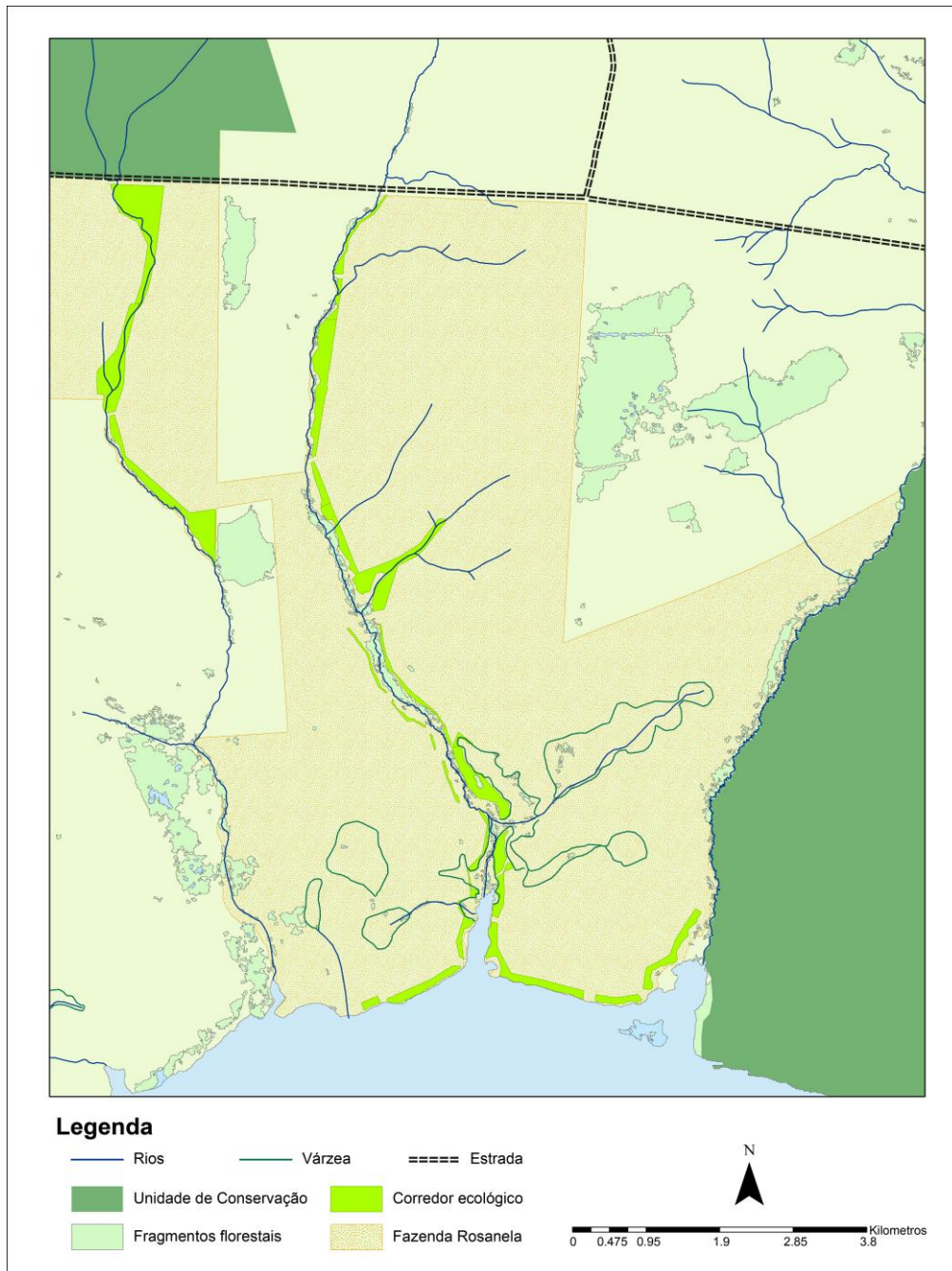


Figura 1 - Mapa da paisagem estudada. Em verde-claro observa-se o Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela conectando o Parque Estadual Morro do Diabo, à direita, à Estação Ecológica Mico Leão Preto, na parte superior do mapa. “Fragmentos florestais” na legenda consiste em remanescentes florestais ou florestas em regeneração.

Seleção de espécies

Foram consideradas nas análises todas as espécies de anuros detectadas neste estudo. A riqueza e composição das comunidades de anfíbios foram calculadas a partir da presença e ausência das espécies nos diferentes pontos e corpos d’água do corredor.

Desenho amostral e coleta dos dados

A amostragem foi realizada nos meses de janeiro a fevereiro de 2017, por se tratar do período reprodutivo de grande parte dos anuros quando eles vocalizam mais frequentemente (HADDAD et al., 2013). Os pontos foram definidos em locais próximos a corpos d'água, no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e no Parque Estadual Morro do Diabo, visando os períodos e locais mais propícios para detectar os anuros (MCDIARMID; ALTIG, 2009; WELLS, 2007). A detecção das espécies de anuros a partir da vocalização foi realizada com o uso de gravadores autônomos (Sound Meter SM3 e SM4).

A porção inferior do corredor compreende vários corpos d'água, ambientes adequados para a reprodução e vocalização dos anuros. Em função disso, essa é a área foco para o estudo desses animais. Nessa região foram elencadas três possibilidades de dispersão dos anuros para o corredor ecológico (Figura 2).

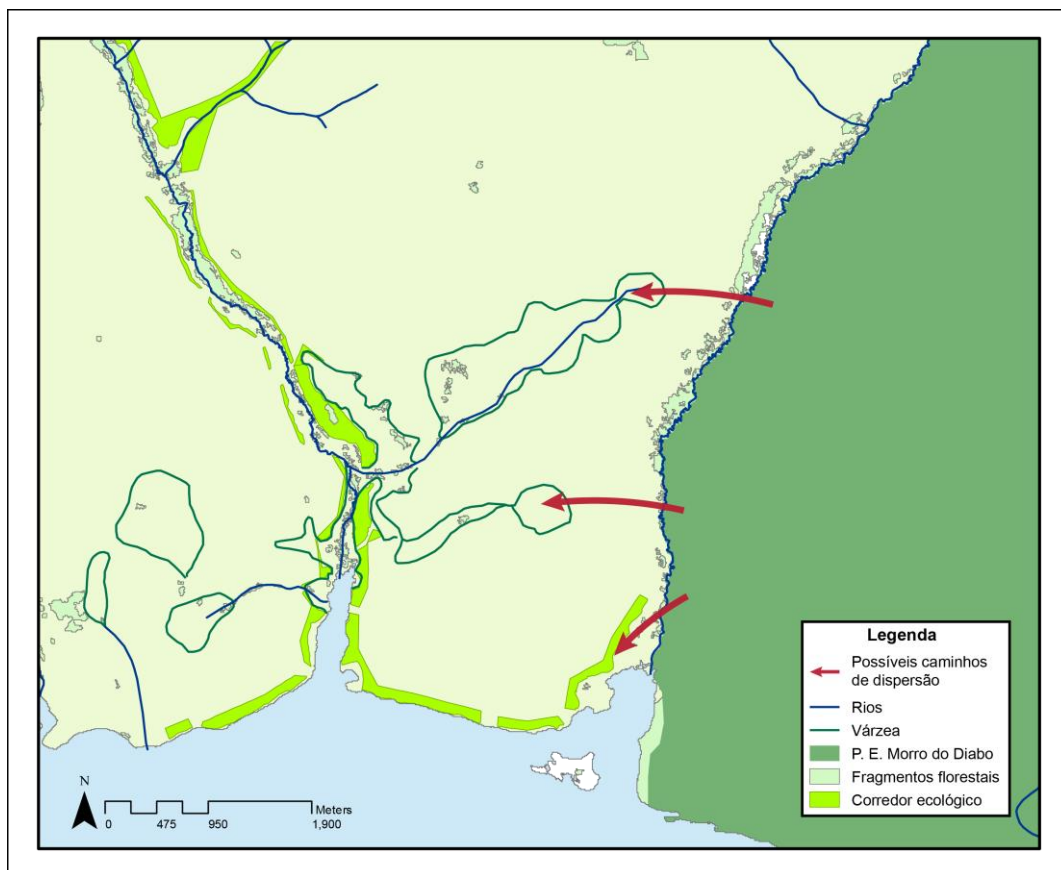


Figura 2. Mapa mostrando três possíveis caminhos de dispersão do P. E. Morro do Diabo ao corredor ecológico. O caminho superior possui cerca de 600 metros de distância de pastagem

entre o Morro do Diabo ao primeiro lago do corredor. O caminho do meio possui cerca de 800 metros de pastagem entre o parque e o corredor.

Número de pontos e quantidade de gravadores

Para a amostragem de anuros, foram utilizados 12 gravadores, onde três permaneceram fixos no Parque Estadual Morro do Diabo e nove participaram de um rodízio entre 18 pontos. Assim, o total de pontos para a amostragem de anuros foi de 22 pontos.

O rodízio entre os 18 pontos foi realizado a cada 20 dias. O motivo para realização desse rodízio entre os pontos foi a ampliação da amostragem possibilitando a abrangência de uma maior quantidade de áreas e, conseqüentemente, de uma maior diversidade de paisagens onde os anuros possam ocorrer e assim entender a sua distribuição, sobretudo, no corredor ecológico (Figuras 5 e 6). Os gravadores foram programados para iniciar a amostragem as 19:00 e encerrar as 00:50 de cada dia, registrando um minuto de áudio a cada dez minutos.

A distância média entre um gravador a outro mais próximo é de 1.200 m, sendo a menor distância de 426 m e a maior 10.394 m. Essa grande variação se deve a um ponto controle no interior do PEMD, desconsiderando esse ponto temos 1.600 m como a maior distância. Quatro gravadores foram instalados dentro dos limites do Parque Estadual Morro do Diabo, em relação à distância entre os outros pontos e o PEMD, o valor médio é de 2.590 m, sendo o mais próximo 590 m e o mais distante a 5.100 m. Em relação à distância geográfica entre os pontos e o PEMD seguindo o caminho do corredor ecológico, a menor distância é 1.134 m e a maior, 9.015 m, com uma média de 5.633 m.

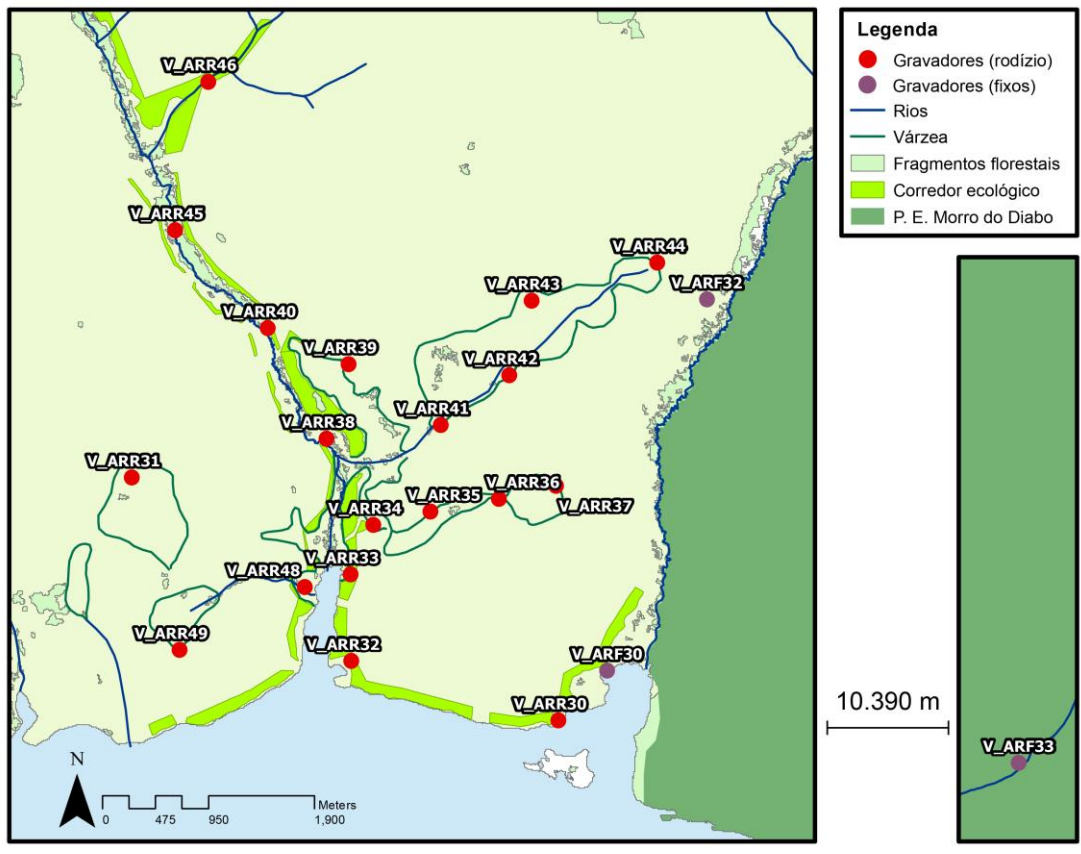


Figura 3. Distribuição dos pontos para a amostragem da anurofauna. Os pontos foram escolhidos em locais próximos a brejos ou lagos.

Análise das gravações

As gravações obtidas nesse estudo foram analisadas por meio do programa ARBIMON de identificação automática (AIDE et al., 2013). Esse programa permite a criação de modelos espécie-específicos para padrões de vocalização. Essa modelagem consiste em quatro etapas: (1) fornecimento de dados, (2) criação do modelo, (3) validação, e (4) aplicação do modelo. No primeiro passo ouviu-se as gravações a procura das vocalizações das espécies alvo. Quando encontrada, indicava-se na imagem de sonograma o padrão da vocalização de interesse. Também foi informada a presença ou ausência de cada espécie nos áudios triados. A partir destas informações é possível a criação dos modelos.

Os modelos gerados apresentam uma matriz de confusão com: o número de presença detectadas tanto por ele quanto pelo pesquisador (positivos verdadeiros); o número de ausências detectadas em comum pelo modelo e pesquisador (negativos verdadeiros); o número de presenças detectadas pelo modelo, mas não pelo pesquisador (positivos falsos) e o número de ausências detectadas pelo modelo, mas não pelo pesquisador (negativos falsos).

A acurácia do modelo foi calculada pela soma dos positivos e negativos verdadeiros, dividida pelo total e a precisão foi obtida pelo número de positivos verdadeiros dividido por sua soma com verdadeiros falsos. A qualidade do modelo foi determinada por esses valores e auxiliam os ajustes para sua melhoria.

Diversos fatores podem influenciar nos resultados dos modelos, como a raridade e abundância da espécie, presença de ruídos, o padrão de vocalização e o número de gravações utilizadas para a validação. Desse modo, foram utilizados os principais padrões de vocalização de cada espécie.

A frequência relativa de cada espécie foi obtida por meio do número de presenças obtidas pelo modelo dividido pelo número total de gravações. Cada minuto de gravação foi considerado como uma unidade.

Análises estatísticas

O efeito das variáveis independentes sobre a frequência relativa dos anfíbios anuros foi testado utilizando modelos lineares generalizados (GLM). Esses modelos relacionam as variáveis através de modelos de regressão linear com base na teoria de máxima verossimilhança (NELDER; WEDDERBURN, 2012). Para os dados de frequência relativa foi utilizada a distribuição gaussiana para números reais.

Para testar a dinâmica fonte-dreno, foram utilizadas as variáveis: distância euclidiana entre cada ponto e o PEMD e distância pelo corredor entre cada ponto e o PEMD. Além dessas variáveis independentes, foram quantificadas a porcentagem de várzea, pasto e floresta em buffers de 100 m e 200 m. A fim de verificar se há diferenças entre as variáveis nos diferentes buffers, foi construída uma matriz de correlação entre elas. Como se verificaram correlações altas, foram escolhidos os buffers de 100 m.

Para compreender quais fatores explicam a ocorrência de cada espécie, foi realizada a modelagem utilizando o Critério de Informação de Akaike (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 do AICc entre o 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 fim de verificar o peso de cada variável explicativa na variação da frequência das espécies, foi calculada também a importância relativa das variáveis realizando a soma dos valores de wAICc de todos os modelos onde determinada variável ocorre.

Para verificar se a distância entre os pontos (euclidiana e geográfica) e o uso do solo influencia na similaridade das comunidades de anfíbios amostrados, empregou-se o teste de Mantel. Esse teste avalia a correlação entre duas matrizes de dissimilaridade, por meio do pacote Vegan no R (OKSANEN, 2009).

5. RESULTADOS

Modelos espécie-específicos para identificação automática

Com um total de 14.237 gravações e esforço amostral de 237,3 horas de áudio, 13 espécies de anfíbios anuros foram registradas, majoritariamente espécies que ocorrem em áreas abertas, com exceção da *Itapotihyla langsdorffii* (Duméril & Bibron, 1841) que ocorre em matas de galeria (Quadro 1).

Quadro 1. Anurofauna registrada no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio-SP, no período de 18 de janeiro a 28 de fevereiro de 2017 e suas respectivas preferências de habitat.

Espécies	Habitat
HYLIDAE	
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	Áreas abertas
<i>Boana faber</i> (Weid Neuweid, 1821)	Áreas abertas ou florestadas
<i>Boana punctata</i> (Schneider, 1799)	Áreas abertas
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	Áreas abertas
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	Áreas abertas
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril & Bibron, 1841)	Mata de galeria
<i>Pseudis platensis</i> Gallardo, 1961	Áreas abertas
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	Áreas abertas
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Áreas abertas
LEPTODACTYLIDAE	
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Áreas abertas
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	Áreas abertas
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	Áreas abertas
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	Áreas abertas ou florestadas

Quanto aos modelos, os valores de acurácia variaram de 0,68 a 0,94, com um valor médio de 0,8. Já a precisão dos modelos variou de 0,74 a 0,96, com um valor médio de 0,90. Quanto aos erros, os falsos positivos correspondem em média a 9,5% e os falsos negativos, 26,8%. A frequência relativa para cada espécie foi calculada baseada nas presenças obtidas pelos modelos do

ARBIMON. No entanto, para quatro espécies com baixo número de registros, não foi possível a criação de modelos (tabela 1).

Tabela 1. Dados dos modelos espécie-específicos gerados pela plataforma ARBIMON II para identificar a presença de anuros no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e no Parque Estadual Morro do Diabo e a frequência relativa obtida por meio da execução dos modelos. FN: falsos negativos; FP: falsos positivos.

Espécie	Acurácia	Precisão	FN (%)	FP (%)	Frequência
					Relativa (%)
<i>B. albopunctata</i>	0,94	0,96	7,7	3,8	53,7
<i>B. faber</i>	0,90	0,93	13,3	6,6	16,7
<i>B. punctata</i>	0,68	0,94	75,7	1	20,7
<i>B. raniceps</i>	0,83	0,93	30	5,0	45
<i>D. nanus</i>	0,89	0,86	10	15	39
<i>S. fuscomarginatus</i>	0,68	0,95	62,3	1,9	25,7
<i>L. fuscus</i>	0,77	0,86	35	10	30,1
<i>L. podicipinus</i>	0,83	0,74	0	35	38
<i>P. cuvieri</i>	0,93	0,93	7,14	7,14	9,4

A distribuição espacial das frequências de cada espécie e a composição de anuros em cada ponto podem ser observadas na figura 4. Como a maioria das espécies ocorreram em todos os pontos, não foram realizadas análises binomiais. Por sua vez, a distribuição observada para as quatro espécies com poucos registros está representada na figura 5.

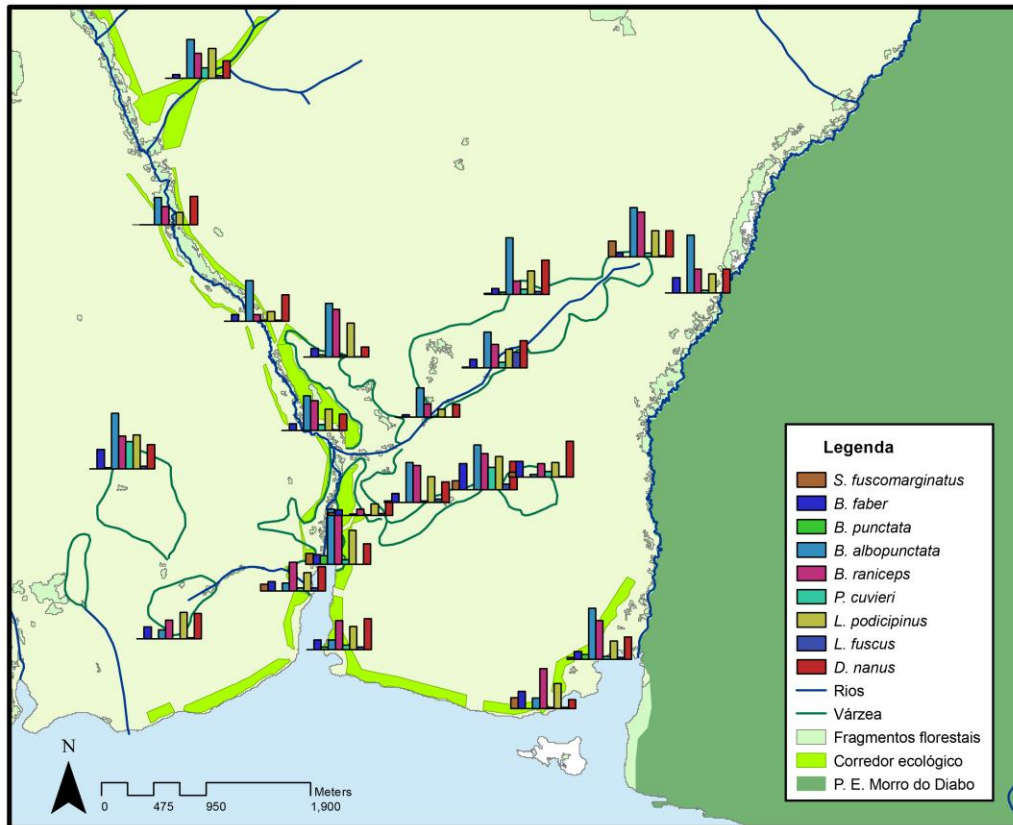


Figura 4. Distribuição das frequências e composição de anuros registrados no Parque Estadual Morro do Diabo e Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela.

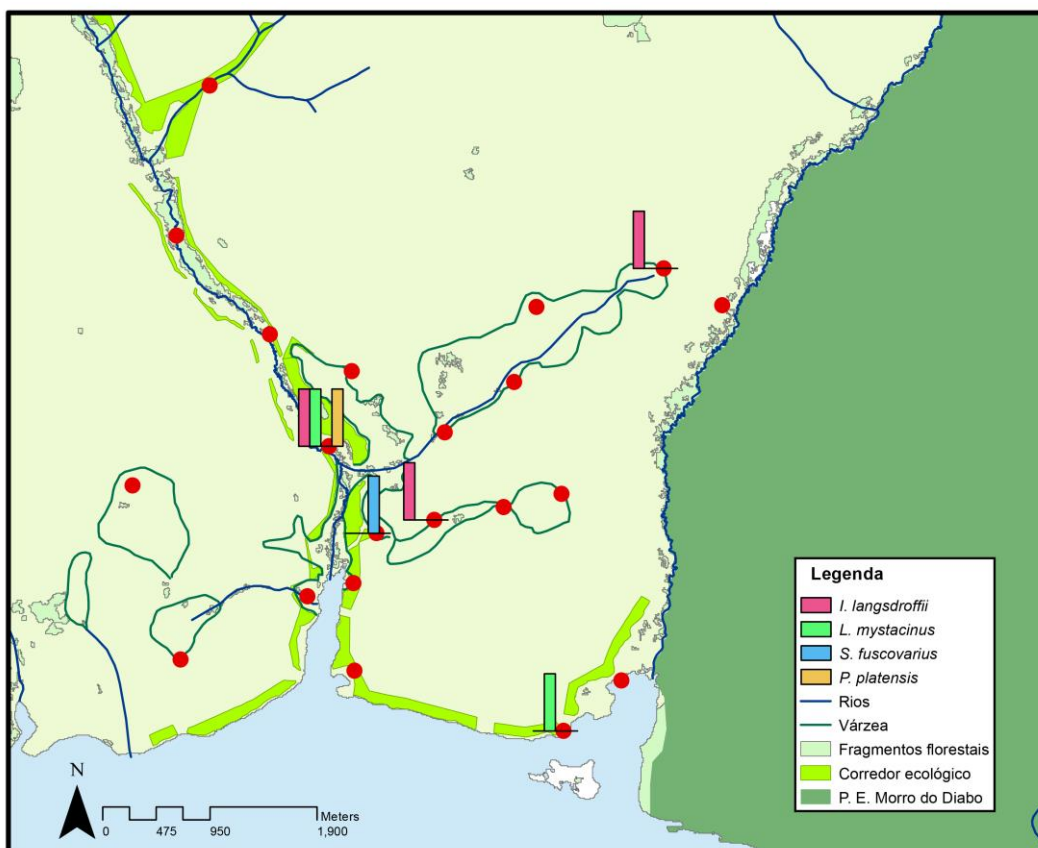


Figura 5. Distribuição observada para as quatro espécies com baixas ocorrências no Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela.

Modelagem de ocupação para frequência relativa de espécies

As correlações entre as variáveis ambientais em buffers de 100 e 200 m mostraram-se altas (Anexo A). A composição dos usos do solo compreendidos no buffer de 100 m de cada ponto está evidenciada na figura 6.

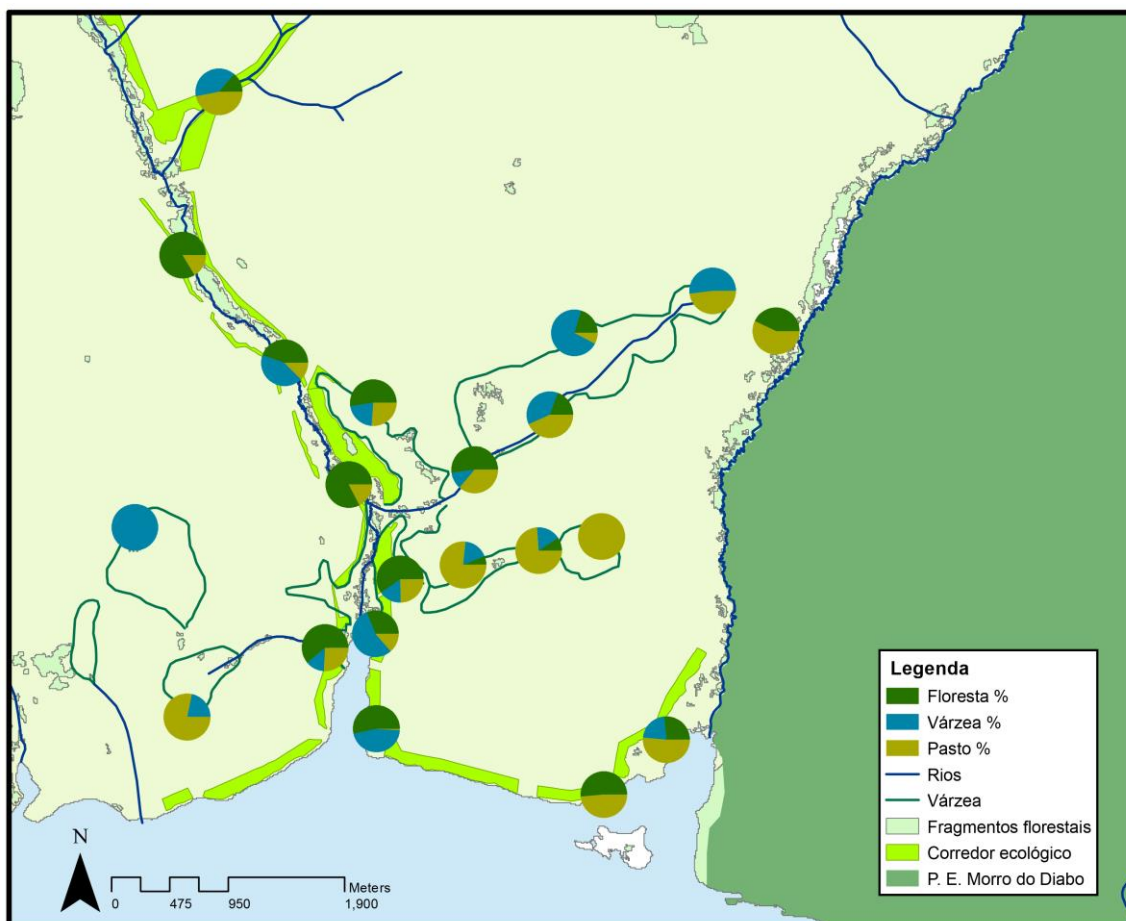


Figura 6. Composição dos elementos ambientais em buffer de 100 m de cada ponto amostral do Parque Estadual Morro do Diabo e Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela. Os elementos da paisagem contabilizados em porcentagem foram: floresta, várzea e pasto.

Os modelos, segundo o critério de informação de Akaike, apresentaram elevados graus de incerteza ($wAICc < 0,4$) e o modelo nulo esteve entre os melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para 6 das 8 espécies avaliadas (Tabela 2). Para as espécies que apresentaram o modelo nulo entre os modelos com $\Delta AICc < 2$, inferimos que nenhuma variável foi capaz de explicar a frequência relativa observada.

Tabela 2. Melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) para a frequência relativa das espécies de anuros do corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD). DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Várzea: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Pasto: porcentagem de pasto em buffer de 100 m.

Espécie	Variável independente	pseudoR²	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
<i>Boana albopunctata</i>	Várzea	0.24	14.1	0	0.31
	Várzea + Pasto	0.31	15.2	1.08	0.18
	DistEuclidiana + Várzea	0.29	15.8	1.68	0.14
<i>Boana faber</i>	DistCorredor + Floresta	0.30	-35.3	0	0.29
	DistCorredor	0.16	-34.4	0.91	0.18
<i>Boana raniceps</i>	Nulo	0.00	-1.81	0	0.26
	Floresta	0.04	-0.1	1.71	0.11
	DistCorredor	0.03	0.18	1.98	0.10
<i>Boana punctata</i>	DistCorredor + Várzea	0.29	-83.5	0	0.29
	Nulo	0.00	-81.8	1.67	0.12
	Várzea	0.11	-81.6	1.92	0.11
<i>Dendropsophus nanus</i>	Nulo	0.00	-20.8	0.00	0.25
	Pasto	0.08	-19.9	0.92	0.16
	DistEuclidiana	0.04	-19.0	1.81	0.10
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	Nulo	0.00	-47	0	0.19
	DistEuclidiana	0.10	-46.6	0.36	0.16
	Floresta	0.09	-46.3	0.66	0.14
	DistEuclidiana + Floresta	0.19	-45.8	1.21	0.11
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Nulo	0.00	-61.5	0	0.20
	Floresta	0.09	-60.9	0.65	0.14
	Pasto	0.06	-60.1	1.37	0.10
	Várzea	0.05	-60	1.53	0.09
	DistCorredor	0.04	-59.8	1.7	0.08
	Várzea + Pasto	0.16	-59.6	1.91	0.08
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	Nulo	0.00	-18.6	0	0.25
	Várzea	0.08	-17.8	0.81	0.17
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Várzea	0.18	-29.1	0	0.31
	Nulo	0.00	-27.4	1.62	0.14

Uma vez que há elevada incerteza para os modelos testados, foi calculada a importância relativa das variáveis mais recorrentes entre os melhores modelos das espécies. Esse cálculo foi feito para *B. faber* e *B. albopunctata*, pois o modelo nulo não estava presente entre os melhores modelos (Tabela 3).

Tabela 3. Importância relativa (I.R.) das principais variáveis presentes nos modelos com $\Delta AICc < 2$ para as espécies anuras do corredor ecológico e PEMD. DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Várzea: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Pasto: porcentagem de pasto em buffer de 100 m.

Espécie	Variável	I.R.	Espécie	Variável	I.R.
<i>B. faber</i>	DistCorredor	0.59	<i>B. albopunctata</i>	Várzea	0.61
	Floresta	0.39		Pasto	0.22
				DistEuclidiana	0.22

A partir dos dados de importância relativa das variáveis, pode-se observar para *Boana faber* que a distância pelo corredor ecológico entre os pontos e o PEMD é uma variável que explicou a ocorrência da espécie (I.R.=0,59). Essa é uma relação inversamente proporcional, ou seja, quanto menor a distância pelo corredor ecológico, maior a frequência de *B. faber* (Figura 7). A quantidade de várzea, por sua vez, é uma variável que explica a ocorrência de *Boana albopunctata* (I.R.=0,61). Apresenta uma relação diretamente proporcional, ou seja, quanto maior a porcentagem de várzea, maior é a frequência da espécie (Figura 7).

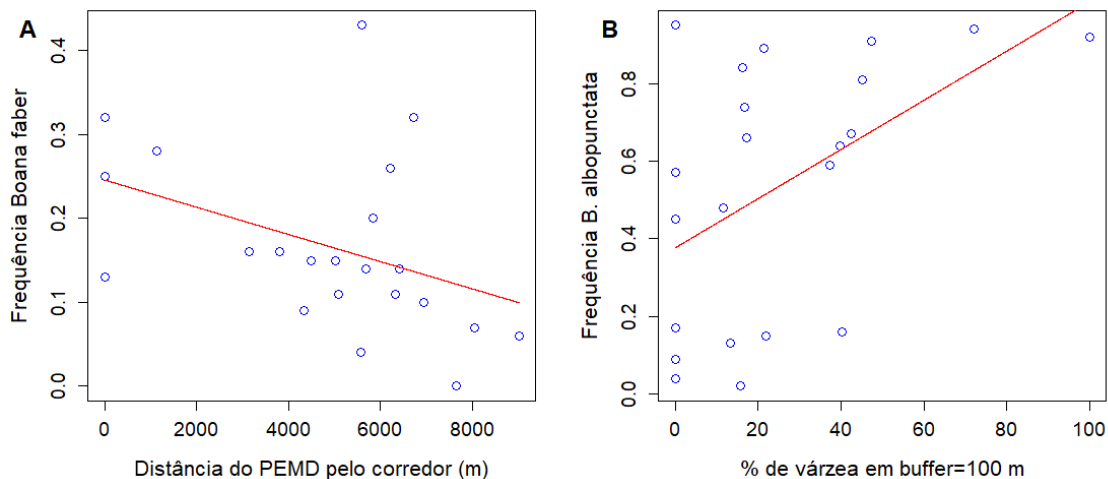


Figura 7. A: frequência de *B. faber* em relação às distâncias entre cada ponto e o PEMD pelo Corredor Ecológico da Fazenda Rosaneta; B: frequência de *B. albopunctata* em relação à porcentagem de várzea em buffer de 100 m.

Segundo o teste de Mantel, não foi verificada correlação espacial entre as frequências observadas tanto para a distância euclidiana entre os pontos ($r=0,128$; $p=0,20$) ou distância geográfica ($r= -0,063$; $p=0,83$). A distância entre os usos do solo de cada ponto também não foi significativa ($r=-0,028$; $p=0,542$).

6. DISCUSSÃO

Sabe-se que *Boana faber* utiliza tanto áreas abertas, bordas de matas e florestas (FIGUEIREDO et al., 2019; FIORILLO et al., 2018; HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008; MÂNGIA et al., 2019). Nossos resultados mostram que a ocorrência de *B. faber* está associada com a distância dos pontos em relação a área fonte seguindo o caminho do corredor ecológico. Essa é a única espécie que confirma a hipótese que a distância geográfica determina a frequência relativa das espécies. Esse resultado vai ao encontro com um estudo que comparou a comunidade de anuros em poças conectadas à floresta ou não. Nesse trabalho a *B. faber* foi encontrada somente nas poças conectadas às florestas (FERREIRA et al., 2012), evidenciando a importância das matas para a dispersão da espécie.

No entanto, para as demais espécies de anfíbios, não foi verificada relação entre frequência e distâncias, euclidiana ou geográfica. Esses resultados contradizem uma pesquisa que avaliou como a conectividade influencia a distribuição de anuros da Mata Atlântica de uma região próxima ao Parque Estadual Serra dos Órgãos (PARNASO) – RJ. Foi verificado que os fragmentos mais próximos à áreas de floresta contínua apresentam maior abundância e riqueza de espécies (ALMEIDA-GOMES; ROCHA, 2014). É preciso considerar que esse padrão pode ser decorrente ao histórico de ocupação da área e não em função da conectividade.

Nessa área não há corredores ecológicos, assim foi testada a conectividade da própria matriz. Porém, embora o PARNASO e o PEMD façam parte do mesmo bioma, a fitofisionomia do primeiro é floresta ombrófila densa, enquanto a do segundo é floresta estacional semidecidual. A composição de anuros de cada área também é diferente, tendo em vista que as espécies descritas para o PEMD são, de modo geral, típicas do Cerrado (SANTOS et al., 2009).

A *B. faber* não é a única espécie registrada pelo presente estudo que utiliza florestas. O *Physalaemus cuvieri*, embora classificado como uma espécie de área aberta (HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008), também pode ser encontrado em bordas de florestas, áreas agrícolas e urbanas (FIGUEIREDO et

al., 2019). Contudo, a porcentagem de floresta em cada ponto não explicou as frequências observadas para *B. faber* e *P. cuvieri*.

A frequência relativa só foi diretamente proporcional com a proximidade dos pontos à área fonte pelo corredor para *B. faber*. Para *P. cuvieri*, a frequência relativa observada não pode ser explicada pelas variáveis estudadas (modelo nulo com $\Delta AICc < 2$). Essa divergência pode ser ocasionada pela biologia de cada espécie. A *B. faber* tem hábitos arborícolas (HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008), assim maior dependência da presença de árvores e florestas. *P. cuvieri*, por outro lado, possui hábitos terrestres e é ambientalmente mais generalista (FIGUEIREDO et al., 2019; MÂNGIA et al., 2019), tendo menor dependência da presença de árvores em relação à *B. faber*.

Para *Boana albopunctata*, a porcentagem de várzea em buffer de 100 m explica a frequência da espécie. Essa é a única espécie que corrobora com a hipótese de que a frequência relativa dos anuros está relacionada com o uso do solo da paisagem. Esse resultado vai ao encontro com o hábito reprodutivo da *B. albopunctata*, caracterizado por vocalizar em brejos e lagos (HADDAD et al., 2008). Possivelmente, para a ocorrência dessa espécie a dispersão na matriz da área de estudo não é um problema, mas sim as condições ambientais locais do seu habitat, como a presença de áreas alagadas. Isso também foi verificado por Ferreira et al. (2012), que detectou *B. albopunctata* tanto em poças conectadas a florestas, como não conectadas. No entanto, a recorrência dos modelos nulos não possibilita a verificação da hipótese em questão para as demais espécies.

Os resultados do teste de Mantel indicam que a similaridade das comunidades de anfíbios amostrados não está relacionada com nenhuma das distâncias entre os pontos, euclidiana ou pelo corredor. Esse resultado não corrobora com a hipótese de que as comunidades próximas são mais similares entre si. Com isso, evidencia-se que as espécies estavam bastante difundidas na área, assim as comunidades registradas em pontos distantes tendem a ser tão semelhantes quanto em pontos próximos. Mais uma vez, a composição de espécies adaptadas a áreas abertas (SANTOS et al., 2009) explicaria o padrão observado.

Tendo em vista os resultados das hipóteses testadas, podemos verificar que, de um modo geral, não há uma relação evidente entre a frequência relativa das espécies analisadas com características ambientais e espaciais. A

recorrência dos modelos nulos nos resultados dos modelos AIC suportam essa afirmação (tabela 2). Isso pode ser explicado pelo fato da composição da anurofauna presente na área de estudo ser semelhante à encontrada no Cerrado, embora o bioma em questão seja a Mata Atlântica (SANTOS et al., 2009). Desse modo, as espécies estão adaptadas a áreas abertas, sendo menos susceptíveis aos efeitos do processo de fragmentação florestal.

Outra possibilidade é que as espécies em questão já habitassem as várzeas e fragmentos florestais da paisagem antes mesmo da consolidação do corredor ecológico. Isso explicaria a ausência de um padrão de dispersão e ocupação para a maioria dos anuros. De todo modo, como não houve levantamento prévio nessa área, não é possível testar essa hipótese.

Contudo, algumas espécies que utilizam florestas e borda de mata são descritas para o PEMD (SANTOS et al., 2009), porém não foram detectadas utilizando a paisagem, como os hilídeos *Trachycephalus venulosus* e *Boana lundii*. Já a *Itapotihyla langsdorffii* foi encontrada pouquíssimas vezes e em um único ponto, não sendo passível de teste. Surge então uma lacuna na compreensão em como a fragmentação florestal afeta essas espécies.

Os gravadores autônomos e os modelos de identificação automática se mostraram ferramentas bastante úteis para a detecção das espécies. Os modelos possibilitaram a análise de milhares de áudios para detecção de potenciais presenças, resultando em uma menor quantidade de gravações a serem analisadas pelo pesquisador.

A elevada proporção de falsos negativos em boa parte dos modelos se deve ao direcionamento da modelagem a fim de diminuir os falsos positivos. A não detecção de uma ocorrência é menos problemática que uma detecção falsa, pois esta pode levar a um padrão que não representa a verdadeira distribuição da espécie (GIANNINI et al., 2012). A não detecção, por sua vez, é apenas um fator aleatório da amostragem. Além disso, para um determinado ponto, se a espécie não foi detectada em uma gravação, há uma grande chance de ser detectada em outra, diluindo o efeito dos falsos negativos.

A ocorrência de falsos positivos é quase inevitável nos casos em que diferentes espécies vocalizam em frequências semelhantes, quando há intensa vocalização de insetos e fatores ambientais como chuvas e vento (AIDE et al.,

2013). Apesar dos erros, não ocorreu de uma espécie ter deixado de ser encontrada em um determinado ponto ou ser detectada onde é ausente.

7. CONCLUSÕES

De modo geral, as espécies analisadas por esse estudo ocupam toda a paisagem, sem uma relação evidente entre as variáveis ambientais e espaciais testadas pela modelagem de ocupação. Nesse caso, são possíveis duas interpretações. A primeira se deve ao fato que as espécies são adaptadas a áreas abertas (SANTOS et al., 2009), portanto, aptas a se deslocarem pela matriz. A segunda possibilidade é que as espécies já estivessem presentes nos remanescentes de floresta e várzeas antes mesmo da consolidação do corredor. Desse modo a conexão dessas áreas contribuiu para uma distribuição sem padrão evidente. De qualquer forma, os resultados apontam que as espécies aqui estudadas são pouco susceptíveis a fragmentação florestal.

A espécie *Boana albopunctata*, por sua vez, apresentou uma relação diretamente proporcional entre a frequência relativa observada e a porcentagem de várzea em buffer de 100 m. Tendo em vista que essa espécie utiliza esse tipo de ambiente como sítio reprodutivo (HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008), fica evidente a importância da preservação das várzeas para a conservação de *B. albopunctata*.

Considerando que a conectividade de uma paisagem é um fator espécie-específico (TAYLOR et al., 1993), o Corredor Ecológico da Fazenda Rosanela é um elemento que promove a dispersão de *B. faber* pela paisagem. A frequência relativa dessa espécie apresentou uma relação positiva com a proximidade dos pontos ao Parque Estadual Morro do Diabo seguindo o caminho do corredor. Conclui-se que estratégias como corredores ecológicos conectados a várzeas são eficientes para a conservação dessa espécie, e possivelmente de outros hílideos florestais.

Por fim, destaca-se a importância do presente estudo para o avanço das estratégias de conservação para os anfíbios anuros, uma vez que as informações sobre as respostas ecológicas para esse grupo frente a corredores ecológicos ainda são escassas na literatura.

8. REFERÊNCIAS

- AARS, J.; IMS, R. A. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1648–1655, 1999.
- ACEVEDO, M. A.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J. Using automated digital recording systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 1, p. 211–214, 2006.
- AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 2013.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in an Atlantic forest fragmented area. v. 29, p. 29–40, 2014.
- ALVAREZ-BERRÍOS, N. et al. Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata Natural Reserve , Peru , Gold mining is a growing cause of the environmental degradation of tropical protected areas. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 832–851, 2016.
- AMPHIBIAWEB. **AmphibiaWeb**. Disponível em: <www.amphibiaweb.org>. Acesso em: 24 ago. 2018.
- BALVANERA, P. et al. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, 2006.
- BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007.
- BECKER, C. G. et al. Deforestation, host community structure, and amphibian disease risk. **Basic and Applied Ecology**, v. 17, n. 1, p. 72–80, 2016.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241–1252, 1998.
- BENGTSSON, J. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. **Applied Soil Ecology**, 1998.
- BURBRINK, F. T.; PHILLIPS, C. A.; HESKE, E. J. A riparian zone in southern

- Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. **Biological Conservation**, v. 86, p. 107–115, 1998.
- CARDINALE, B. J. et al. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, 2006.
- CARVALHO, T.; BECKER, C. G.; TOLEDO, L. F. Historical amphibian declines and extinctions in Brazil linked to chytridiomycosis. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1848, 2017.
- COSTA, T. R. N.; CARNAVAL, A. C. O. Q.; TOLEDO, L. F. Mudanças climáticas e seus impactos sobre os anfíbios brasileiros Climate change and its impacts on Brazilian amphibians. v. 8, p. 33–37, 2012.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world ' s ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. May, p. 253–260, 1997.
- CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation**, v. 128, n. 2, p. 231–240, 2006.
- DA SILVA, H. R.; DE BRITTO-PEREIRA, M. C. How much fruit do fruit-eating frogs eat? An investigation on the diet of *Xenohyla truncata* (Lissamphibia: Anura: Hylidae). **Journal of Zoology**, 2006.
- DALY, J. W. et al. Frog secretions and hunting magic in the upper Amazon: identification of a peptide that interacts with an adenosine receptor. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 1992.
- DEMAYNADIER, P. G.; HUNTER, M. L. Forest Canopy Closure and Juvenile Emigration by Pool-Breeding Amphibians in Maine. **The Journal of Wildlife Management**, v. 63, n. 2, p. 441, 1999.
- DEPRAETERE, M. et al. Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. **Ecological Indicators**, v. 13, n. 1, p. 46–54, 2012.
- DUELLMAN, W. E. Distribution patterns of amphibians in South America. In: DUELLMAN, W. E. (Ed.). . **Patterns of distribution of amphibians - a global perspective**. 1st. ed. Baltimore (MD): John Hopkins University Press, 1999. p. 255–327.

- DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological populations affect processes that in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169–175, 1992.
- FARIA, H. H.; PIRES, A. S. **Parque Estadual do Morro do Diabo: plano de manejo**. [s.l.: s.n.].
- FERREIRA, R. B. et al. Distribuição espacial e sazonal de anfíbios em quatro poças na região serrana do Espírito Santo , sudeste do Brasil : influência de corredores florestais. v. 102, n. 2, p. 163–169, 2012.
- FIGUEIREDO, G. DE T. et al. Influence of microhabitat on the richness of anuran species: A case study of different landscapes in the Atlantic forest of southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. in press, 2019.
- FIORILLO, B. F. et al. Anurans from preserved and disturbed areas of Atlantic Forest in the region of Etá Farm, municipality of Sete Barras, state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 4, 2018.
- GAMBALE, P.; BASTOS, R. Vocal repertoire and bioacoustic analyses in. **Herpetological Journal**, v. 24, n. (January 2014), p. 31–39, 2014.
- GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012.
- HADDAD, C. F. B. et al. **Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica - Diversidade e Biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.
- HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica LTDA, 2008.
- HADDAD, N. M. et al. Corridor use by diverse taxa. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 609–615, 2003.
- HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature** , 396 , 41 Á / Hanski, I. & Gilpin, M. E. (Eds, v. 396, n. November, p. 41–49, 1998.
- HERRERA-MONTES, M. I.; AIDE, T. M. Impacts of traffic noise on anuran and bird communities. **Urban Ecosystems**, v. 14, n. 3, p. 415–427, 2011.

- HOCKING, D. J.; BABBITT, K. J. Amphibian contributions to ecosystem services. **Herpetological Conservation and Biology**, 2014.
- HOLMES, S. B.; MCILWRICK, K. A.; VENIER, L. A. Using automated sound recording and analysis to detect bird species-at-risk in southwestern Ontario woodlands. **Wildlife Society Bulletin**, v. 38, n. 3, p. 591–598, 2014.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2nd. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.
- ICMBIO. Plano de Manejo da Estação Ecológica Mico-leão-preto. 2007.
- KORMANN, U. et al. Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. n. JANUARY, 2016.
- LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v. 15, n. 3, p. 237–240, 1969.
- LORIN, C. et al. The antimicrobial peptide Dermaseptin S4 inhibits HIV-1 infectivity in vitro. **Virology**, 2005.
- MÂNGIA, S. et al. Anurans of Parque Florestal do Gafanhoto : an urban forest fragment in a Cerrado area of Minas Gerais State , Southeast Brazil. v. 12, n. June, p. 619–627, 2019.
- MCDIARMID, R. W.; ALTIG, R. Morphology of amphibian larvae. In: **Amphibian Ecology and Conservation - A Handbook of Techniques**. 1. ed. New York: Oxford University Press, 2009. p. 584.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**. [s.l: s.n.]. v. 5
- MONTESINOS, R. et al. List Frogs and toads of the Pedra Azul – Forno Grande Biodiversity Corridor , southeastern Brazil. v. 8, n. 1, p. 102–111, 2012.
- NELDER, A. J. A.; WEDDERBURN, R. W. M. Generalized Linear Models. v. 135, n. 3, p. 370–384, 2012.
- O'HANLON, S. J. et al. Recent Asian origin of chytrid fungi causing global

- amphibian declines. v. 627, n. May, p. 621–627, 2018.
- OKSANEN, J. **Ordination and Analysis of Dissimilarities : Tutorial with R and vegan**KnoxvilleUniversity of Tennessee, , 2009. Disponível em: <http://www.pelagicos.net/MARS6910_spring2015/manuals/R_vegan_ordination.pdf>
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.
- OLIVEIRA, I. S. DE et al. Studies on Neotropical Fauna and Environment Assessing future habitat availability for coastal lowland anurans in the Brazilian Atlantic rainforest Assessing future habitat availability for coastal lowland anurans in the Brazilian. v. 0521, n. April, 2016.
- PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. 1. ed. Londrina: Planta, 2001.
- PULLIAM, H. R. Sources, Sinks, and Population Regulation. **The American Naturalist**, v. 132, n. 5, p. 652–661, 1988.
- ROTHERMEL, B. B. Migratory success of juveniles: A potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1535–1546, 2004.
- SANTOS, T. G. et al. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 43, n. 15–16, p. 973–993, 2009.
- SCHEELE, B. C. et al. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. **Science**, v. 1463, n. March, p. 1459–1463, 2019.
- SEGALLA, M. V. et al. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetologia Brasileira**, v. 8, n. 1, p. 65–96, 2019.

- SYMONDS, M. R. E.; MOUSSALLI, A. A brief guide to model selection , multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike ' s information criterion. p. 13–21, 2011.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.
- TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571, 1993.
- TEWKSBURY, J. J. et al. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 20, p. 12923–12926, 2002.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. Tischendorf_etal., 2000_How should we measure landscape connectivity.pdf. p. 633–641, 2000.
- VALENCIA-AGUILAR, A.; CORTÉS-GÓMEZ, A. M.; RUIZ-AGUDELO, C. A. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management**, v. 9, n. 3, p. 257–272, 2013.
- VASCONCELOS, T. S.; DO NASCIMENTO, B. T. M.; PRADO, V. H. M. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. **Ecology and Evolution**, n. April, p. 1–13, 2018.
- WELLS, K. D. **The Ecology and Behavior of Amphibians**. [s.l.] University of Chicago Press, 2007.
- XIE, J. et al. An intelligent system for estimating frog community calling activity and species richness. **Ecological Indicators**, v. 82, n. November 2016, p. 13–22, 2017.

ANEXO A

Tabela 4. Matriz de correlação das variáveis independentes estudadas no corredor ecológico da Fazenda Rosanela e Parque Estadual Morro do Diabo. Variáveis: DistEuclidiana: distância euclidiana entre cada ponto e PEMD; DistCorredor: distância entre cada ponto e PEMD seguindo o corredor; Floresta100: porcentagem de floresta total em buffer de 100 m; Floresta200: porcentagem de floresta total em buffer de 200 m; Várzea100: porcentagem de várzea em buffer de 100 m; Várzea200: porcentagem de várzea em buffer de 200 m; Pasto100: porcentagem de pasto em buffer de 100 m; Pasto200: porcentagem de pasto em buffer de 200 m.

	DistEuclidiana	DistCorredor	Várzea100	Várzea200	Floresta100	Floresta200	Pasto100	Pasto200
DistEuclidiana	1	0.606	0.323	0.290	0.022	-0.041	-0.125	0.120
DistCorredor		1	0.436	0.381	-0.362	-0.419	0.026	0.422
Várzea100			1	0.926	-0.499	-0.457	-0.305	-0.058
Várzea200				1	-0.573	-0.547	-0.123	0.029
Floresta100					1	0.947	-0.459	-0.546
Floresta200						1	-0.473	-0.641
Pasto100							1	0.847
Pasto200								1

ANEXO C

COMPARAÇÃO DOS LEVANTAMENTO DE ANUROS DA REGIÃO.

Quadro 2. Lista comparada de espécies registradas nesse estudo, Santos *et. al* (2009), planos de manejo do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) e Estação Ecológica Mico-leão-preto (ESEC-MLP).

Espécies	Esse estudo	PEMD (Santos <i>et. al</i> , 2009)	Plano de Manejo PEMD	Plano de Manejo ESEC-MLP
Bufonidae				
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)			X	
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)		X		
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)		X	X	X
Cycloramphidae				
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841)		X		
Hylidae				
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)		X		
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	X	X	X	X
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	X	X		X
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwiedi, 1821)	X	X		X
<i>Boana lundii</i> (Burmeister, 1856)		X	X	
<i>Boana punctata</i> (Schneider, 1799)	X	X	X	X*
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	X	X	X	X
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril and Bibron, 1841)	X	X		
<i>Pseudis platensis</i> Gallardo, 1961	X	X		
<i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962)		X	X	X*
<i>Scinax fuscmarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	X	X	X	X
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	X	X	X	X
<i>Scinax cf. similis</i> (Cochran, 1952)		X		
<i>Trachycephalus venulosus</i> (Laurenti, 1768)		X	X	X*
Leptodactylidae				
<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)		X		X
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	X	X	X	X
<i>Leptodactylus chaquensis</i> Cei, 1950		X		X
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneideri, 1799)	X	X	X	X
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)		X		X*
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)		X		
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	X	X		X
<i>Leptodactylus cf. ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	X
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	X	X	X	X
Microhylidae				
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (Boettger, 1885)		X		
<i>Elaschistocleis bicolor</i> (Valenciennes, 1838)		X		X

*espécie não encontrada no fragmento Tucano.

ANEXO D

Frequência de *Boana albopunctata*

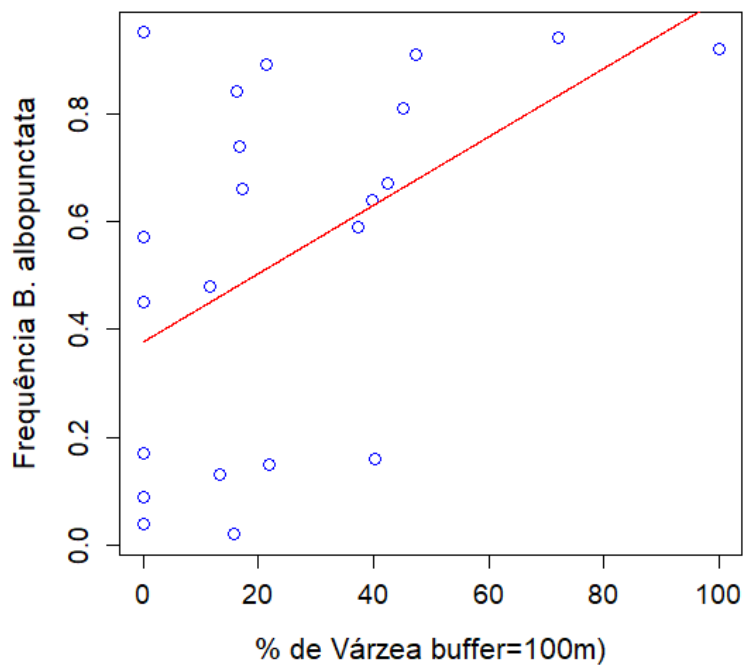
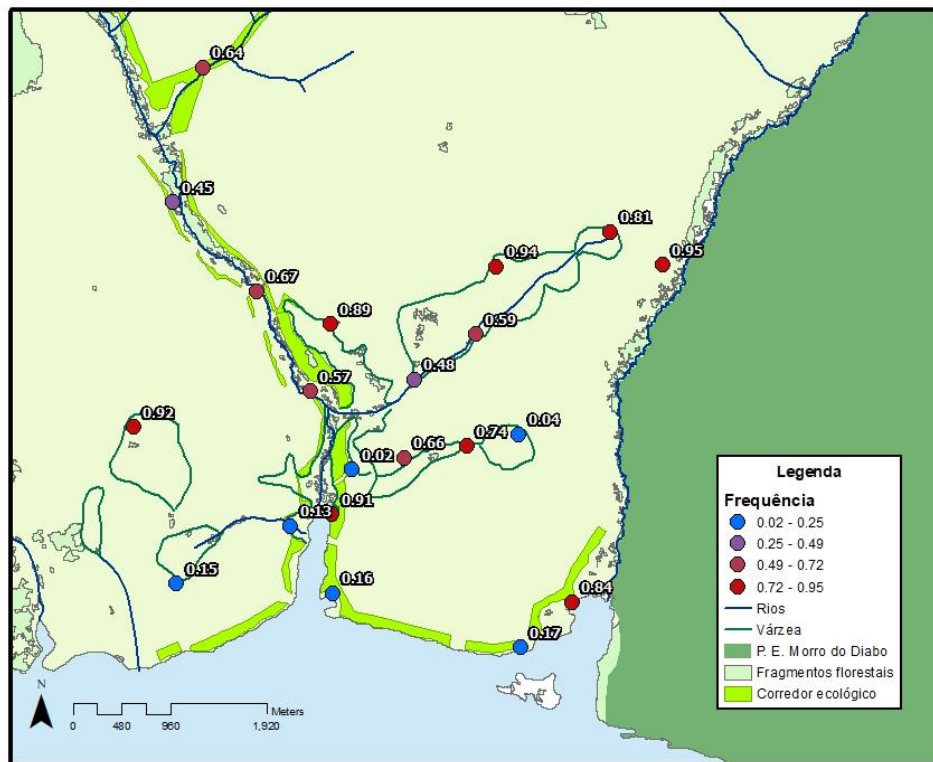


Figura 8. Mapa de distribuição de *Boana albopunctata* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO E

Frequência *Boana faber*

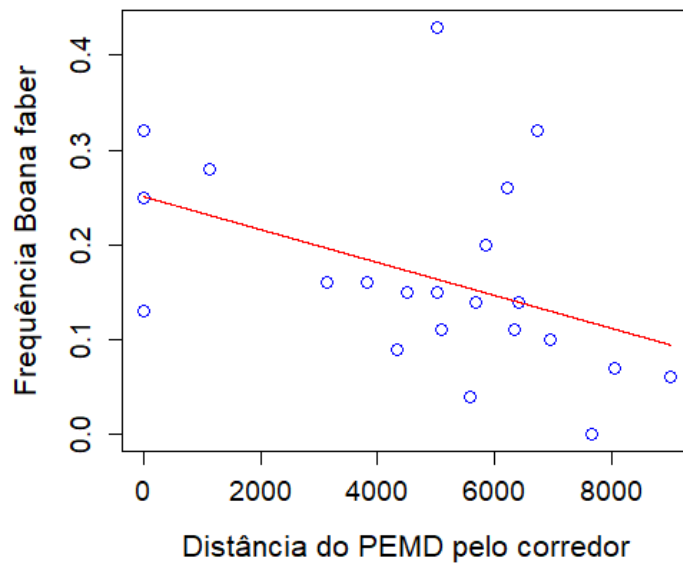
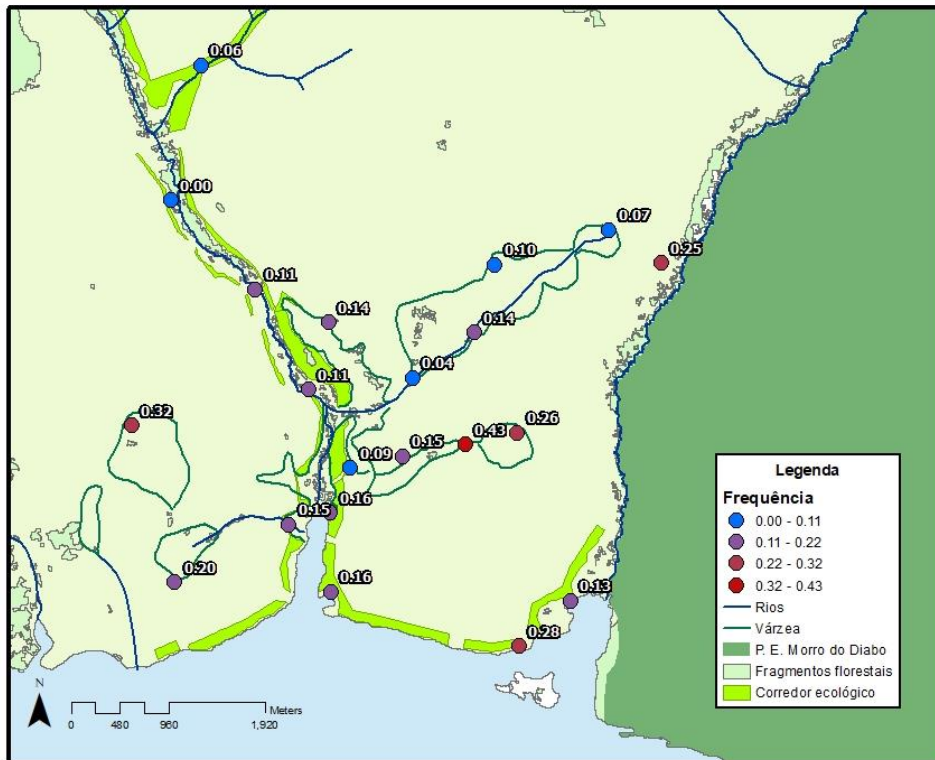


Figura 9. Mapa de distribuição de *Boana faber* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO F

Frequência de *Boana punctata*

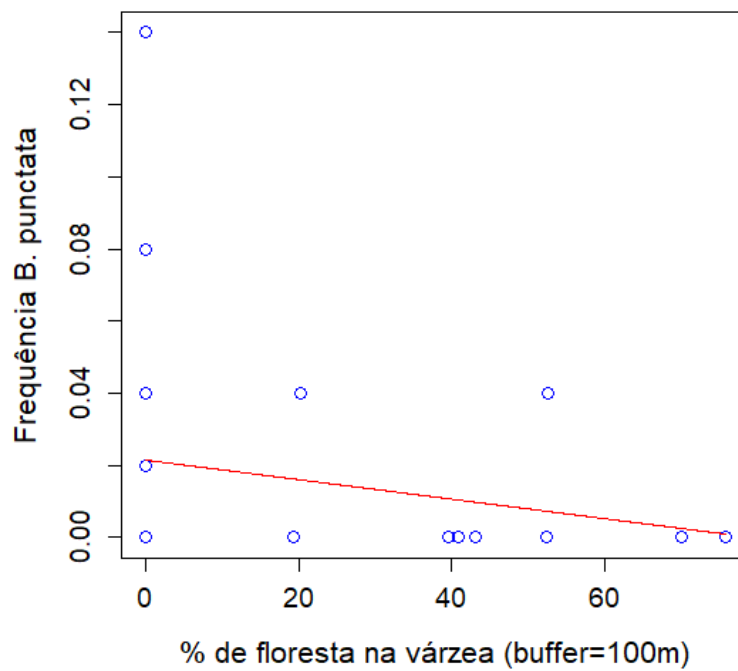


Figura 10. Mapa de distribuição de *Boana punctata* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO G

Frequência *Boana raniceps*

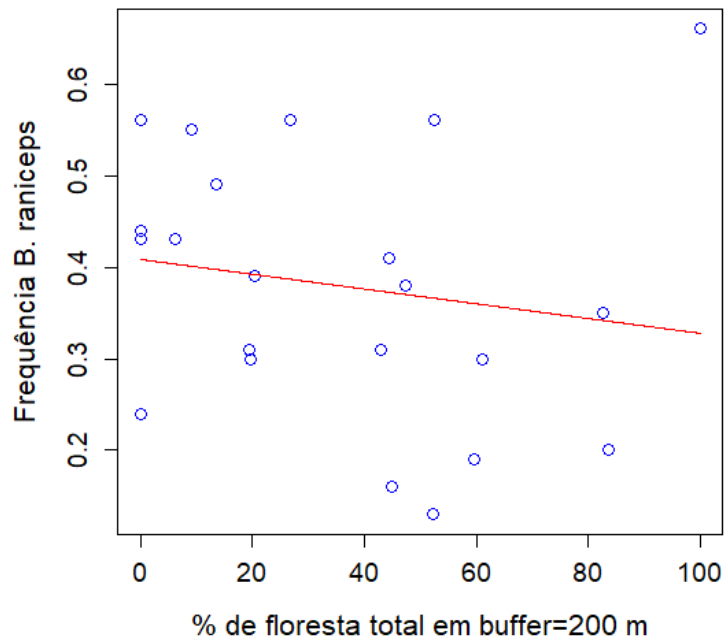
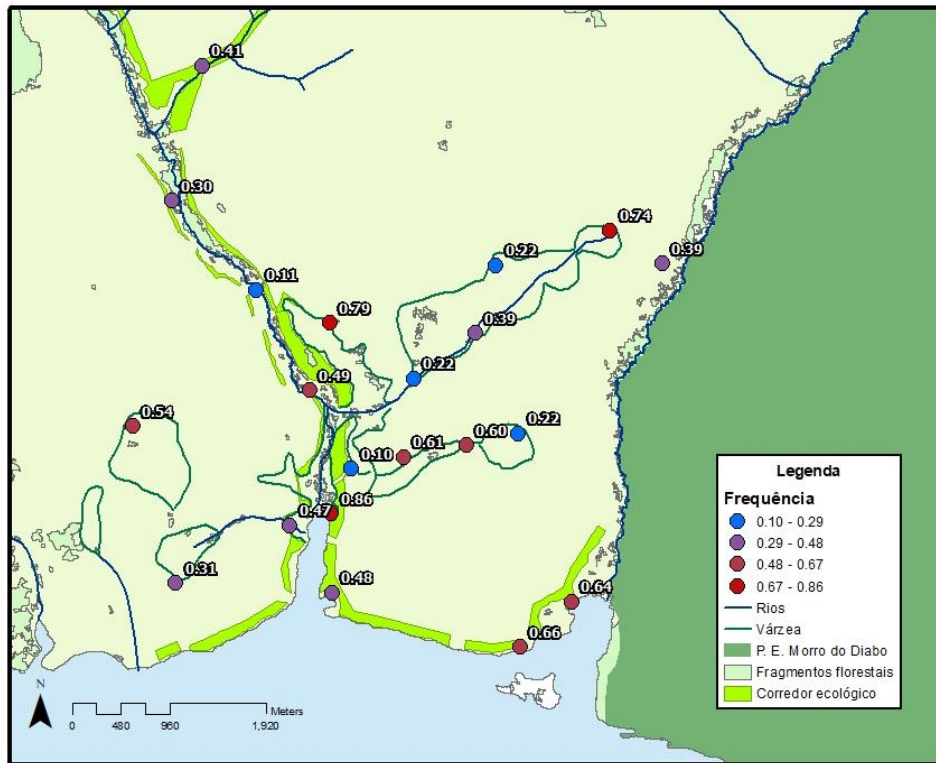
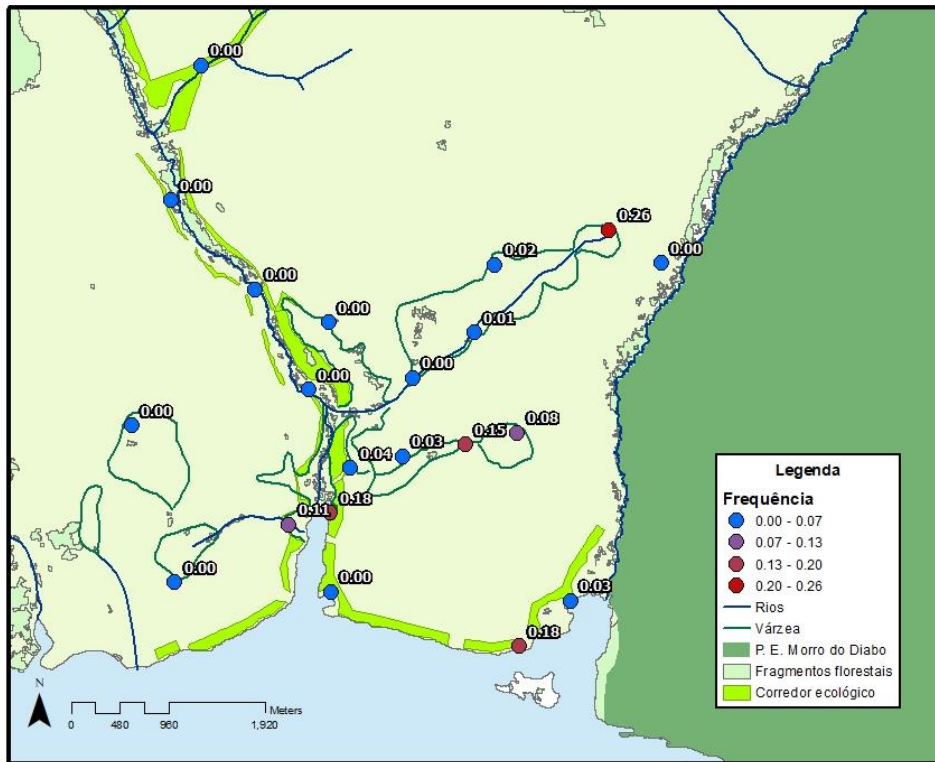


Figura 11. Mapa de distribuição de *Boana raniceps* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO H

Frequência de *Scinax fuscomarginatus*



ANEXO I

Frequência de *Dendropsophus nanus*

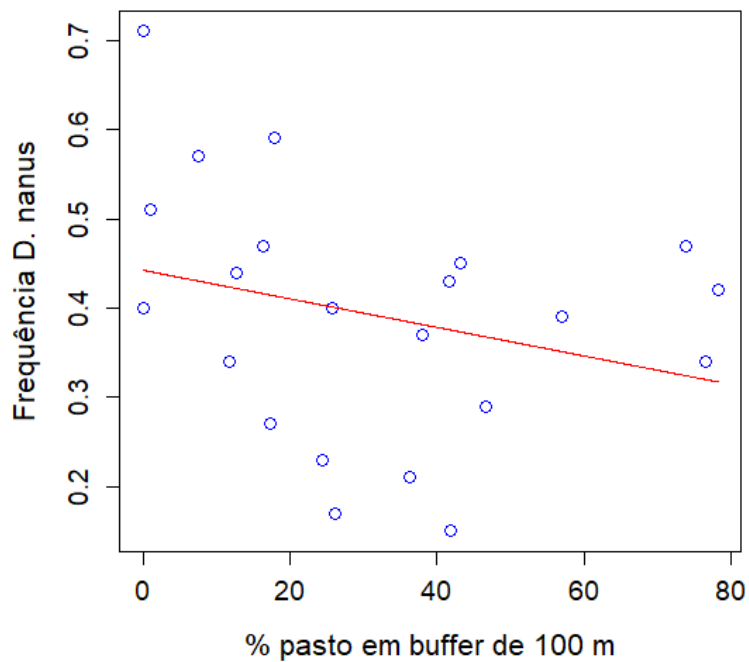
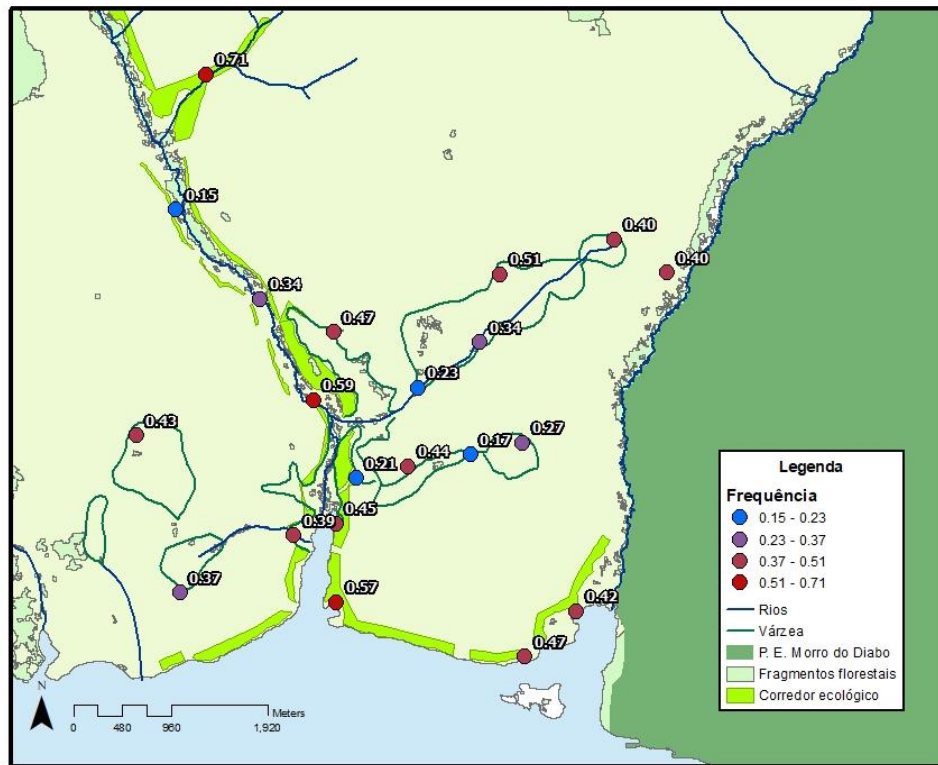


Figura 13. Mapa de distribuição de *Dendropsophus nanus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO J

Frequência de *Physalaemus cuvieri*

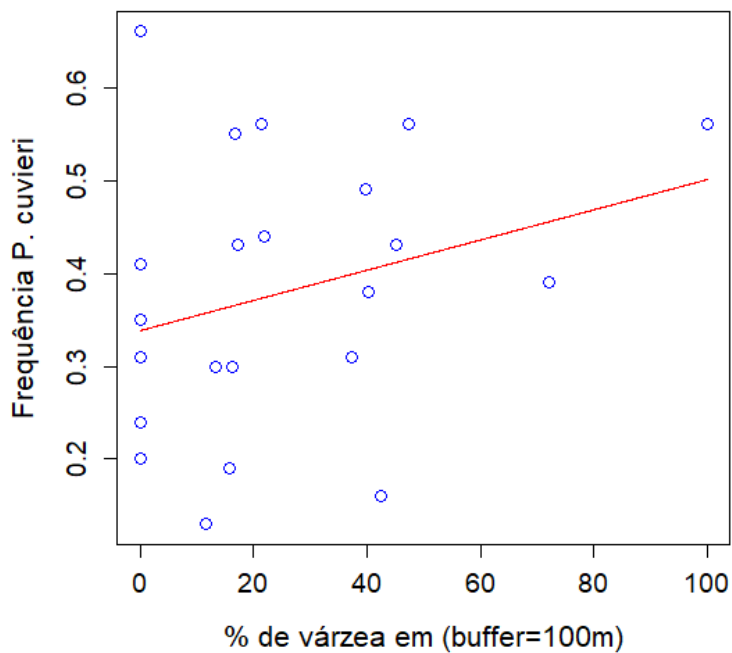
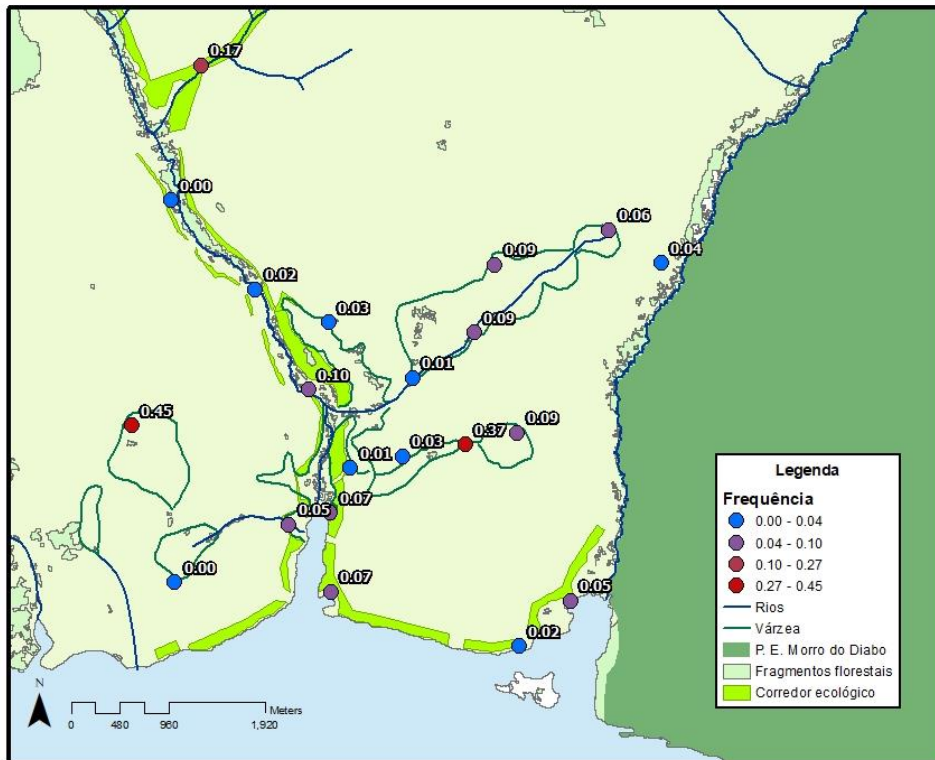


Figura 14. Mapa de distribuição de *Physalaemus cuvieri* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO K

Frequência de *Leptodactylus fuscus*

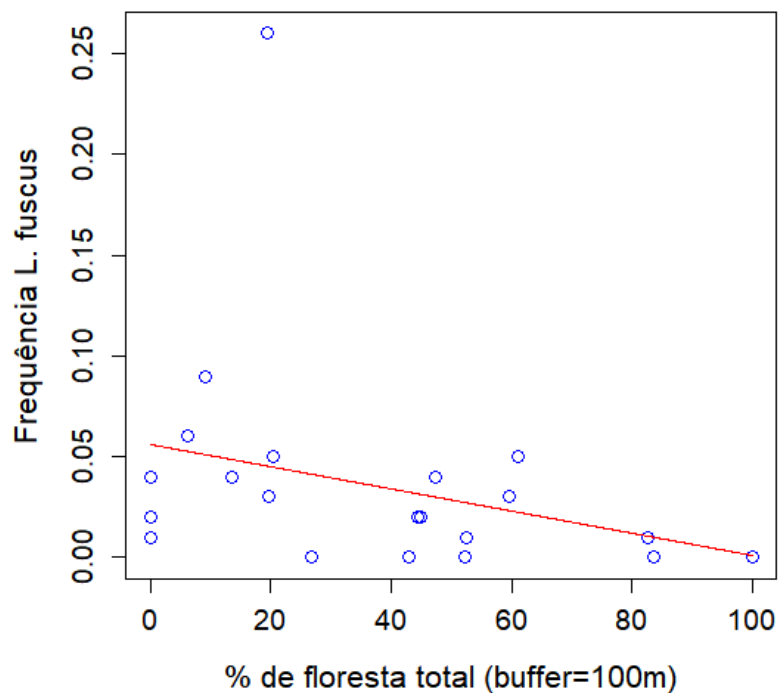
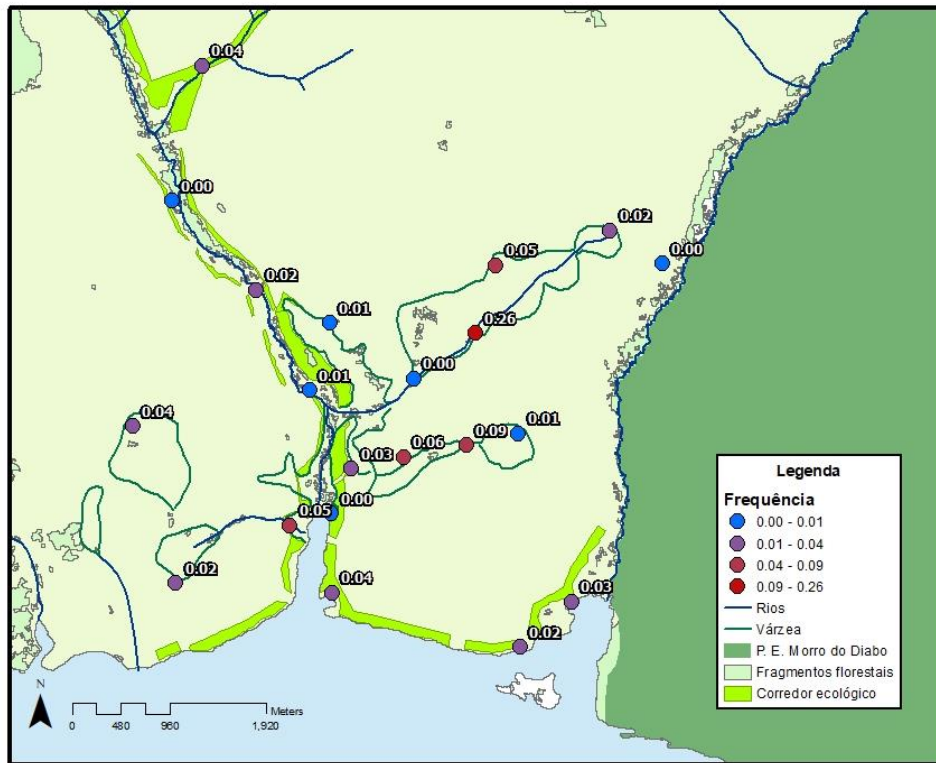


Figura 15. Mapa de distribuição de *Leptodactylus fuscus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.

ANEXO L

Frequência de *Leptodactylus podicipinus*

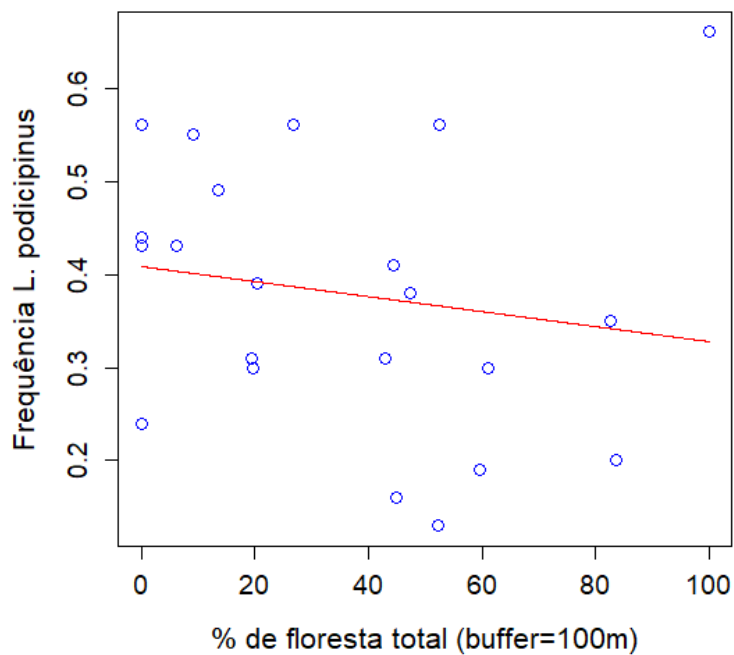
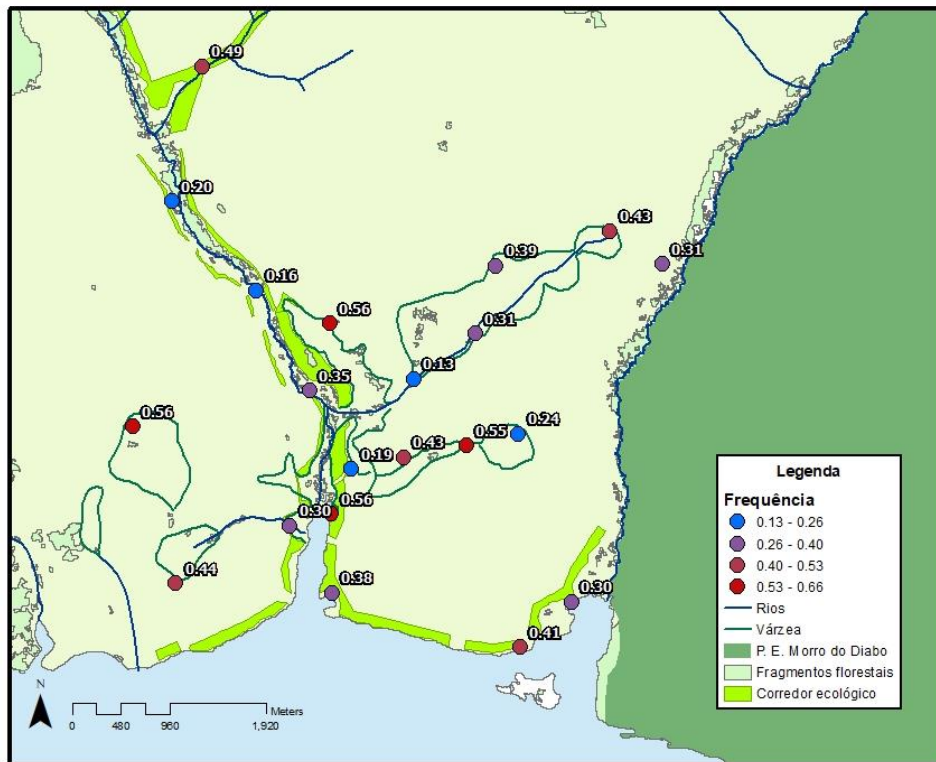


Figura 16. Mapa de distribuição de *Leptodactylus podicipinus* com valores de frequência relativa e gráfico com a variável de maior importância relativa para essa espécie em relação a sua frequência relativa.