UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

KAUÃ DA SILVA DUARTE

EFEITOS DA DESCONEXÃO DE HABITAT NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ANFÍBIOS ANUROS (AMPHIBIA: ANURA) NA MATA ATLÂNTICA

Rio Claro
2015

KAUÃ DA SILVA DUARTE

EFEITOS DA DESCONEXÃO DE HABITAT NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ANFÍBIOS ANUROS (AMPHIBIA: ANURA) NA MATA ATLÂNTICA

Orientador: MILTON CEZAR RIBEIRO

Coorientador: BERNARDO BRANDÃO NIEBUHR DOS SANTOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de bacharel e licenciado em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2015

597.6 Duarte, Kauã
D812e Efeitos da desconexão de habitat na diversidade funcional de anfíbios anuros (Amphibia: Anura) na Mata Atlântica / Duarte, Kauã. - Rio Claro, 2015
53 f. : il., figs., tabs.

Trabalho de conclusão de curso (Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientador: Bernardo Brandão Niebuhr Dos Santos

1. Anfíbio. 2. Fragmentação de habitat. 3. Rã. 4. Perereca. 5. Sapo. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico este trabalho a minha mãe, Daniele, por todo o apoio e amor incondicional pelos filhos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi fruto da ajuda direta ou indireta de muita gente, por isso já me desculpo por quem possa vir a esquecer, e, para evitar isso, tentarei fazer os agradecimentos de forma mais generalizada.

Primeiramente gostaria de agradecer minha família, por todo o apoio que tive desde meu primeiro despertar de interesse pelo meio ambiente no quintal da Tata, até meu caminho traçado pela universidade longe de casa.

Agradeço ao Bernardo, por toda ajuda, paciência e ensinamentos proporcionados ao longo da orientação, e por conseguir tornar estatística algo bem mais compreensível para mim, além de ser uma pessoa incrível pela qual criei muita estima.

Ao Miltinho, não somente pela orientação, mas por sempre acreditar neste trabalho e por me fazer recuperar a fé no mundo acadêmico, como um exemplo de profissional a se seguir.

Devo agradecer a todos os amigos que fiz aqui em Rio Claro e constituíram uma nova família para mim. Agradeço principalmente meus companheiros de república por me propiciarem um ambiente onde eu me sinto verdadeiramente em casa. Ao Marcha, por ser o melhor companheiro que eu poderia querer, sempre do meu lado, me ajudando, me confortando e me alimentando, sem perder a paciência mesmo nos dias mais difíceis. Aos meus companheiros do CBN09, que me ensinaram muito mais do que eu podia esperar de uma sala à primeira vista tão estranha. Agradeço ainda ao pessoal de todas as repúblicas que me receberam e que compartilharam suas casas para muitas conversas, discussões, desconstruções e, claro, festas. Em especial as repúblicas Calabouço e Vacalhada, que nos meus primeiros anos me permitiram sobreviver à faculdade morando sozinho. Agradeço também aos amigos que a cidade me proporcionou, Tiago e Alex, por toda a amizade e apoio que me ajudam a manter a sanidade.

Agradeço também os amigos que me acompanham já desde antes da universidade, em especial o Guilherme, que já é praticamente um familiar, a Ana Laura, que mostra que o carinho e a estima por alguém podem aumentar mesmo com a distância constante.

Agradeço ainda a Belú, por essa amizade que surgiu de maneira inusitada e já dura 10 anos, e por ser aquela pessoa que eu sei que sempre poderei contar, como pude até hoje.

A todo o pessoal do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), por me proporcionarem o melhor ambiente de trabalho que poderia desejar. Agradecimentos especiais ao Maurício, por toda a ajuda e infinitas conversas e sugestões; ao John por todo o auxílio com os mapeamentos e sugestões dadas; a Júlia Assis pelas conversas, ajudas, revisões e caronas; a Renata, Milene, Mitra, Camila, Patrícia, Julia Oshima e Cláudia pelas conversas e por sempre estarem dispostas a ajudar, e a Paula, pela sua revisão deste trabalho.

A todos que participaram dos grupos de espaços de organização e formação fora da sala de aula. Companheiros de CAB, Coletivo, GTP e comissões diversas, que garantiram que eu crescesse muito não somente como profissional, mas também como pessoa, e passasse a ver o mundo com novos olhos. Agradeço também a todo o pessoal da CF13, que me trouxe, além de intermináveis reuniões na madrugada, muitas experiências incríveis e amizades que guardarei para toda a vida.

Ao pessoal do Laboratório de Herpetologia da UNESP de Rio Claro, em especial o professor Célio Haddad pela ajuda e fornecimento de seu livro para o LEEC, e ao Pedrão e o Callithrix por me ajudarem com as informações relacionadas à biologia dos anfíbios.

Por fim, a todos meus companheiros caninos, que ainda estão comigo ou já se foram, por todo o amor dado e recebido.

“Gosto de ser homem, de ser gente, porque sei que a minha passagem pelo mundo não é predeterminada, preestabelecida. Que o meu “destino” não é um dado mas algo que precisa ser feito e de cuja responsabilidade não posso me eximir. Gosto de ser gente porque a História em que me faço com os outros e de cuja feitura tomo parte é um tempo de possibilidades e não de determinismo.

(FREIRE, 1996, p. 58)

RESUMO

As populações de anfíbios vêm mundialmente sofrendo declínios gerados pela degradação, perda, fragmentação e desconexão de habitat. Com a perda e a fragmentação de habitat nas paisagens pode ocorrer a separação entre o habitat dos anuros adultos e os sítios reprodutivos, obrigando os indivíduos a se deslocarem pela matriz durante a época reprodutiva. Assim, essa desconexão de habitat, por aumentar a chance de extinção de anfíbios com desenvolvimento larval aquático, atua como um filtro na seleção das espécies e pode ter grande influência na riqueza de espécies e na estrutura das comunidades. O uso de medidas de diversidade funcional nos permite considerar as identidades e características de cada espécie no entendimento dos efeitos destes processos de fragmentação. O objetivo deste estudo foi estimar os efeitos da desconexão de habitat, bem como da perda de habitat na paisagem, sobre a diversidade funcional (DF) e riqueza de espécies (S) de anfíbios anuros. A partir de um banco de dados de levantamentos de anuros na Mata Atlântica foram selecionadas 26 paisagens, para as quais foram obtidas informações de DF e S, além de se calcular os índices de paisagem em múltiplas escalas. Para o cálculo da DF foram considerados caracteres com base em suas influências no uso e persistência da espécie na paisagem. Os mapeamentos de remanescentes florestais e hidrografias foram refinados e utilizados para os cálculos das métricas de paisagens. Para relacionar DF e S (variáveis resposta) às variáveis de paisagem (variáveis explanatórias), utilizou-se uma abordagem de seleção de modelos, ajustando modelos lineares generalizados (GLMs) e fazendo sua seleção por AICc. Comparou-se um modelo de ausência de efeito e modelos com efeito da desconexão, porcentagem e conectividade de habitat na paisagem e de seu efeito conjunto. Os modelos mais plausíveis para a riqueza geral foram os da soma e interação entre os efeitos da desconexão de habitat para a escala de 7,5 km. Para os anuros com desenvolvimento terrestre, a porcentagem de habitat foi a única variável explanatória plausível, na escala de 5 km, enquanto para os anuros com larvas aquáticas tanto este modelo, nas maiores escalas, quanto o modelo da soma entre a porcentagem de habitat e a desconexão de habitat foram considerados plausíveis. Para a DF, os modelos de porcentagem de habitat nas escalas maiores foram os modelos mais plausíveis quando consideramos toda a comunidade de anuros, e estes modelos juntamente com o modelo da soma entre porcentagem e desconexão de habitat quando consideramos somente os com fase larval aquática. Para os anuros com desenvolvimento terrestre não foi possível afirmar um efeito da paisagem na DF. Sendo assim, tanto a desconexão quanto a quantidade de habitat na paisagem se mostraram importantes fatores complementares para explicar a persistência de espécies de anfíbios anuros e de suas características em paisagens fragmentadas. Este estudo ressalta ainda a importância de se considerar escalas mais amplas (p.ex. >5 km) no entendimento dos efeitos das alterações das paisagens sobre a manutenção da biodiversidade, mesmo para organismos considerados de baixa mobilidade, como é o caso dos anfíbios.

Palavras-chave: desconexão de habitat, diversidade funcional, fragmentação de habitat

ABSTRACT

Amphibian populations worldwide have been suffering declines generated by habitat degradation, loss, fragmentation and habitat split. With habitat loss and fragmentation in the landscape comes habitat split, which is the separation between the adult anuran habitat and breeding sites, forcing individuals to move through matrix during breeding seasons. Thus, habitat split increases the chance of extinction of amphibians with aquatic larval development and acts as a filter in the selection of species having great influence on species richness and community structure. The use of functional diversity allows us to consider the identity and characteristics of each species to understand the effects of fragmentation processes. The objective of this study was to estimate the effects of habitat split, as well as habitat loss in the landscape, on amphibians functional diversity (FD) and species richness (S). We selected 26 landscapes from a database with anuran surveys of Brazilian Atlantic Forest. For each landscape we calculated DF, S and landscape metrics at multiple scales. To calculate the DF we considered traits that influenced species use and persistence in the landscape. We refined maps of forest remnants and water bodies for metrics calculation. To relate DF and S (response variables) to landscape variables (explanatory variables), we used a model selection approach, fitting generalized linear models (GLMS) and making your selection with AICc. We compared the effect of model absence and models with habitat split, habitat amount and habitat connectivity effects, as well as their interaction. The most plausible models for S were the sum and interaction between habitat split in 7.5 km scale. For anurans with terrestrial development, habitat amount was the only plausible explanatory variable, in the 5 km scale. For anurans with aquatic larvae habitat amount in larger scales and the addition of habitat amount and habitat split were plausible models. For the DF, habitat amount in larger scales were the most plausible models when all the anuran community was considered. For those with aquatic larval stage, the same models along with the addition of habitat amount and habitat split model were plausible. For anurans with terrestrial development there was no effect according to model selection. Thus, both habitat split and habitat amount in the landscape are very important and complementary factors to explain the persistence of amphibians in fragmented landscapes. This study also highlights the importance of considering broader scales (e.g. > 5 km) in understanding the effects of landscape change on the maintenance of biodiversity, even for organisms considered of low mobility, such as amphibians.

Keywords: habitat split, functional diversity, habitat loss

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 10

2 OBJETIVOS 14

3 MATERIAL E MÉTODOS 15

3.1 Área de estudo 15

3.2 Seleção de paisagens 16

3.2.1 Elaboração do banco de dados 16

3.2.2 Seleção de levantamentos 17

3.3 Métricas das paisagens 19

3.3.1 Mapeamento das paisagens 19

3.3.2 Métricas das paisagens 19

3.4 Diversidade funcional 20

3.4.1 Seleção de caracteres 20

3.5 Análise dos dados 22

4 RESULTADOS 24

4.1 Descrição das paisagens 24

4.2 Influência da paisagem sobre os anfíbios 25

4.2.1 Riqueza 25

4.2.2 Diversidade Funcional 27

4.3 Desenvolvimento terrestre Vs. Larvas aquáticas 29

4.3.1 Riqueza 30

4.3.2 Diversidade Funcional 34

5 DISCUSSÃO 38

6 CONCLUSÃO 42

REFERÊNCIAS 43

APÊNDICE A – LEVANTAMENTOS DE ANFÍBIOS DA MATA ATLÂNTICA SELECIONADOS 48

APÊNDICE B – CORRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS EXPLANATÓRIAS.....50
APÊNDICE C – CORRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS EXPLANATÓRIAS 51

1 INTRODUÇÃO

O aumento da extensão e da intensidade da ocupação antrópica, em especial por meio de atividades agropecuárias, trouxeram muitas transformações para os habitats florestais, anteriormente grandes e contínuos, mas agora cada vez mais reduzidos em fragmentos menores e isolados entre si (WILCOVE et al., 1986). Tais modificações na paisagem geram dois processos comumente relacionados, porém com efeitos distintos: a perda e a fragmentação de habitat.

A perda de habitat consiste na diminuição da área total de um habitat, independente do seu grau de divisão. Entre seus efeitos negativos na biodiversidade de uma determinada paisagem estão: reduzir potencialmente a diversidade genética e a riqueza de espécies nativas, afetar negativamente a taxa de crescimento das populações, reduzir o comprimento da cadeia trófica, alterar as interações entre as espécies, reduzir o número de espécies especialistas de porte grande, além de afetar negativamente também o sucesso reprodutivo e de dispersão e as taxas de predação e de forrageamento (FAHRIG, 2003).

A fragmentação *per se, sensu* Fahrig (2003), por sua vez, envolve mudanças na estrutura da paisagem e ocorre quando uma área de habitat contínua é reduzida a fragmentos de área menor, isolados entre si por uma matriz de habitat diferente do original e mudando suas propriedades (WILCOVE et al., 1986). A fragmentação pode trazer consequências negativas para a biodiversidade por reduzir o tamanho e chance de persistência de populações que tenham dificuldade em se movimentar pela matriz, ficando restritas a pequenos fragmentos (FAHRIG, 2003). Esse aumento no isolamento entre os fragmentos pode gerar também uma redução no fluxo gênico, gerando acúmulo de mutações deletérias que reduzam a sobrevivência dos indivíduos e, consequentemente, aumentem as chances de extinções locais (COUVET, 2002). Outra importante consequência da fragmentação é o aumento do efeito de borda: paisagens mais fragmentadas apresentam maior área de borda por área de fragmento, podendo causar alterações nas condições bióticas e abióticas dos fragmentos, modificando a estrutura e composição de espécies próximas à área de contato com a matriz (MURCIA, 1995; FAHRIG, 2003). Em paisagens mais fragmentadas, o tempo gasto pelos organismos na matriz é geralmente maior, o que pode aumentar a taxa de mortalidade e reduzir a taxa de reprodução de uma população (FAHRIG, 2002).

Anfíbios são altamente sensíveis a mudanças no habitat por possuírem a pele altamente permeável, o que os torna mais suscetíveis à dessecação e a efeitos de poluentes, e por serem organismos de baixa vagilidade e apresentarem formas restritas de locomoção (ROTHERMEL, 2004; CUSHMAN, 2006; HARPER; RITTENHOUSE; SEMLITSCH, 2008). Além disso, são sensíveis por possuírem alta dependência de microhabitats para reprodução e, na maioria das vezes, possuírem um ciclo de vida bifásico, dependendo de um ambiente aquático e de um ambiente terrestre em diferentes fases da vida (DUELLMAN; TRUEB, 1994; HADDAD; PRADO, 2005).

Em paisagens fragmentadas, anfíbios que dependem de ambientes aquáticos em algum momento de sua vida estão sujeitos ainda a um padrão de alteração na paisagem denominado desconexão de habitats, em que ocorre a separação entre o sítio reprodutivo aquático e o fragmento florestal onde vivem (BECKER et al., 2007). Com isso, os adultos são obrigados a abandonar seus habitats na época reprodutiva em busca de corpos d'água e, após a reprodução, adultos e juvenis precisam localizar e retornar aos fragmentos florestais. Para isso, os anfíbios precisam se deslocar através da matriz, com diferentes condições ambientais, em que poderão estar mais sujeitos à predação, desidratação, contato com agroquímicos e poluentes e ter um alto custo fisiológico. (MAZZEROLE; DESROCHERS, 2005; BECKER et al., 2007). Esse risco pode ser ainda maior para os indivíduos recém-metamorfoseados, que podem apresentar uma área de percepção limitada que os impede de detectar áreas florestais a poucos metros de distância, ficando desorientados em habitats não florestais e, consequentemente, tendo menos chances de encontrar o habitat adequado (ROTHERMEL, 2005; MAZZEROLE; DESROCHERS, 2005). Além disso, indivíduos juvenis apresentam maior propensão à desidratação devido ao seu tamanho corporal reduzido em relação ao adulto (SPIGHT, 1968), o que diminui suas chances de sobrevivência ao cruzar uma matriz não florestal.

Estudos sugerem que o aumento da distância de desconexão de habitat, definida como a distância entre os habitats florestal e aquático, afetam negativamente a abundância e riqueza de espécies de anuros (FONSECA et al. 2013, LION et al. 2014). Paisagens com um alto grau de desconexão de habitat tendem a apresentar uma menor proporção de espécies de anfíbios com fase larval aquática, apesar de isso não ser uma tendência para anfíbios com desenvolvimento

terrestre, que não dependem da presença de corpos d'água para a reprodução (BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010).

Os girinos, como é chamada a fase larval dos anuros, apresentam grande importância para os ecossistemas aquáticos, tendo papel fundamental na dinâmica das teias tróficas e no fluxo de energia nestes ambientes, influenciando na produção primária, no ciclo de nutrientes, no controle das populações de invertebrados e na decomposição de serapilheira, podendo até mesmo mudar a estrutura do habitat em função de seus comportamentos de forrageamento (WHILES et al., 2006; FLECKER et al., 1999; RANVESTEL et al., 2004). A redução das populações e a extinção local desses organismos pode comprometer toda a fauna associada a riachos, e comprometer uma importante ligação entre os habitats aquáticos e terrestres, trazendo impactos para ambos os ecossistemas (MALLORY; RICHARDSON, 2005; WHILES et al., 2006;).

As populações de anfíbios vêm sofrendo declínios mundiais alarmantes, causados em grande parte pela perda, fragmentação e desconexão de seus habitats (ALFORD; RICHARDS, 1999; STUART ET AL., 2004; BEEBEE; GRIFFITHS, 2005; BECKER et al., 2007). Esse declínio tem se tornado ainda mais crítico nos últimos anos e estima-se que atualmente um a cada três anfíbios está em risco de extinção, tornando o grupo mais ameaçado que mamíferos e aves (IUCN, 2013; YOUNG et al., 2004). Dentre os anfíbios, aqueles com reprodução associada a riachos apresentam maiores chances de desaparecerem do que aqueles com desenvolvimento terrestre, principalmente devido aos efeitos da desconexão de habitat na paisagem (LIPS et al., 2003, BECKER et al. 2010).

Os efeitos de mudanças estruturais no habitat em anfíbios ainda são pouco documentados em regiões neotropicais, apesar do maior número de espécies ameaçadas presentes nessas áreas (IUCN, 2013; YOUNG et al., 2004). O Bioma Mata Atlântica, com 543 espécies de anfíbios conhecidos para essa formação, das quais 472 (88%) são endêmicas (HADDAD et al., 2013), apresenta hoje somente entre 11,4% e 16% de sua extensão original de floresta e mais de 80% desses fragmentos possuem menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Nesse contexto, a compreensão de padrões de mudança das paisagens é de fundamental importância para compreender como esse táxon é afetado por tais padrões, bem como para a proteção e conservação dessas espécies.

Uma das maneiras mais simples de se estimar o efeito da desconexão de habitats sobre a biodiversidade de comunidades de anfíbios é analisar como o número de espécies de um grupo responde a essa desconexão. Entretanto, ao se considerar somente os números de espécies, espécies com características muito distintas podem estar sendo consideradas como similares no processo, o que não é o caso dos anfíbios. Uma das alternativas para isso seria o uso de medidas de diversidade funcional, que levam em consideração aspectos como o modo de vida e reprodução, a mobilidade e outros caracteres das diferentes espécies (PETCHEY; GASTON, 2002; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Dessa maneira, tentar entender como padrões de mudança na paisagem influenciam a diversidade funcional de anfíbios é essencial para compreender de maneira mais processual a que elementos da paisagem está relacionada a redução na diversidade de anfíbios, bem como quais caracteres são importantes para sua manutenção.

2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste estudo foi estimar os efeitos da desconexão de habitat (DH), bem como da perda e fragmentação de habitat na paisagem, sobre a diversidade funcional (DF) e riqueza de espécies (S) de anfíbios anuros. Para tanto, foram definidos os objetivos específicos:

1. Identificar qual variável da paisagem (desconexão de habitat, quantidade de habitat, conectividade) influencia mais fortemente S e DF em diferentes escalas;

2. Identificar em qual escala o efeito das variáveis da paisagem sobre S e DF tem maior influência.

3. Identificar como anuros com desenvolvimento terrestre e anuros com desenvolvimento larval aquático separadamente respondem aos efeitos das variáveis da paisagem.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em diferentes regiões do Bioma da Mata Atlântica. Antes da chegada dos europeus, a Mata Atlântica cobria cerca de 150 milhões de ha e estendia-se desde as latitudes 3° S a 31° S, e longitudes 35° W a 60° W, sendo que 92% da distribuição original está localizada na costa brasileira (Figura 1; RIBEIRO *et al.*, 2009). Esse bioma é composto por dois tipos principais de vegetação: a floresta costeira ou Floresta Ombrófila Densa e a floresta tropical sazonal ou Floresta Estacional Semidecídua (MORELLATO; HADDAD, 2000; HADDAD et al., 2013). Além dessas formações florestais, também estão inseridos nesse bioma os ecossistemas de ilhas oceânicas, praias, costões rochosos, dunas e restingas, manguezais e marismas (pântano formado pela água do mar), e campos ou brejos de altitude (HADDAD et al., 2013).

A precipitação média anual na Mata Atlântica é de 1.277 mm (ANA 2006) com a estação chuvosa começando em novembro e atingindo seu pico de precipitação mensal em janeiro (230,4 mm) e terminando em março. Durante o restante do ano, a precipitação não ultrapassa 100 mm, sendo agosto o mês mais seco, com precipitação média mensal de 27,1 mm (ANA 2006). A temperatura média anual é 20 °C, com o mês mais frio sendo julho, com média de 12º C, e o mês com temperaturas mais altas fevereiro, com média de 27º C (RADAMBRASIL, 1983).

O bioma é considerado um importante *hotspot* para a conservação de biodiversidade, apresenta mais de 20.000 espécies de plantas vasculares e 2.000 espécies de vertebrados, sendo que cerca de 40% destas espécies são encontradas somente neste bioma (MYERS et al., 2000; HADDAD et al., 2013). Para os anfíbios a taxa de endemismo é ainda mais alta, chegando a quase 90% das 543 espécies presentes na Mata Atlântica (HADDAD et al., 2013).

Entretanto, desde a colonização do território brasileiro, iniciada a partir da costa, onde está localizada a Mata Atlântica, este bioma foi reduzido a somente cerca de 11,4% a 16% de sua extensão original (RIBEIRO *et al.*, 2009). Essa diminuição na extensão, causada principalmente pela extração de madeira, atividades agropecuárias e urbanização (HADDAD et al, 2013), fez com que atualmente 83,4% de seus remanescentes apresentem menos de 50 hectares

(RIBEIRO et al., 2009). Em torno de 10% dos remanescentes florestais (~2% da distribuição original) encontra-se em áreas protegidas ou unidades de conservação, mas que ainda são insuficientes para garantir a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (RIBEIRO et al. 2009; HADDAD et al., 2013).

3.2 Seleção de paisagens

Para a seleção das paisagens amostrais, foi elaborado um banco de dados de levantamentos de anuros da Mata Atlântica, seguido por uma seleção de levantamentos com metodologia e esforço amostral satisfatórios.

3.2.1 Elaboração do banco de dados

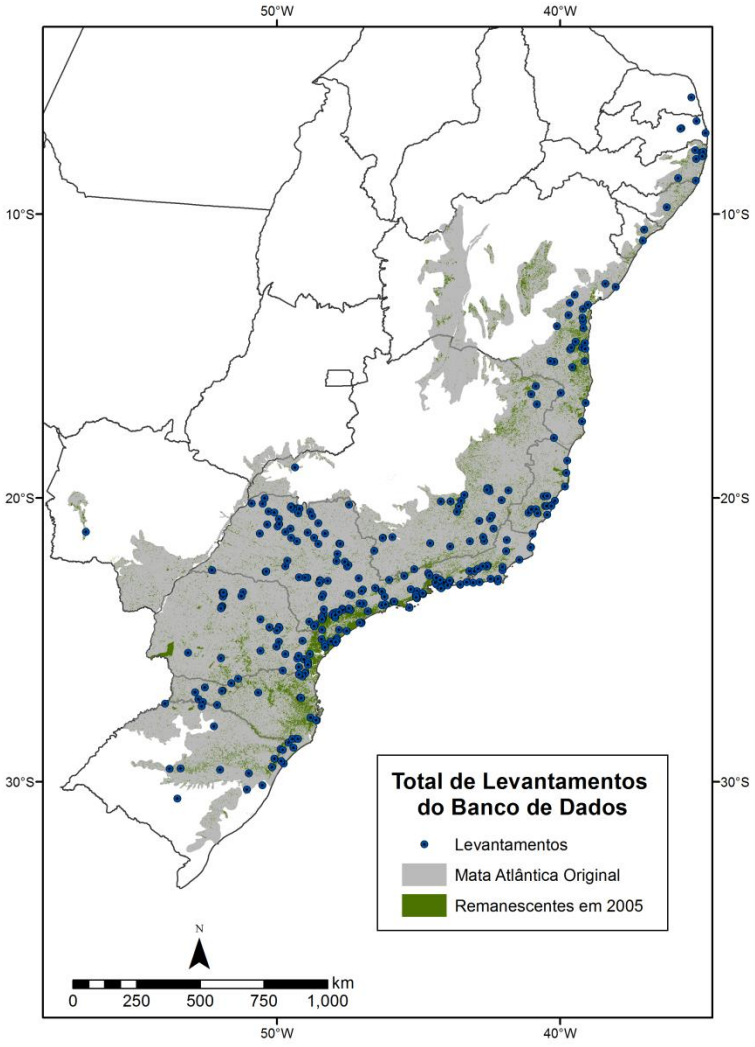
Para a elaboração do banco de dados dos levantamentos da anurofauna da Mata Atlântica foi feito uma busca e seleção de artigos, dissertações e teses que fizeram menção a levantamento da anurofauna na Mata Atlântica.

A busca dos artigos se deu através de bases de dados como a Web of Science, Scopus, Scielo e Google Acadêmico, sendo que o assunto da busca foi “Amphibian* Atlantic Forest” e “Anuran* Atlantic Forest”. Já a busca de dissertações e teses foi realizada através do Google Acadêmico e de bases de busca de bibliotecas de diversas universidades. A seleção dos trabalhos se restringiu aos que fizeram menção a levantamentos da comunidade de anfíbios, porém trabalhos em que houve apenas o estudo de uma espécie, como por exemplo, de sua história natural ou distribuição geográfica, foram dispensados.

O banco de dados foi estruturado em uma planilha eletrônica e apresenta os seguintes dados de cada levantamento: código numérico (que identifica cada estudo), tipo de material, autor das coletas, método de amostragem, esforço amostral, habitat amostrado, data de início e fim das coletas, coordenadas geográficas (latitude e longitude), precisão da coordenada e o nome das espécies registradas. Este banco de dados foi realizado em parceria com o bolsista FAPESP Maurício Humberto Vancine, que desenvolveu o projeto intitulado "Efeito da fragmentação sobre a persistência de anfíbios anuros (Amphibia: Anura) na Mata Atlântica" (Processo FAPESP 2013/02883-7).

O banco de dados ao final contemplou 223 levantamentos, com 331 pontos de amostragem distribuídos pelo bioma Mata Atlântica (Figura 1), uma vez que em muitos trabalhos (31 ou ~15%) houve levantamentos em mais de um local; e um total de 7.718 espécimes de anfíbios levantados.

Figura 1 – Distribuição de todos os levantamentos de anfíbios encontrados para o Bioma da Mata Atlântica (Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS-84).



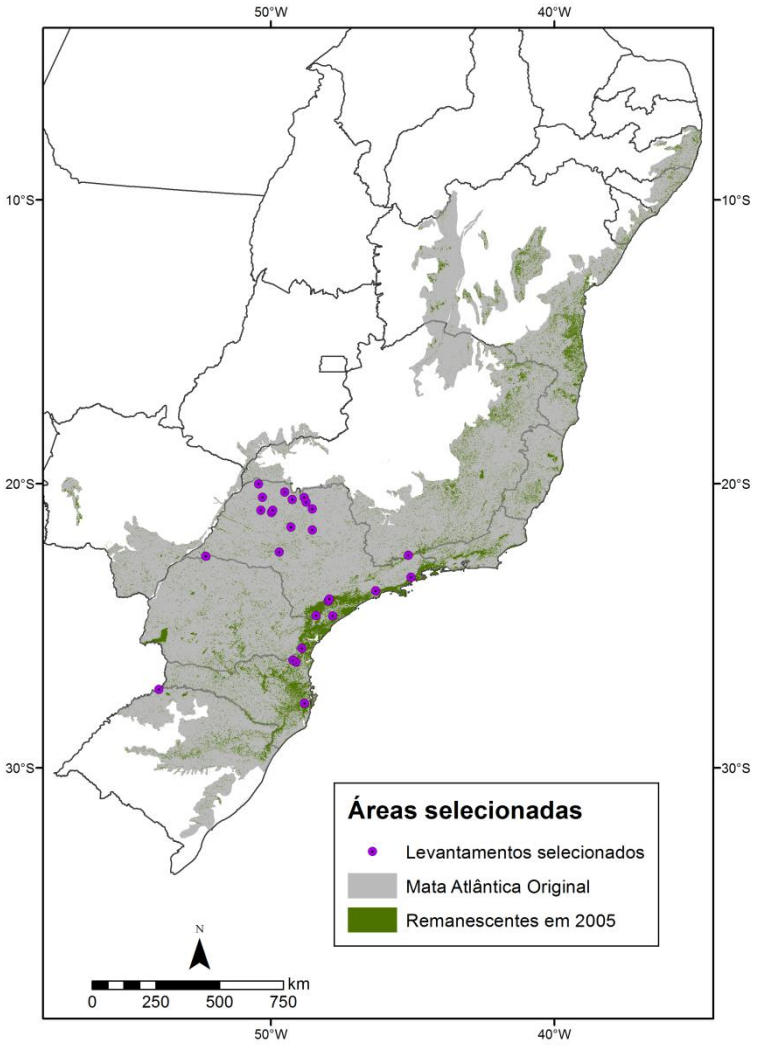
Fonte: elaborado pelo próprio autor.

3.2.2 Seleção de levantamentos

A partir do banco de dados, foram selecionados 26 levantamentos (Tabela A1, Apêndice A) que cumprissem os seguintes critérios: (1) usassem mais de um

método de levantamento, envolvendo obrigatoriamente busca ativa e captura por armadilha de interceptação e queda; (2) abrangessem tanto a estação chuvosa quanto a seca; (3) tivessem sido realizados há menos de quinze anos; (4) apresentassem coordenadas precisas do local de amostragem; e (5) fossem realizados a uma distância mínima de oito quilômetros do mar, pois o mar foi considerado uma barreira impenetrável para os anuros e por esse motivo poderia influenciar os resultados, devido à abordagem de paisagens. A distribuição dos levantamentos selecionados pode ser visto na Figura 2.

Figura 2 – Distribuição dos levantamentos de anfíbios encontrados para o Bioma da Mata Atlântica selecionados para o presente estudo (Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS-84).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Espécies identificadas somente em nível de gênero ou com identificações incertas não foram consideradas para este estudo. A nomenclatura das espécies foi atualizada de acordo com Frost (2014).

3.3 Métricas das paisagens

Para cada levantamento de espécies selecionado, foi considerado o ponto geográfico do local de amostragem ou um ponto médio no caso dos estudos em que a amostragem aconteceu em mais de um local na paisagem. As paisagens foram definidas como círculos ao redor de cada um destes pontos centrais, com raios de 1 km, 2,5 km, 5 km e 7,5 km. Sendo assim, foram estabelecidas paisagens em quatro escalas para cada levantamento, que foram então mapeadas para a obtenção das métricas das paisagens.

3.3.1 Mapeamento das paisagens

Para a classificação da cobertura vegetal nas paisagens foi utilizado o mapa de remanescentes da Mata Atlântica produzido pelo SOS Mata Atlântica/INPE (2008), referente ao ano de 2005. Os dados de hidrografia foram obtidos do mapeamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, da carta 1:250:000 para todo o Brasil (IBGE, 2015), o qual serviu apenas como apoio para a etapa seguinte de refinamento. Ambos os mapas foram refinados nas áreas de cada paisagem de acordo com imagens de satélite do software ArcMap (Basemaps Imagery). Após o refinamento, foi mapeada uma área de influência dos corpos d'água, definido em 30 metros de raio em torno de cada corpo d'água.

3.3.2 Métricas das paisagens

As seguinte métricas foram calculadas para cada uma das paisagens: desconexão de habitat, porcentagem de habitat e conectividade estrutural da paisagem. A desconexão de habitat (DH), modificada de Becker *et al*. (2007), foi considerada como a porcentagem da área de influência dos rios que não se sobrepõe à cobertura florestal. A porcentagem de habitat (%HAB) foi calculada como o somatório da área total de cobertura florestal dentro da paisagem, dividido pela

área da paisagem. Conectividade estrutural (CONEST) foi obtida a partir da média das distâncias ao vizinho mais próximo para cada fragmento dentro da paisagem definida pelas diversas escalas acima. Todas as métricas foram obtidas com auxílio dos softwares ArcGis v. 10.2.1 (ESRI, 2014) e V-LATE (LANG, S., TIEDE, D.,2003),

Por serem variáveis muito correlacionadas (Figura B1, Apêndice B) para obter os efeitos da desconexão de habitat que não são relacionados com a porcentagem de habitat na paisagem, foi gerado um modelo linear entre estas variáveis e foram extraídos os resíduos deste ajuste. Utilizamos o teste Shapiro-Wilk, para avaliar se os resíduos estavam normalmente distribuídos, sendo aceita a hipótese de que os resíduos não diferem da normal (w = 0,9429, p-value = 0,1577). Portanto, deste ponto em diante, a desconexão de habitat (DH) será considerada neste trabalho como o resíduo da desconexão de habitat, excluído o efeito da porcentagem de habitat na paisagem.

3.4 Diversidade funcional

O cálculo da diversidade funcional foi feito como proposto por Petchey e Gaston (2002), no qual se parte de uma tabela caracteres de espécies para se calcular uma matriz de dissimilaridade entre espécies. A partir dessa matriz, se produz um dendrograma baseado em um conjunto de características de cada espécie em todas as comunidades ecológicas estudadas e, a partir disso, calcula-se o valor de DF somando o comprimento dos ramos do dendrograma em cada assembleia em particular, presente em cada paisagem. Para o cálculo da dissimilaridade entre espécies, as variáveis categóricas foram transformadas em conjuntos de variáveis binarias, com valores 0 ou 1.

3.4.1 Seleção de caracteres

Para construir a tabela de (espécies x caractere) e calcular a diversidade funcional, foram selecionados os seguintes caracteres, com base em sua influência no uso e persistência da espécie na paisagem: modo reprodutivo, tamanho, período de atividade, habitat preferencial, toxicidade, hábito e sítio de canto. Todas as informações foram tabeladas para cada uma das espécies de anuros encontradas

nos levantamentos selecionados. As classificações dos caracteres e a obtenção dos atributos de cada espécie foram retiradas de Haddad et al. (2013):

- Os modos reprodutivos são conjuntos de características reprodutivas que incluem local de oviposição, características dos ovos e da desova, duração do desenvolvimento, estágio e tamanho do indivíduo ao sair do ovo, e cuidado parental, quando há (SALTHE; DUELLMAN, 1973; HADDAD; PRADO, 2005). Para este estudo, os modos reprodutivos foram classificados em três categorias, relacionadas ao uso de corpos d'água na paisagem: modos reprodutivos que dependem de ambientes lóticos (rios, riachos e corredeiras), modos reprodutivos que dependem de ambientes lênticos (poças e lagos) e modos reprodutivos nos quais as espécies não dependem de corpo d'água para concluir seu desenvolvimento (se desenvolvem na serrapilheira, no solo, em água acumulada na vegetação ou em cavidades de troncos e bambus). Algumas espécies foram classificadas em mais de uma categoria por poderem utilizar tanto ambientes lóticos quanto ambientes lênticos.
- O tamanho das espécies foi baseado no comprimento rostro-cloacal (CRC) médio do macho adulto, medido em milímetros, classificados em pequeno (menor que 3 cm), médio (entre 3 cm e 10 cm) e grande (maior que 10 cm);
- O período de atividade se refere ao período do dia em que as espécies se encontram ativas, seja para se locomover, alimentar ou vocalizar. Com base nisso, as espécies foram agrupadas em noturna, diurna ou ambas;
- O habitat preferencial refere-se à cobertura vegetal da área de vida das espécies em seu estágio adulto, divididos em área aberta, área florestal ou ambas;
- A toxicidade se refere ao potencial tóxico das espécies, classificados em venenoso, impalatável ou com odor ruim, ou não venenoso;
- O hábito indica o modo de vida das espécies e onde estas geralmente são encontradas. As espécies amostradas foram classificadas entre os hábitos arborícola, aquático, semi-aquático, terrícola, fossorial, criptozóico e reofílico;

- O sítio de canto se refere ao local na paisagem em que os machos geralmente vocalizam. Neste estudo, os sítios de canto foram divididos em: bambuzal, grutas e tocas, riacho, brejo e lago;

Para o calcula da dissimilaridade entre espécies e posterior cálculo da DF, todos os caracteres receberam o mesmo peso, que foi dividido pelo número de atributos apresentados. Assim, por exemplo, os caracteres período de atividade e sitio de canto receberam o mesmo peso; entretanto, pelo sítio de canto possuir mais atributos, esse peso foi dividido e a cada atributo individual foi designado um peso menor que aos atributos do caractere período de atividade.

3.5 Análise dos dados

Para a análise dos dados, foram gerados modelos lineares generalizados (GLMs) relacionando S e DF (variáveis respostas) às variáveis de paisagem (variáveis explanatórias): desconexão de habitat (DH), porcentagem de habitat (%HAB) e conectividade estrutural (CONEST). Em cada escala, para cada uma das variáveis respostas, foi gerado um modelo nulo, modelos univariados considerando cada uma das variáveis explanatórias isoladas e modelos multivariados aditivos e com interação entre as variáveis %HAB e DH. Para a variável resposta diversidade funcional os GLMs foram gerados com distribuição Gaussiana, enquanto para a riqueza de espécies foi utilizada a distribuição de Poisson, por considerarmos que a riqueza só assume valores inteiros positivos.

Além disso, as espécies foram divididas em dois grupos: espécies com desenvolvimento terrestre (inclusas aqui as espécies que se reproduzem em água acumulada em vegetação terrestre, como bromélias e bambus) e espécies com desenvolvimento larval aquático (ambientes de água corrente, água parada permanente e água parada temporária). Para cada um dos dois grupos foram gerados os mesmos modelos mencionados anteriormente. Para o cálculo da diversidade funcional dos anfíbios com desenvolvimento terrestre foram excluídas as áreas em que não houve ocorrência destas espécies (n= 14).

Para a seleção dos modelos mais plausíveis foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), onde modelos com $\Delta AICc < 2$ foram considerados como igualmente plausíveis. O cálculo da diversidade funcional e as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R CORE TEAM, 2014). Para

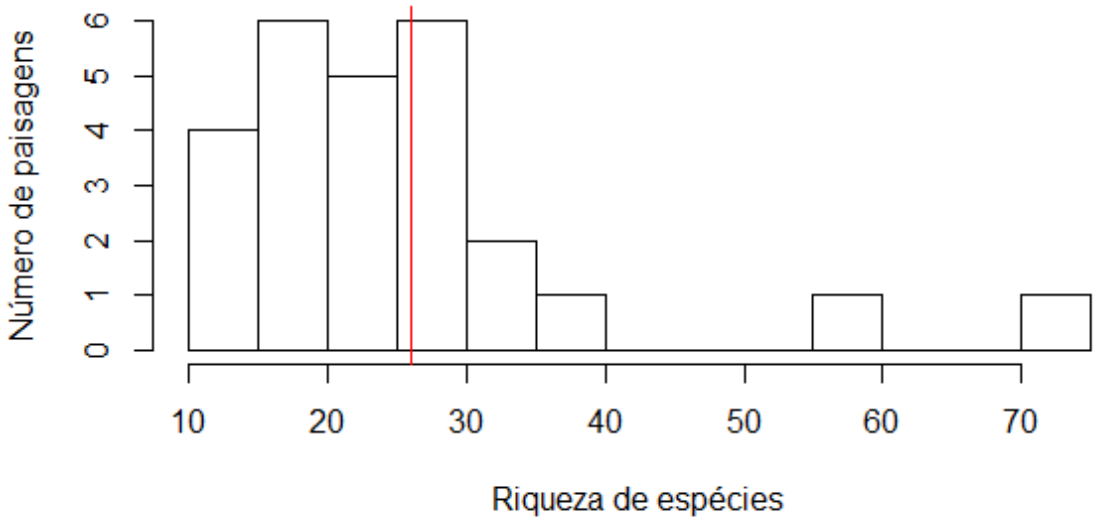
o modelo mais plausível para cada variável resposta, reportou-se os parâmetros do modelo e seu intervalo de plausibilidade, isso é, o intervalo de valores para os parâmetros para o qual ΔAICc permanece menor que 2, em relação à estimativa de máxima verossimilhança. Para todos os modelos Gaussianos, que tinham a DF como variável resposta, a normalidade dos resíduos foi verificada usando testes de Shapiro-Wilk; em todos os casos, a hipótese nula de normalidade não foi rejeitada ($p > 0,05$).

4 RESULTADOS

4.1 Descrição das paisagens

Os levantamentos selecionados apresentaram um total de 175 espécies de anuros, o que corresponde a cerca de 33,08% da diversidade de anuros conhecidos para a Mata Atlântica (HADDAD et al., 2013). Destas, 127 ocorreram em menos de cinco paisagens, e 71 espécies ocorreram em somente uma paisagem. A distribuição de riqueza de espécies está indicada na Figura 3. As paisagens apresentaram de 12 a 72 espécies, com média de 26 e desvio padrão de 13,4 espécies por paisagem.

Figura 3 – Frequência (número de paisagens) da riqueza de espécies anfíbios obtidos a partir da compilação de dados de literatura para 26 paisagens da Mata Atlântica, Brazil. A linha vermelha indica a riqueza média entre as paisagens selecionadas.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Quanto às variáveis explanatórias, as paisagens apresentaram porcentagens de habitat que variaram de 30,82% a 100,00% de habitat na escala mais fina e de 4,05% a 97,45% na escala mais ampla, com médias de 74,73% e 45,60%, respectivamente. Já a desconexão de habitat variou de 0 a 100,00% na escala mais

fina escala, com média de 37,83%, e de 1,46% a 90,34% e média 45,55% na escala mais ampla. A distribuição e correlação entre a porcentagem de habitat e a desconexão de habitat está apresentada na Figura B1 (Apêndice B). A conectividade estrutural apresentou distância média de 93,71 metros na escala mais fina (1km) e 147,97 metros na escala mais ampla (7,5 km).

4.2 Influência da paisagem sobre os anfíbios

4.2.1 Riqueza

Os resultados da seleção de modelos para a variável resposta riqueza considerando as comunidades de anfíbios completas podem ser vistos na Tabela 1, para todas as variáveis explanatórias, nas diferentes escalas.

O modelo mais plausível para a riqueza, dentre todas as variáveis explanatórias e escalas, foi o modelo de soma de efeito de desconexão de habitat e porcentagem de habitat na paisagem, para a escala 7,5 km (Figura 4; wAICc = 0,48, n = 26),], igualmente plausível ao modelo com a interação entre ambas as variáveis, para a mesma escala. Esses ajustes mostram que a porcentagem de habitat apresentou um efeito positivo na riqueza [intercepto: 2,78 (2,63 -2,93); efeito da %HAB: 0,0093 (0,0070 – 0,0116)], enquanto a desconexão de habitat exerceu efeito negativo [efeito de DH: -0.0086 (-0.0159 - -0.0013)].

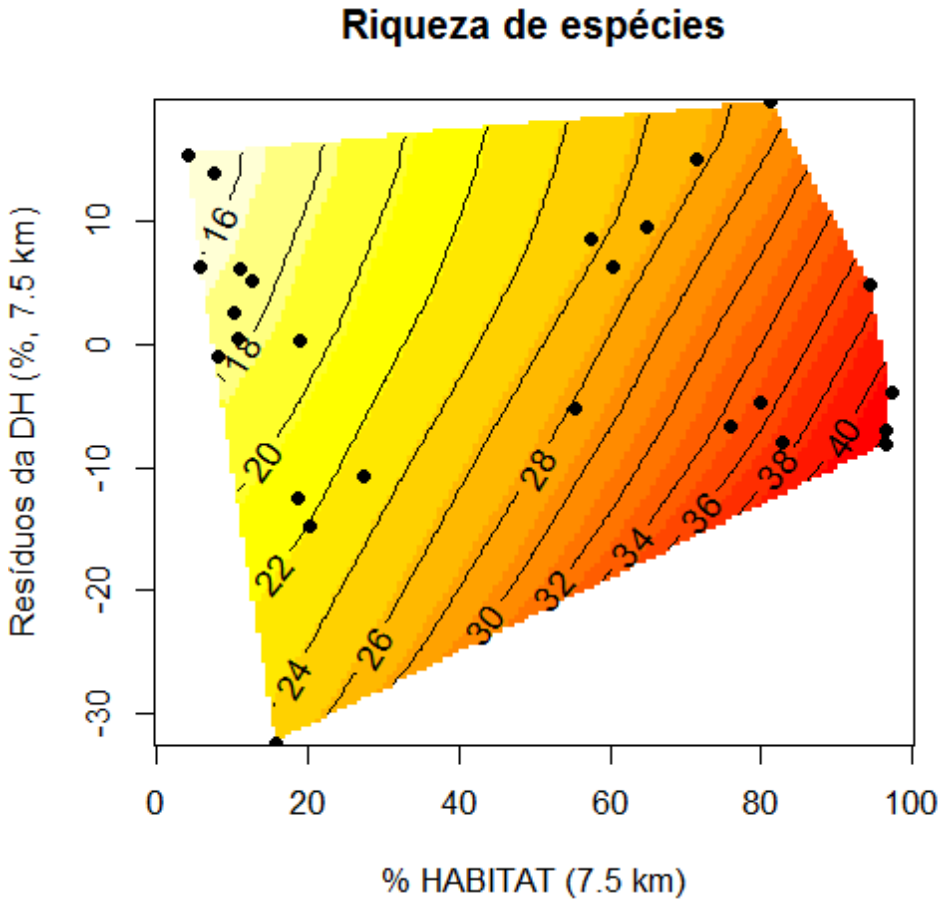
Analisando cada escala individualmente vemos diferenças entre as variáveis explanatórias dos modelos mais plausíveis. Diferentemente da escala de 7,5 km, na qual a soma e a interação entre a porcentagem de habitat e desconexão de habitat foram as principais explanatórias, a porcentagem de habitat é a variável que melhor explica a riqueza para as escalas de 5 km e 2,5 km, em que há uma influência positiva da porcentagem de habitat na riqueza, sendo igualmente plausível aos modelos multivariados na escala de 5 km. Para a escala de 1 km, é a soma da porcentagem de habitat com a desconexão de habitat que compõe o modelo mais plausível.

Tabela 1 – Seleção de modelos para riqueza de espécies com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
DH + %HAB	**7,5 km**	**3**	**0**	**0,479**
DH * %HAB	**7,5 km**	**4**	**1,3**	**0,254**
%HAB	7,5 km	2	3,2	0,098
%HAB	5 km	2	3,6	0,08
DH + %HAB	5 km	3	4,4	0,053
DH * %HAB	5 km	4	5,3	0,033
%HAB	2,5 km	2	11	0,002
DH + %HAB	2,5 km	3	13,5	<0,001
DH * %HAB	2,5 km	4	16	<0,001
CONEST	5 km	2	16,7	<0,001
CONEST	7,5 km	2	23,8	<0,001
CONEST	2,5 km	2	29,4	<0,001
DH + %HAB	1 km	3	32,6	<0,001
DH * %HAB	1 km	4	35,4	<0,001
%HAB	1 km	2	39,2	<0,001
CONEST	1 km	2	40,8	<0,001
DH	1 km	2	62,8	<0,001
DH	7,5 km	2	67	<0,001
NULO	-	1	70	<0,001
DH	5 km	2	71,3	<0,001
DH	2,5 km	2	72,3	<0,001

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Figura 4 – Relação entre a riqueza de espécies, os resíduos da desconexão de habitat na paisagem (Resíduos da DH) e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 7,5 km para o bioma da Mata Atlântica, Brasil. As linhas indicam o número de espécies, e os pontos correspondem às paisagens amostrais.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

4.2.2 Diversidade Funcional

Os resultados da seleção de modelos para a diversidade funcional dos anuros amostrados podem ser vistos na Tabela 2, para todas as variáveis explanatórias, nas diferentes escalas.

Para a diversidade funcional os modelos mais plausíveis foram os da porcentagem de habitat, e houve igual evidência para esse efeito nas escalas de 5 km e 7,5 km (Figura 5, soma de wAICc = 0,71, n = 26). A porcentagem de habitat exerceu uma influência positiva na diversidade funcional de anuros nas paisagens [na escala de 7,5 km – intercepto: 1,74 (1,34 – 2,15); efeito da %HAB: 0,024 (0,017 – 0,032)].

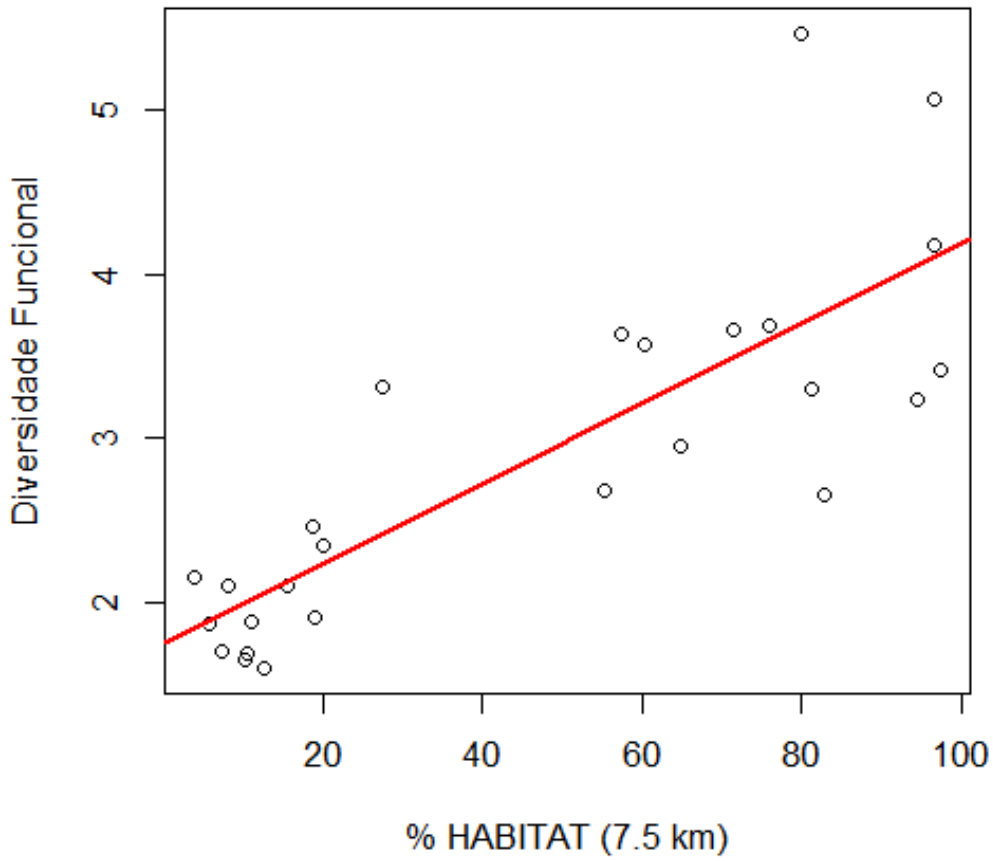
Analisando cada escala individualmente, a porcentagem de habitat foi a melhor variável preditora também para a escala de 2,5 km, enquanto para a escala de 1 km o modelo da porcentagem de habitat foi igualmente plausível ao modelo da soma desta com a desconexão de habitat.

Tabela 2 – Seleção de modelos para a diversidade funcional com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
%HAB	**5 km**	**3**	**0**	**0,3767**
%HAB	**7,5 km**	**3**	**0,2**	**0,3333**
DH + %HAB	7,5 km	4	2,4	0,1108
DH + %HAB	5 km	4	2,8	0,0931
%HAB	2,5 km	3	5,3	0,0269
DH * %HAB	7,5 km	5	5,4	0,0251
DH * %HAB	5 km	5	5,9	0,0201
DH + %HAB	2,5 km	4	8,1	0,0066
CONEST	7,5 km	3	9,7	0,0029
DH * %HAB	2,5 km	5	10,4	0,002
CONEST	5 km	3	10,4	0,002
CONEST	2,5 km	3	14,2	<0,001
DH + %HAB	1 km	4	20,2	<0,001
%HAB	1 km	3	20,5	<0,001
DH * %HAB	1 km	5	23,1	<0,001
CONEST	1 km	3	24,7	<0,001
NULO	-	2	26,8	<0,001
DH	1 km	3	27,2	<0,001
DH	7,5 km	3	29,1	<0,001
DH	5 km	3	29,3	<0,001
DH	2,5 km	3	29,3	<0,001

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Figura 5 – Relação entre a diversidade funcional e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 7,5 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

4.3 Desenvolvimento terrestre Vs. Larvas aquáticas

As paisagens apresentaram de 10 a 43 espécies com desenvolvimento larval aquático, com média de 20 espécies por paisagem. Mais da metade das paisagens (n = 14) não apresentou nenhuma espécie com desenvolvimento terrestre. Excluindo-se essas paisagens, as paisagens onde houve ocorrência de espécies de desenvolvimento terrestre apresentaram em média (no máximo) cerca de 5 (12) espécies deste grupo.

4.3.1 Riqueza

Os resultados da seleção de modelos para a variável resposta riqueza considerando somente os anuros com desenvolvimento terrestre podem ser vistos na Tabela 3, para todas as variáveis explanatórias, nas diferentes escalas.

O modelo que melhor explicou a variação da riqueza dos anfíbios com desenvolvimento terrestre foi o modelo que utilizou somente a porcentagem de habitat como variável explanatória na escala de 5 km (Figura 6, wAICc = 0,44, n = 26).

A porcentagem de habitat mostrou influência positiva na riqueza de espécies de anfíbios com desenvolvimento terrestre [intercepto: -1,96 (-3,22 - -0,96); efeito da %HAB: 0,040 (0,029 – 0,054)], e nenhuma paisagem com menos de 40% de habitat apresentou espécies de desenvolvimento terrestre.

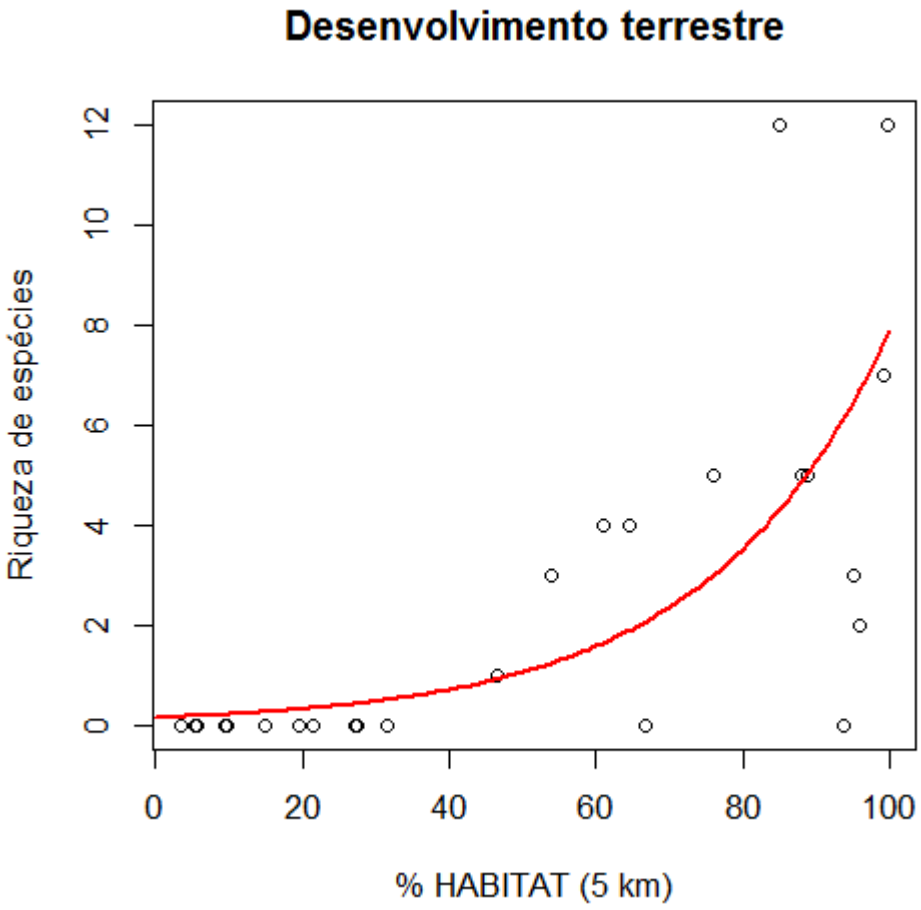
Os resultados da seleção de modelos para a riqueza de espécies com desenvolvimento larval aquático é apresentado na Tabela 4. Os modelos que melhor explicaram a variação da riqueza para este grupo de anuros foram os modelos de soma dos efeitos das variáveis desconexão de habitat e porcentagem de habitat na paisagem, e os modelos cuja porcentagem de habitat é a única variável para as escalas de 5 km e 7,5 km (Figura 7, soma de wAICc para os três modelos = 0,77, soma de wAICc para os modelos de %HAB = 0,42, n = 26). Nestes modelos a porcentagem de habitat exerceu efeito positivo na riqueza de anuros com desenvolvimento larval aquático [modelo de %HAB, escala 7.5 km – intercepto: 2,58 (2,41 – 2,75); efeito da %HAB: 0,0082 (0,0057 – 0,0109)], enquanto a desconexão de habitat exerceu efeito negativo [modelo DH + %HAB – efeito de DH: -0,0071 (-0,0152 – 0,0011)]. Nota-se, tanto pelo fato de dois modelos somente com efeito da quantidade de habitat na paisagem terem sido selecionados, como pela observação da Figura C1 (Apêndice C) e dos parâmetros para o efeito da desconexão de habitat (note que o intervalo de plausibilidade para esse parâmetro cruza o 0), que o efeito da porcentagem de habitat é maior sobre essas espécies que o efeito da desconexão de habitat.

Tabela 3 – Seleção de modelos para riqueza de espécies de anuros com desenvolvimento direto, com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
%HAB	**5 km**	**2**	**0**	**0,448**
%HAB	7,5 km	2	2	0,1674
DH + %HAB	5 km	3	2,3	0,1391
CONEST	5 km	2	3,7	0,0693
CONEST	2,5 km	2	4,2	0,0553
DH + %HAB	7,5 km	3	4,5	0,0467
DH * %HAB	5 km	4	4,8	0,0401
%HAB	2,5 km	2	7,2	0,0125
DH * %HAB	7,5 km	4	7,3	0,0118
DH + %HAB	2,5 km	3	8,1	0,0078
DH * %HAB	2,5 km	4	10,9	0,002
CONEST	7,5 km	2	17,6	<0,001
DH + %HAB	1 km	3	41,3	<0,001
DH * %HAB	1 km	4	41,9	<0,001
%HAB	1 km	2	45,1	<0,001
CONEST	1 km	2	58,5	<0,001
DH	1 km	2	66,6	<0,001
NULO	-	1	70,8	<0,001
DH	2,5 km	2	71,6	<0,001
DH	5 km	2	72,6	<0,001
DH	7,5 km	2	73,1	<0,001

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Figura 6 – Relação entre a riqueza de espécies de anuros com desenvolvimento terrestre e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 5 km para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



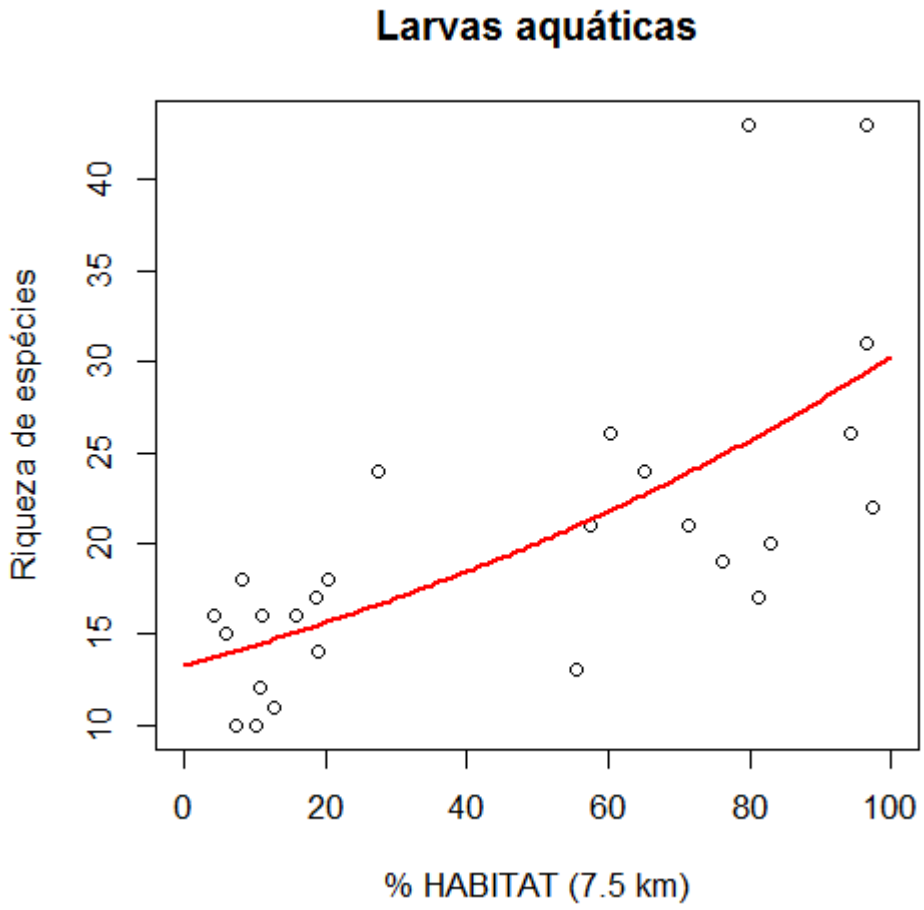
Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Tabela 4 – Seleção de modelos para riqueza de espécies de anuros com desenvolvimento larval aquático, com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
DH + %HAB	**7,5 km**	**3**	**0**	**0,3479**
%HAB	**7,5 km**	**2**	**0,5**	**0,27**
%HAB	**5 km**	**2**	**1,6**	**0,1538**
DH * %HAB	7,5 km	4	2,1	0,12
DH + %HAB	5 km	3	3,4	0,0634
DH * %HAB	5 km	4	5,4	0,0239
%HAB	2,5 km	2	6,6	0,0131
DH + %HAB	2,5 km	3	9,1	0,0037
CONEST	5 km	2	9,9	0,0024
DH * %HAB	2,5 km	4	11,8	<0,001
CONEST	7,5 km	2	12	<0,001
CONEST	2,5 km	2	17,9	<0,001
DH + %HAB	1 km	3	21,6	<0,001
CONEST	1 km	2	24,1	<0,001
DH * %HAB	1 km	4	24,4	<0,001
%HAB	1 km	2	24,4	<0,001
DH	1 km	2	37,3	<0,001
DH	7,5 km	2	40	<0,001
NULO	-	1	40,5	<0,001
DH	5 km	2	42,4	<0,001
DH	2,5 km	2	42,9	<0,001

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Figura 7 – Relação entre a riqueza de espécies de anuros com desenvolvimento larval aquático e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 5 km para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

4.3.2 Diversidade Funcional

Para os anfíbios com desenvolvimento terrestre, cuja seleção de modelos está apresentada na Tabela 5, o modelo nulo foi considerado um dos modelos plausíveis [intercepto: 0,73 (0,40 – 1,06), n = 12], não permitindo afirmar que há efeitos das variáveis explanatórias na diversidade funcional deste grupo.

A seleção de modelos para a diversidade funcional do grupo de anfíbios com desenvolvimento larval aquático está representada na Tabela 6.

Tabela 5 – Seleção de modelos para a diversidade funcional de anuros com desenvolvimento terrestre, com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
CONEST	**2,5 km**	**3**	**0**	**0,13**
%HAB	**5 km**	**3**	**0**	**0,127**
NULO	**-**	**2**	**0,1**	**0,124**
%HAB	**7,5 km**	**3**	**1,2**	**0,073**
%HAB	**2,5 km**	**3**	**1,2**	**0,071**
%HAB	**1 km**	**3**	**1,5**	**0,062**
DH	1 km	3	2,2	0,043
CONEST	5 km	3	2,3	0,042
CONEST	7,5 km	3	2,4	0,038
DH	7,5 km	3	2,6	0,036
CONEST	1 km	3	2,6	0,035
DH + %HAB	5 km	4	2,6	0,035
DH	5 km	3	2,7	0,034
DH	2,5 km	3	2,7	0,034
DH * %HAB	5 km	5	3,6	0,021
DH + %HAB	7,5 km	4	3,8	0,019
DH + %HAB	2,5 km	4	4	0,017
DH + %HAB	1 km	4	4,1	0,017
DH * %HAB	1 km	5	4,1	0,017
DH * %HAB	2,5 km	5	4,4	0,014
DH * %HAB	7,5 km	5	5,1	0,01

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Tabela 6 – Seleção de modelos para diversidade funcional de anuros anuros com desenvolvimento larval aquático, com as diferentes variáveis explanatórias, em diferentes escalas, organizados do mais plausível para o menos plausível. Na tabela, DH – desconexão de habitat, %HAB – porcentagem de cobertura florestal, CONEST – conectividade estrutural, NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação: K – grau de liberdade, ou número de parâmetros no modelo; ΔAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido entre cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e wAICc – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Modelos com "+" representam soma das variáveis, enquanto "*" representam interação entre as variáveis.

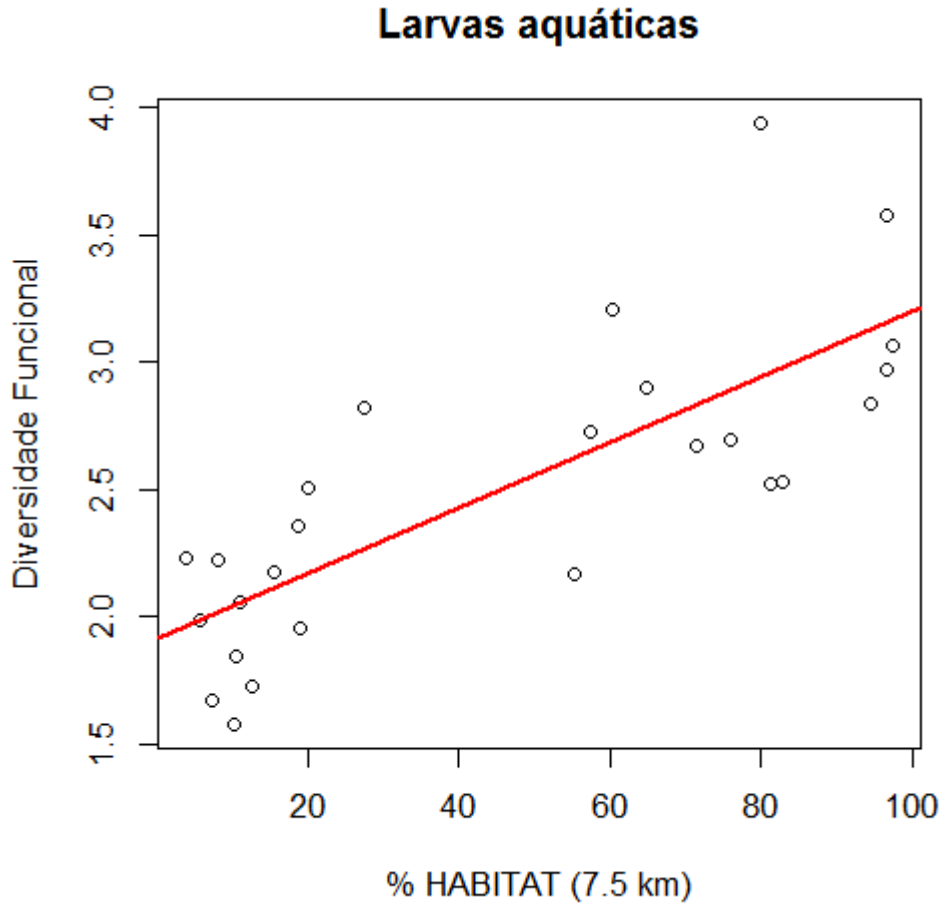
Variáveis explanatórias	Escala	K	ΔAICc	wAICc
%HAB	**7, 5 km**	**3**	**0**	**0,355**
%HAB	**5 km**	**3**	**0,8**	**0,237**
DH + %HAB	**7, 5 km**	**4**	**1,3**	**0,186**
DH + %HAB	5 km	4	3,3	0,067
%HAB	2,5 km	3	4	0,049
DH * %HAB	7, 5 km	5	4,4	0,04
CONEST	7, 5 km	3	5,7	0,021
DH * %HAB	5 km	5	6,4	0,015
DH + %HAB	2,5 km	4	6,5	0,014
CONEST	5 km	3	6,8	0,012
DH * %HAB	2,5 km	5	9,5	0,003
CONEST	2,5 km	3	11,8	<0,001
DH + %HAB	1 km	4	14,9	<0,001
%HAB	1 km	3	16,2	<0,001
CONEST	1 km	3	17,7	<0,001
DH * %HAB	1 km	5	17,9	<0,001
DH	1 km	3	20,9	<0,001
NULO	-	2	21,3	<0,001
DH	7, 5 km	3	23,3	<0,001
DH	2,5 km	3	23,8	<0,001
DH	5 km	3	23,8	<0,001

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Para os anfíbios com larvas aquáticas, os modelos que melhor explicaram a diversidade funcional do grupo foram os modelos com a variável porcentagem de habitat sozinha, nas escalas de 7,5 km (Figura 9; soma de wAICc = 0,59, n = 26) e 5 km, e da soma desta com a desconexão de habitat na escala de 7,5 km (soma de

wAICc dos três modelos = 0,78). A porcentagem de habitat exerceu efeito positivo na diversidade funcional [intercepto: 1,91 (1,66 – 2,16); efeito da %HAB: 0,013 (0,008 – 0,017)], enquanto a desconexão de habitat exerceu efeito negativo [Figura C2, Apêndice C; efeito de DH: -0,0077 (-0,0207 – 0,005)]. Novamente, como os modelos modelos univariados de porcentagem de habitat foram selecionados e como o intervalo de plausibilidade para o efeito da desconexão de habitat cruza o 0, a evidência é de que a quantidade de habitat na paisagem exerce influência maior sobre a DF de anuros com desenvolvimento larval, em comparação com a DH.

Figura 9 – Relação entre a diversidade funcional (DF) dos anfíbios com desenvolvimento larval aquático e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 7,5 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

5 DISCUSSÃO

Este estudo se propôs a compreender como a desconexão de habitat, a perda e a fragmentação de habitat afetam a riqueza e a diversidade funcional de anfíbios anuros na Mata Atlântica. O resultado da seleção de modelos mostrou que a desconexão de habitat, juntamente com a quantidade de habitat está entre os mais importantes fatores afetando a riqueza de espécies em comunidades da Mata Atlântica, e que isso ocorre nas escalas de análise mais amplas, para paisagens de 7,5 km e 5 km de diâmetro. Esse resultado apoia e amplia os resultados anteriores de Becker et al. (2007), já que a amostragem do nosso estudo é maior e mais espalhada pela Mata Atlântica, no que se refere à importância da desconexão de habitat para as comunidades de anuros. No entanto, enquanto Becker et al. (2007) apontam a desconexão de habitat como o fator mais importante influencia a riqueza de anuros, há evidência de que a quantidade de habitat na paisagem tem grande influência, agindo em conjunto com a desconexão de habitat na riqueza geral de anuros.

Para os anfíbios com desenvolvimento larval aquático, Becker et al, (2007) demonstrou em seu trabalho que a desconexão de habitat foi a única métrica da paisagem afetando este grupo de anfíbios, divergindo do resultado aqui apresentado, em que a interação entre a desconexão de habitat e a porcentagem de habitat na paisagem, e até mesmo a porcentagem de habitat sozinha, foram as características da paisagem que mais influenciaram a riqueza deste grupo.

Para a riqueza de anfíbios com desenvolvimento terrestre, a seleção de modelos mostrou que a métrica mais importante foi a da porcentagem de habitat, mostrando que a desconexão de habitat não exerceu grande influência neste grupo, indo de acordo com o esperado para anfíbios que não dependem do corpo d'água para se reproduzir (Becker et al., 2007, 2010). Becker et al. (2007) não encontrou efeito de nenhuma métrica da paisagens neste grupo de anuros, mas a perda de habitat mostrou uma influência maior do que as demais métricas. Chama a atenção a ausência de anfíbios de desenvolvimento terrestre em paisagens com menos de 40% de habitat, podendo indicar um limiar na persistência desses animais em paisagens fragmentadas. Limiares de fragmentação, que representam situações em que a diversidade ou abundância de organismos é reduzida abruptamente com a diminuição da quantidade de habitat, foram registrados para aves (MARTENSEN et

al., 2012; ANDRÉN, 1994), morcegos (MUYLAERT et al., em revisão) e outros mamíferos (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Esses limiares circulam entre 10 e 50% de habitat na paisagem (10 a 30%, ANDRÉN, 1994; 30%, FAHRIG, 2003; entre 30 e 50%, MARTENSEN et al., 2012; 47%, MUYLAERT et al., em revisão), indicando que, em paisagens abaixo desse limiar, a probabilidade de persistência da maior parte das espécies é bem baixa. O presente estudo indica um limiar de fragmentação também para anfíbios anuros de desenvolvimento terrestre, ao redor de 40%, já que a partir desse limite não há nenhum espécie desse grupo presente.

Para a diversidade funcional, observamos que a porcentagem de habitat exerce uma importante influência na seleção de caracteres em uma paisagem, também nas escalas mais amplas (5 km e 7,5 km), e, portanto, a perda de habitat pode ser mais comprometedora para a riqueza de caracteres do que a desconexão de habitat e a conectividade entre os fragmentos, tanto para os anuros de maneira geral como para o grupo dos anfíbios com desenvolvimento larval aquático, apesar deste último também apresentar influência da interação entre a desconexão com a porcentagem de habitat.

Fahrig (2013) propõe que a perda de habitat é o fator mais importante para determinar a biodiversidade em uma paisagem terrestre fragmentada, exercendo um efeito superior aos efeitos da fragmentação *per se*, embora os dois processos sejam muitas vezes confundidos ou cujos efeitos sejam difíceis de dissociar. Essa hipótese é aqui corroborada pelos nossos resultados para diversidade funcional geral dos anuros e pela riqueza de anuros com desenvolvimento terrestre, mas não para a riqueza geral de espécies, e somente parcialmente para a riqueza e diversidade funcional de espécies com desenvolvimento larval aquático.

A pouca relação entre a diversidade funcional e a desconexão de habitat pode ser o resultado de levar em consideração uma grande quantidade de caracteres no cálculo da diversidade funcional, sendo que alguns deles não são afetados diretamente pela desconexão entre fragmentos florestais e corpos d'água, mas estão mais relacionados à desconexão entre fragmentos e a efeitos de fragmentação independentes de ambientes lóticos e lênticos. Outro fator que deve ser considerado é a métrica utilizada para a desconexão de habitat, pois esta não considera a distância entre o fragmento florestal e o corpo d'água, nem o tipo de matriz que os interpõe. Segundo aponta Lion et al. (2014), a distância da desconexão de habitat tem grande importância para a persistência de anfíbios,

assim como o tipo de matriz que circunda o fragmento. Sendo assim, é preciso considerar a inclusão de métricas que levem em conta tais aspectos da paisagem em estudos futuros.

Quanto às escalas, chama a atenção o fato de que os modelos mais plausíveis em todas as análises foram os que apresentavam as escalas maiores (7,5 km e 5 km). Entretanto, anfíbios são comumente referidos como um grupo que responde melhor aos efeitos da fragmentação para análises de escala fina, até cerca de 1 km (JEHLE; BURKE; ARNTZEN, 2005; CROSBY; LICHT; FU, 2008; WANG, 2009; JACKSON; FAHRIG, 2015), por se tratar de um grupo de baixa capacidade de locomoção quando comparados a invertebrados, mamíferos e répteis, devido às características morfológicas particulares de movimentação que esse grupo apresenta: muitas espécies se locomovem através de passos ou saltos curtos, ou a movimentação é restrita às folhagens da vegetação em que habitam (DUELLMAN; TRUEB, 1994; BOWNE; BOWERS, 2004; CUSHMAN, 2006). Sendo assim, este estudo nos mostra que apesar de se movimentarem pouco na paisagem, os anuros podem estar respondendo a processos que acontecem em escalas maiores, tanto relacionados à desconexão de habitat como a outras consequências da perda e fragmentação de habitat. Inclusive, Becker et al. (2007) demonstrou que a desconexão de habitat afeta negativamente as populações de anuros com larvas aquáticas, em uma escala de diâmetro de 15 km. Esse efeito mais fraco em escalas espaciais mais finas, entretanto, pode ser uma limitação dos métodos que utilizamos: imagens de satélite e mapeamentos captam somente uma fração da heterogeneidade ambiental e espacial nessas escalas, enquanto que em escalas amplas eles apresentam muito mais variação.

É de fundamental importância entendermos em que escala os processos de modificação da paisagem afetam os organismos para que melhores medidas de conservação e restauração sejam implementadas. Por exemplo, é bastante debatido como definir zonas de amortecimento ao redor de unidades de conservação da natureza, e no Brasil há muita variação nessa delimitação entre os diferentes estados, além das exigências feitas nessas zonas se sobreporem com diversas outras legislações de organização territorial (COSTA et al., 2013). Nosso estudo mostra que a riqueza e diversidade funcional de anfíbios é afetada numa escala ampla, de 7,5 km; portanto, ressaltamos aqui a importância de que essas zonas de amortecimento ao redor de unidades de conservação sejam amplas, mesmo para

animais pequenos e com pouca vagilidade como os anfíbios, para garantir a sua conservação. Ainda, é recomendável que o planejamento de conservação e restauração ao redor de fragmentos bem conservados de Mata Atlântica seja pensado em escala de paisagem, pensando em ao menos 7,5 km de raio, para aumentar a probabilidade de persistência de anuros (e, como consequência, de outros grupos de animais florestais menos sensíveis à perda e fragmentação de habitat).

6 CONCLUSÃO

Mostramos aqui uma complementaridade entre desconexão e quantidade de habitat em explicar a persistência de espécies de anfíbios anuros e de suas características em paisagens fragmentadas. Em termos de conservação, nossos resultados apontam para a importância em se manter a conexão entre manchas de habitat florestal e corpos d'água para a manutenção de espécies de anfíbios anuros. Ao mesmo tempo, ressaltamos que somente essa medida não é suficiente: se o objetivo é manter processos ecossistêmicos e funções ecológicas dos ecossistemas terrestres e aquáticos dos quais os anfíbios fazem parte, é importante seguir estratégias de conservação tendo como foco a paisagem e buscando maximizar a quantidade de habitat florestal em seu interior. Ainda, encontramos evidência de um limiar de fragmentação de aproximadamente 40% para anfíbios anuros de desenvolvimento terrestre. Isso indica que, para manter a quantidade de habitat necessária e garantir a persistência dessas espécies, bem como das funções ecológicas a elas associadas, é essencial que as sejam colocadas em prática a conservação e a restauração florestal em paisagens de Mata Atlântica.

Estudos futuros devem buscar olhar para essas relações em múltiplas escalas, tanto escalas finas (caso em que é importante obter dados de heterogeneidade ambiental, para além de dados de sensoriamento remoto) quanto em escalas mais amplas.

REFERÊNCIAS

ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 30, p. 133-165, 1999.

ANA, Agência Nacional de Águas. **Pluviosity database**. Agência Nacional de Águas, Brasília, Brasil. 2006.

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

BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science** 318:1775–1777, 2007.

BECKER, C. G., et al. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. **Conservation Biology**, v. 24, p. 287-294, 2010.

BEEBEE, T. J. C.; GRIFFITHS, R. A. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? **Biological Conservation**, v. 125, p. 271-285, 2005.

BOWNE, D. R.; BOWERS, M. A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 1, p. 1-20, 2004.

BRASSALOTI, R. A.; ROSSA-FERES, D. C.; BERTOLUCI, J. Anurofauna da Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 275-291, 2010.

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

COSTA, D. R. T. R et al. Zonas de Amortecimento em Unidades de Conservação: levantamento legal e comparativo das normas nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. **Meio Ambiente e Desenvolvimento**, v 27, p. 57-70, 2013.

COUVET, D. Deleterious Effects of Restricted Gene Flow in Fragmented Populations. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 369-376, 2002.

CROSBY, M. K.; LICHT, L. E.; FU, J. The effect of habitat fragmentation on finescale population structure of wood frogs (Rana sylvatica). **Conservation Genetics**, v. 10, n. 6, p. 1707-1718, 2008.

CUNHA, A. K.; OLIVEIRA, I. S.; HARTMANN, M. T. Anurofauna da Colônia Castelhanos, na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Serra do Mar paranaense, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 123-134, 2010.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation, v. 128, p. 231–240, 2006.
ROTHERMEL, B.B. Migratory success of juveniles: A potential constraint on connectivity for pond-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1535–1546, 2004.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. New York: McGraw-Hill. 670 pp, 1986.

DE DOMENICO, E. A. **Herpetofauna do Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga, SP**. 2008. 199 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2008.

ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INSTITUTE. **ArcGIS for Desktop**, version 10.2.1. 2014.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**. v. 12, n. 2, p. 346-53, 2002.

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

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.
FLECKER, A. S.; FEIFAREK, B. P.; TAYLOR, B. W. Ecosystem engineering by a tropical tadpole: Density-dependent effects on habitat structure and larval growth rates. **Copeia**, v. 1999, n. 2, p. 495-500, 1999.

FONSECA, C. R., et al. Modeling habitat split: landscape and life history traits determine amphibian extinction thresholds. **PLoS One**, v. 8, e66806, 2013.

FORLANI, M. C. et al. Herpetofauna of the Carlos Botelho State Park, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 265-309, 2010.

FROST, D. R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference**, Version 6.0 (28 janeiro 2015). New York: American Museum of Natural History, 2015. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. Acesso em: 28 jan. 2015.

GIASSON, L. O. M. **Atividade Sazonal e Uso do Ambiente por Anfíbios da Mata Atlântica no Alto da Serra do Mar**. 2008. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2008.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C. B. F. et al. **Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica:** Diversidade e Biologia. São Paulo: Anolis Books Editora, 2013.

HARPER, E.B.; RITTENHOUSE, T.A.G.; SEMLITSCH, R.D. Demographic consequences of terrestrial habitat loss for pool-breeding amphibians: Predicting extinction risks associated with inadequate size of buffer zones**. Conservation Biology**, v. 22, p. 1205–1215, 2008.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Carta do Brasil 1:250.000**., 2015. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapeamento_sistematico/base_vetorial_continua_escala_250mil/>. Acesso em: 20 jan. 2015.

IOP, S. et al. Anurans of Turvo State Park: testing the validity of Seasonal Forest as a new Biome in Brazil. **Journal of Natural History**, v. 45, p. 2443-2461, 2011.

IUCN, 2013. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2013.2. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em 18 nov. 2014.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the right scale? **Global Ecology and Biogeography**. v. 24, p. 52-63, 2005.

JEHLE, R.; BURKE, T.; ARNTZEN, J. W. Delineating fine-scale genetic units in amphibians: Probing the primacy of ponds. **Conservation Genetics**, v. 6, p. 227-234, 2005.

JUARES, A. M. **Diversidade de Anfíbios Anuros na Serra da Mantiqueira, na Região do Pico dos Marins**. 2011. 120 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus de São José do Rio Preto, São Paulo, 2011.

LANG, S., TIEDE, D. **vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse**, ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CDROM. 2003.

LION, M. B.; GARDA, A. A.; FONSECA, C. R. Split distance: a key landscape metric shaping amphibian populations and communities in forest fragments. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 11, p. 1-13, 2014.

LIPS, K. R., REEVE, J. D.; WITTERS, L. R. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. **Conservation Biology**, v. 17, p. 1078-1088, 2003.

MACHADO, M. W. **Comunidades de anfíbios anuros em duas fitofisionomias do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, estado de Santa Catarina**. 2011. 151 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2011.

MALLORY, M. A.; J. S. RICHARDSON. Complex interactions of light, nutrients and consumer density in a stream periphyton-grazer (tailed frog tadpoles) system. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, p. 1020-1028, 2005.

MARIOTTO, L. R. **Anfíbios de um Gradiente Altitudinal em Mata Atlântica**. 2014. 174 f. Dissertação (Mestrestrado em Ciências Biológicas (Zoologia)) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2014.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with ceotropical cnderstory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1100-1111, 2012.

MAZEROLLE, M. J.; DESROCHERS, A. Landscape resistance to frog movements. **Canadian Journal of Zoology**, v. 83, p. 455–464, 2005.

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

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, Mi. C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in savanna-forest landscapes. **Em revisão**.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecology. Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org/>. 2014.

RADAMBRASIL – Ministério de Minas e Energia. Projeto Radambrasil: Levantamento de Recursos Naturais. Vol. 32. IBGE, 1983.

RANVESTEL, A. W. et al. Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 274-285. 2004.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROSSA-FERES, D. C. et al. Diversidade de anuros em fragmentos florestais remanescentes na região noroeste do estado de São Paulo. In: Orlando Necchi Jr. (Org.**). Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. 1ed.Ribeirão Preto: Holos Editorav. 1, p. 207-222, 2012.

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.

SALTHE, S. N.; DUELLMAN, W.E. Quantitative constrains associated with reproductive mode in anurans. In: Vial, J.L. (Ed.), **Evolutionary biology of the**

anurans: contemporary research on major problems. University of Missouri Press, Columbia, p. 229-249, 1973.

SANTOS, T. G. et al. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo. **Journal of Natural History**, v. 43, n. 15-16, p. 973-993, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2008. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005**. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em 3 set. 2014.

SPIGHT, T. M. Water economy of salamanders - evaporative water loss. **Physiological Zoology**, v. 41, p. 195-&, 1968.

STUART, S. N. et al., "Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide," **Science**, vol. 306, n. 5702, p.1783–1786, 2004.

TREVINE, V. et al. Herpetofauna of Paranapiacaba: expanding our knowledge on a historical region in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 126-146, 2014.

WANG, I. J. Fine-scale population structure in a desert amphibian: landscape genetics of the black toad (Bufo exsul). **Molecular Ecology**, v. 18, n. 18, p. 3847-3856, 2009.

WHILES, M. R., et al. The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, p. 27-34, 2006.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in temperate zone. In: Soulé, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer. p. 237-256. 1986

YOUNG, B.E. et al., **Disappearing Jewels: The Status of New World Amphibians**. Natureserve, Arlington, Virginia. 2004.

ZINA, J. et al. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 251-260, 2012.

APÊNDICE A – LEVANTAMENTOS DE ANFÍBIOS DA MATA ATLÂNTICA SELECIONADOS

Tabela A1 - Levantamentos de anfíbios para o Bioma da Mata Atlântica selecionados do banco de dados.

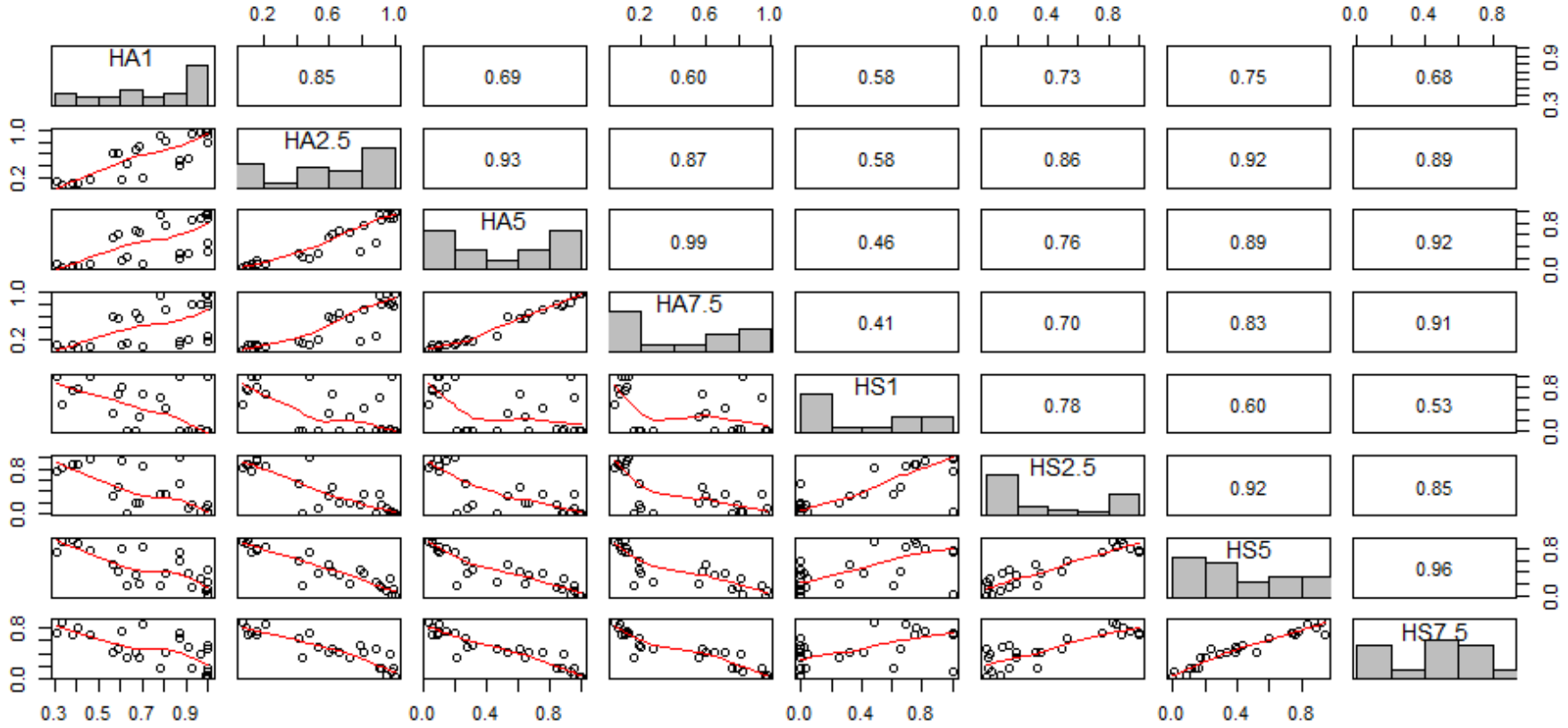
Nº	Localidade, Município (Estado)	Latitude	Longitude	Nº de especies	Referência
1	Estação Ecológica dos Caetetus, Gália e Alvilândia (SP)	-22,4031	-49,7014	34	Brassaloti; Rossa-Feres; Bertoluci, 2010
2	Colônia Castelhanos, São José dos Pinhais (PR)	-25,7836	-48,9003	32	Cunha; Oliveira; Hartmann, 2010
3	Parque Estadual da Serra do Mar, São Luis do Paraitinga,Cunha e Ubatuba (SP)	-23,2872	-45,0533	50	Giasson, 2008
4	APA Serra da Mantiqueira, Piquete e Marmelópolis (SP/MG)	-22,5086	-45,1492	32	Juares, 2003
5	Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André (SP)	-23,7717	-46,295	80	Trevine, 2011
6	Parque Estadual de Jacupiranga, Núcleo Caverna do Diabo, Eldorado (SP)	-24,6375	-48,4036	26	De Domenico, 2008
7	Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Santo Amaro da Imperatriz (SC)	-27,7306	-48,8075	31	Machado, 2011
8	Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu (SP)	-24,6456	-47,8108	23	Zina et al., 2012
9	Serra Dona Francisca, Joinville e Campo Alegre (SC)	-26,2836	-49,1022	38	Mariotto, 2014
10	Serra Dona Francisca, Joinville e Campo Alegre (SC)	-26,2128	-49,2208	36	Mariotto, 2014
11	Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras, Tapiraí (SP)	-24,1247	-47,9819	61	Forlani et al., 2010
12	Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), São Miguel Arcanjo (SP)	-24,0506	-47,9344	28	Forlani et al., 2010
13	Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio (SP)	-22,5444	-52,295	28	Santos et al., 2009

14	Parque Estadual do Turvo, Derrubadas (RS)	-27,2422	-53,9489	32	Iop et al., 2011
15	Fazenda Serrinha, Novo Horizonte (SP)	-21,5208	-49,2947	18	Rossa-Feres et al. 2012
16	Fazenda Taperão, Planalto (SP)	-21,0014	-49,9778	22	Rossa-Feres et al. 2012
17	Fazenda Boa Vista, União Paulista (SP)	-20,9211	-49,9261	25	Rossa-Feres et al. 2012
18	Fazenda São Francisco, São João de Iracema (SP)	-20,4736	-50,2933	24	Rossa-Feres et al. 2012
19	Fazenda São João, Nova Granada (SP)	-20,5436	-49,2464	21	Rossa-Feres et al. 2012
20	Fazenda Vista Bonita, Barretos (SP)	-20,4847	-48,8225	14	Rossa-Feres et al. 2012
21	Fazenda Córrego dos Bois, Bebedouro (SP)	-20,885	-48,5406	14	Rossa-Feres et al. 2012
22	Fazenda Cambuhy, Matão (SP)	-21,6206	-48,5372	21	Rossa-Feres et al. 2012
23	Distrito de Vicentinópolis, Santo Antonio do Aracanguá (SP)	-20,9261	-50,3486	15	Rossa-Feres et al. 2012
24	Fazenda São João, Turmalina (SP)	-20,0036	-50,4339	22	Rossa-Feres et al. 2012
25	Fazenda Boa Vista, Palestina (SP)	-20,2897	-49,5019	19	Rossa-Feres et al. 2012
26	Fazenda Floresta, Barretos (SP)	-20,6372	-48,7517	13	Rossa-Feres et al. 2012

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

APÊNDICE B – CORRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS EXPLANATÓRIAS

Figura B1 – Distribuição e correlação entre as variáveis porcentagem de habitat e desconexão de habitat. HA1 = porcentagem de habitat na escala de 1 km. HA2.5 = porcentagem de habitat na escala de 2,5 km. HA5 = porcentagem de habitat na escala de 5 km. HA5 = porcentagem de habitat na escala de 7,5 km. HS1 = desconexão de habitat na escala de 1 km. HS2.5 = desconexão de habitat na escala de 2,5 km. HS5 = desconexão de habitat na escala de 5 km. HS7.5 = desconexão de habitat na escala de 7,5 km.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

APÊNDICE C – CORRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS EXPLANATÓRIAS

Figura C1 – Relação entre a riqueza de espécies de anuros com desenvolvimento larval aquático, os resíduos da desconexão de habitat na paisagem (Resíduos da DH) e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 7,5 km para o bioma da Mata Atlântica, Brasil. As linhas indicam o número de espécies, e os pontos correspondem às paisagens amostrais.

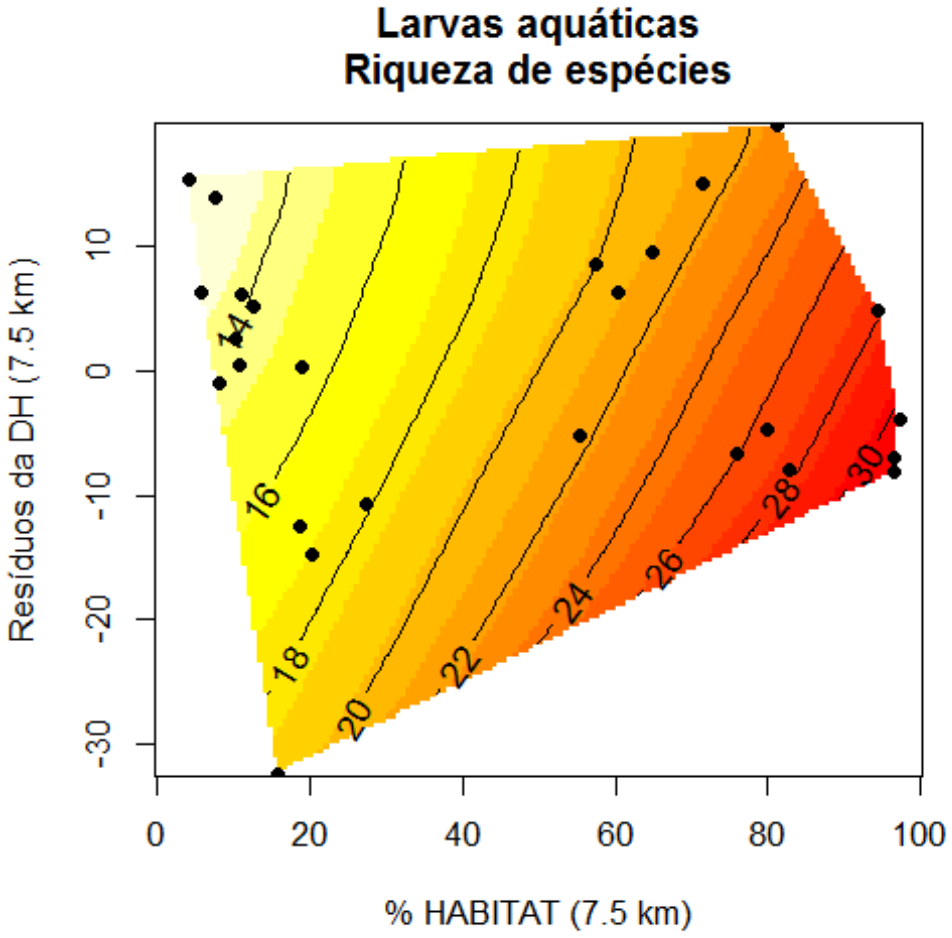


Figura C2 – Relação entre a diversidade funcional de anuros com desenvolvimento larval aquático, os resíduos da desconexão de habitat na paisagem (Resíduos da DH) e a porcentagem de habitat na paisagem (% HABITAT) na escala de 7,5 km para o bioma da Mata Atlântica, Brasil. As linhas indicam o número de espécies, e os pontos correspondem às paisagens amostrais.

