

Universidade Federal de Juiz de Fora  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-Graduação em Ciências Biológicas  
Mestrado em Comportamento e Biologia Animal

Samuel Campos Gomides

DIVERSIDADE DA FAUNA DE SQUAMATA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS  
URBANOS DE JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRASIL

Juiz de Fora

2010

Samuel Campos Gomides

**Diversidade da fauna de Squamata em fragmentos florestais urbanos de Juiz de  
Fora, Minas Gerais, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Ciências Biológicas,  
área de concentração: Comportamento e  
Biologia Animal, como requisito parcial  
para obtenção do grau de Mestre

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Bernadete Maria de Sousa

Juiz de Fora

2010

Gomides, Samuel Campos.

Diversidade da fauna de Squamata em fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil / Samuel Campos Gomide. – 2010.

49 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)–Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010.

1. Répteis. 2. Natureza - Conservação. 3. Impactos ambientais. I. Título.

CDU 598.1

Samuel Campos Gomides

**Diversidade da fauna de Squamata em fragmentos florestais urbanos de Juiz de  
Fora, Minas Gerais, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Comportamento e Biologia Animal.

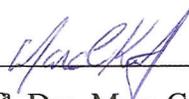
Aprovada em 23 de fevereiro de 2010

BANCA EXAMINADORA



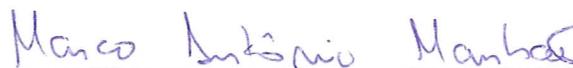
Prof<sup>ª</sup>. Dra. Bernadete Maria de Sousa (Orientadora)

Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof<sup>ª</sup>. Dra. Mara Cíntia Kiefer

Universidade Federal Fluminense



Prof. Dr. Marco Antônio Manhães

Universidade Federal de Juiz de Fora

*A minha família que incondicionalmente sempre esteve ao meu lado me apoiando e incentivando diante das dificuldades, e a todos aqueles que foram fonte de carinho e incentivo para mim. A vocês o meu eterno agradecimento.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus em primeiro lugar, que sempre iluminou meus caminhos e por mais que eles parecessem escuros, eu pude confiar na sua proteção.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante o mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora: Comportamento e Biologia Animal pelo apoio financeiro.

A minha orientadora Bernadete Maria de Sousa, que sempre acreditou no meu trabalho, me incentivou e foi fonte inesgotável de paciência nas longas discussões. Agradeço a ela também a grande ajuda para eu me tornar mais que um profissional, mas uma pessoa melhor para o mundo.

Aos colegas e funcionários da Pós-Graduação pela paciência e pela convivência agradável neste período.

Aos colegas e funcionários do Departamento de Zoologia pelo apoio e por horas agradáveis de convivência.

Aos meus queridos pais que sempre tiveram paciência e sempre me ajudaram nos trabalhos e se esforçaram tanto quanto eu para que esse trabalho pudesse ser concluído.

As minhas irmãs que mesmo sem gostar muito dos animais que trabalhei sempre foram fonte de carinho e incentivo.

Aos meus amigos que como irmãos, também se esforçaram muito para me ajudar nesse trabalho, inclusive submetendo aos duros trabalhos de campo: Felipe Bisaggio, Filipe Soares de Sousa, Leandro Alécio dos Santos Abade e Omar Junqueira Bastos Neto.

A minha namorada Talita Mota Machado, que mesmo sendo botânica ouvia com paciência minhas histórias e sempre aguentou com paciência essa jornada.

As pessoas que também foram fundamentais pela ajuda em campo e muito contribuíram para as coletas desse trabalho: Celso Henrique Varela Rios, Wellington Ouverney Jr., Pilar Conzendey e Alyssa Rossi, e muitas outras que sempre de alguma forma contribuíram para que o trabalho fosse realizado.

Aos funcionários das áreas em que trabalhei: Tiãozinho e Nêgo da ReBio Poço D'Anta, ao proprietário da Fazenda Floresta e Seu Antônio, o funcionário, que permitiram a realização do trabalho em sua área; os funcionários do PM Lajinha e ao Seu Miguel, funcionário da ReBio Santa Cândido.

Agradeço também à Prof<sup>a</sup>. MSc. Iara Alves Novelli e ao Dr. Roberto da Gama Alves pelas conversas que engrandeceram e melhoraram a qualidade das análises. Em especial ao Prof. Dr. Marco Antônio Manhães pela ajuda inestimável na realização de algumas análises do trabalho.

*“Tenha fé em Deus, tenha fé na vida...”*

*Raul Seixas*

## RESUMO

A maior parte dos remanescentes florestais, na região sudeste do Brasil, se encontra em forma de fragmentos florestais, e por isso o interesse da comunidade científica em estudá-los e analisar as conseqüências sobre a biodiversidade. Pretendeu-se, portanto, avaliar a diversidade da herpetofauna em fragmentos urbanos de Mata Atlântica em Juiz de Fora, no sudeste do Brasil e avaliar se certas características do ambiente podem influenciar estas diversidades. A amostragem de répteis em campo ocorreu entre setembro de 2008 e abril de 2009 por procura ativa limitada por tempo, e coletas através de armadilhas de queda com cerca direcionadora e armadilhas de funil. A área com maior riqueza de espécies foi a Fazenda Floresta, seguida pela ReBio Poço D'Anta, e em seguida o PM da Lajinha e a ReBio Santa Cândida. A equitabilidade da Fazenda Floresta foi superior a das demais áreas. A diversidade variou significativamente para quase todas as áreas, com exceção entre o PM da Lajinha e a ReBio Santa Cândida. A diversidade também variou significativamente entre as áreas de borda, intermediária e central, sendo que a área intermediária foi a que obteve a maior diversidade. Isso se deu, sobretudo pela sobreposição das espécies florestais e as de áreas abertas. A umidade e a temperatura não variaram entre as áreas dos fragmentos. A intensidade de luz e a intensidade de ventos também não variaram entre as áreas dos fragmentos, mas variaram entre as áreas do fragmento em relação à matriz. As variáveis bióticas provavelmente predizem melhor a riqueza que as variáveis abióticas. Há uma tendência em que a riqueza, a abundância e a equitabilidade de espécies diminuam conforme aumenta o grau de perturbação do ambiente. Áreas pequenas, como os fragmentos urbanos de Juiz de Fora, podem abrigar representantes de Squamata, mas áreas conservadas ainda são fundamentais para preservação, pois são menos suscetíveis a perturbações constantes. A herpetofauna pode ser considerada um indicador ecológico de alterações em larga escala da integridade de um hábitat.

Palavras-chaves: Fragmentação. Répteis. Conservação. Impacto Antrópico. Unidades de Conservação.

## ABSTRACT

The most amount of the remaining forest in southeastern Brazil is in forest fragments, so the interest of the scientific community to study and analyze the consequences on the biodiversity. The purpose of this study was, wherefore, to assess the diversity of herpetofauna in urban fragments of Atlantic Forest in Juiz de Fora, in southeastern Brazil and if certain characteristics of the environment might influence this diversity. A sampling of reptiles in the field occurred between September 2008 and April 2009 by time constrained search and collected through pitfall traps with drift fence and funnel traps. The area with highest species richness was the Fazenda Floresta, followed by ReBio Poço D'Anta, and then the PM Lajinha and the ReBio Santa Cândida. The evenness of Fazenda Floresta was higher than other areas. The diversity varied significantly among all areas, except between the PM Lajinha and the ReBio Santa Cândida. Diversity also varied significantly among the border, intermediate and central areas, and the intermediate area was that got the highest diversity, this is mainly due the overlap of species of forest and open areas. The humidity and temperature did not vary among areas of the fragments. The intensity of light and intensity of winds also did not vary among areas of the fragments, but varied among areas of the fragment compared to the matrix. Biotic variables probably better predict the richness than the abiotic variables. There is a trend in which richness, abundance and evenness of species decrease with increasing the degree of disturbance of the environment. Small areas, such as urban fragments in Juiz de Fora, can shelter representatives of Squamata, but conserved areas still are critical to conservation because they are less susceptible to disruption constant. The herpetofauna can be considered an indicator of environmental change on a large scale of the integrity of a habitat.

Keywords: Fragmentation. Reptiles. Conservation. Anthropic impact. Conservation Units.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2. REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	12
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	14
3.1 - Área de estudo .....	14
3.2 - Amostragem.....	15
3.2.1 - Métodos de Amostragem.....	16
3.2.1.1 - Armadilhas de queda com cerca direcionadora e funil .....	16
3.2.1.2 - Busca Ativa Limitada por Tempo.....	16
3.3 - Marcação .....	17
3.4 - Variáveis ambientais .....	17
3.5 - Análises estatísticas.....	18
<b>4. RESULTADOS</b> .....	20
<b>5. DISCUSSÃO</b> .....	31
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	39
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	40
<b>8. ANEXOS</b> .....	47

## **DIVERSIDADE DA FAUNA DE SQUAMATA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS EM JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS, BRASIL**

### **1. INTRODUÇÃO**

Um dos grandes desafios deste século 21 é desenvolver e implantar estratégias que visem diminuir a perda da biodiversidade. Isto se torna crucial em um momento onde há altas taxas de crescimento da população humana e de uso de energia, aumentando a demanda por áreas, o que acarreta perda de habitats, fragmentação e extinção de espécies (VIANA & PINHEIRO, 1998; FAHRING, 2003; EWERS, 2005). Em consequência disso, a maior parte dos remanescentes florestais, na região sudeste do Brasil, se encontra em forma de fragmentos florestais (VIANA & PINHEIRO, 1998; RIBEIRO *et al.*, 2009). Isto é evidente em países em desenvolvimento, onde o desemprego é alto e a dependência dos recursos naturais para a sobrevivência é necessária (SMART *et al.*, 2005). Para amenizar esta situação, é necessário conhecer os padrões naturais de distribuição da biodiversidade para elaborar estratégias de conservação, como o manejo da flora e fauna silvestres e a definição de áreas prioritárias para a conservação (MMA, 2002).

O interesse da comunidade científica em estudar os fragmentos florestais e suas consequências sobre a biodiversidade natural aumenta cada vez mais (GRADWOHL & GREENBERG, 1991; MADSEN *et al.* 2000), já que a fragmentação pode inserir novos fatores à história natural das espécies. Essas mudanças afetam de forma diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade e, portanto, a estrutura e dinâmica de populações (VIANA & PINHEIRO, 1998).

Deste ponto de vista, tornam-se importante os estudos que abordem os grupos prejudicados pelos processos de fragmentação e seus efeitos. Um exemplo é a herpetofauna, grupo constituído pelos anfíbios e répteis e que tem uma importância proeminente em quase todas as comunidades terrestres, sendo atualmente conhecidas cerca de 6.638 espécies de anfíbios (FROST, 2010) e cerca de 9.084 espécies de répteis (UETZ *et al.*, 2010). Mais de 80% da diversidade dos dois grupos ocorrem em regiões tropicais (POUGH *et al.*, 1998), cujas paisagens naturais estão sendo rapidamente destruídas pela ocupação humana. Devido à fidelidade territorial e baixa mobilidade de muitas espécies, aos requerimentos fisiológicos, especificidade de habitat e facilidade de estudo, anfíbios e répteis são considerados modelos

ideais para estudos sobre os efeitos da fragmentação (FABRICIUS *et al.*, 2003). Além disso, ocupam uma ampla diversidade de habitats e nichos.

As populações mundiais de répteis têm sido vítimas, nos últimos anos, de um declínio global tão sério quanto as de anfíbios (DIXO & VERDADE, 2006). Tal declínio pode ser explicado por vários fatores, entre eles, as principais razões seriam a perda e a degradação de habitats adequados (BROOKS *et al.*, 2002; GARDNER *et al.*, 2007a). A diminuição no tamanho das populações indica a prioridade e a necessidade da realização de estudos sobre a fauna de répteis em remanescentes florestais em áreas sob intensa pressão antrópica. Estes fragmentos sofrem com os efeitos de borda e com o dossel mais escasso, que causam aumento de temperatura no solo, diminuição da umidade, flutuações na temperatura e mais ventos, o que compromete a manutenção de espécies menos tolerantes a mudanças das condições de seu microhabitat, como as de répteis de interior de mata (BELL & DONNELLY, 2006).

O completo entendimento sobre o funcionamento de uma comunidade é de difícil obtenção, bem como as consequências advindas da introdução de mudanças na estrutura do ambiente natural. Além disso, é de senso comum a urgência da demanda de conhecimentos ecológicos que orientem a formulação de políticas públicas para a conservação da natureza no Brasil. Projetos que envolvam répteis no Brasil e que são relacionados aos efeitos de fragmentação de ecossistemas naturais são escassos para a enorme riqueza de espécies do nosso país, tendo sido bem menos frequentes que os trabalhos com mamíferos, aves, plantas e insetos e anfíbios (NALLY & BROWN, 2001; COLLI *et al.*, 2003; GARDNER *et al.*, 2007a).

A Floresta Atlântica Brasileira possui cerca de 200 espécies de répteis, sendo que 40 delas são endêmicas e sete estão ameaçadas de extinção (BROOKS *et al.*, 2002; RODRIGUES, 2005). Só no Estado de Minas Gerais foram computadas três espécies de répteis ameaçados de extinção, sendo duas de cágados e uma serpente da família Dipsadidae (*Philodryas oligolepis*), sendo que o número de espécies consideradas como Quase ameaçadas ou Deficientes em Dados chega a 30 (BÉRNILS *et al.*, 2009).

Apesar da riqueza de répteis existentes no Estado Minas Gerais, o nível de conhecimento sobre a fauna reptiliana em áreas mineiras de Mata Atlântica é ainda insatisfatório e muito fragmentado, sendo poucos os estudos e bastante regionalizados (FEIO, 2002; DRUMMONT *et al.*, 2005), sendo portanto, insuficientes para revelar novidades zoogeográficas. A herpetofauna em fragmentos urbanos na cidade de Juiz de Fora não foi ainda analisada no âmbito de comunidade, e nada se conhece sobre sua composição e estruturação. O efeito da fragmentação sobre a diversidade das espécies é outro ponto que carece de informações para essa região estudada.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

No Brasil, estudos abordando a fragmentação de habitats e suas implicações na diversidade da herpetofauna são relativamente recentes, como o Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) na Região Amazônica (ZIMMERMAN, 1983; LOVEJOY, 1985) e o Projeto RestaUna no sul da Bahia (SILVANO *et al.*, 2003). De acordo com esses autores não foram encontradas grandes alterações na diversidade de répteis de serapilheira de fragmentos florestais da Bahia, mas algumas espécies de lagartos têm mais sucesso em áreas preservadas, enquanto outras obtêm mais sucesso em áreas abertas e alteradas. Blocos de mata em melhor estado de conservação, ou seja, com a estrutura original da vegetação menos comprometida, apresentaram, em geral, maiores índices de riqueza do que matas com maior grau de perturbação antrópica. Isto não significa, no entanto, que espécies de interesse para a conservação, como as espécies endêmicas, não ocorram em ambientes alterados. Em alguns casos, mesmo ambientes antropizados tem importância na conservação da biodiversidade (SILVANO *et al.*, 2003).

Os efeitos da fragmentação sobre a fauna de Squamata podem variar de acordo com o bioma estudado e com as características do fragmento. A diversidade de espécies pode ser influenciada pelas características do ambiente como evapotranspiração potencial, temperatura e radiação solar (CURRIE, 1991) e por sua idade (COLLI *et al.*, 2003).

Os efeitos de borda, por exemplo, resultam numa maior exposição aos ventos e ao sol, promovendo a queda de árvores, a redução da umidade e a elevação da temperatura e da luminosidade. Essas alterações podem favorecer a colonização de fragmentos florestais por espécies típicas de áreas abertas (VITT *et al.*, 1998; SILVANO *et al.*, 2003). Fragmentos com extensas porções homogêneas de habitat podem, por exemplo, abrigar uma riqueza maior de espécies de lagartos do que aqueles onde as porções de habitat são menores e em maior número. Por outro lado a heterogeneidade ambiental pode incrementar o número de algumas espécies (SILVANO *et al.*, 2003). A fragmentação pode inclusive ocasionar o aumento da densidade de espécies de lagarto (BELL & DONELLY, 2006).

A manipulação da terra pelo homem é outra variável que pressiona fortemente a diversidade de espécies. A abertura de clareiras ou a invasão de terrenos sem manejo pode alterar significativamente os habitats, favorecendo a ocupação destas clareiras por espécies heliotérmicas, em detrimento daquelas que são sensíveis a incidência da luz solar direta (VITT *et al.*, 1998; MEIK *et al.*, 2002). Entretanto, em ambientes levemente alterados pela urbanização pode ocorrer um aumento da riqueza de espécies de lagartos (GERMAINE &

WAKELING, 2001) ou, em áreas agrícolas, decréscimos na comunidade de lagartos (GLOR *et al.*, 2001). Áreas que sofreram com grandes queimadas podem beneficiar algumas espécies ou prejudicar outras em chaparraís e florestas de coníferas norte-americanas (CUNNINGHAM *et al.*, 2002), mas o aumento da riqueza de espécies em um ambiente alterado nem sempre pode ser considerado algo benéfico para o hábitat, já que as espécies invasoras além de geralmente serem oportunistas e mais generalistas, competem com as espécies locais (VITT *et al.*, 1998).

Além da redução do habitat, a intervenção humana pode prejudicar a herpetofauna com a introdução de espécies exóticas como o cão e o gato doméstico que podem atuar como predadores de várias espécies locais (SILVANO *et al.*, 2003). Além de doenças e parasitos não-naturais, há também a caça indiscriminada que podem levar a extinção de espécies (CICCHI *et al.*, 2007). Ainda existe o tráfico de animais silvestres que, por exemplo, só em Juiz de Fora e regiões próximas, ocasiona muitas apreensões, sendo que a herpetofauna só fica atrás do grupo das aves no número de apreensões e recolhimentos (BORGES *et al.*, 2006).

Muitas vezes o estudo de grandes áreas preservadas não atende a realidade da maioria dos remanescentes da Floresta Atlântica que está fragmentada na sua maior parte, constituída principalmente por áreas de menos de 100 ha em estágios iniciais e médios de sucessão e inseridas em matrizes de pastos e áreas urbanas, e que sofre os mais variados tipos de intervenção antrópica (RIBEIRO *et al.*, 2009). Sendo assim, estudos sobre a fauna em ambientes impactados em áreas urbanas se tornam necessários para se conhecer melhor os processos resultantes da manipulação humana nestas áreas.

Em Minas Gerais, a maior parte dos trabalhos com herpetofauna é focada em temas pontuais sobre a ecologia e história natural das espécies e alguns levantamentos rápidos. Destacam-se alguns trabalhos na Mata Atlântica Mineira, como o trabalho sobre dieta de serpentes de Palmuti *et al.* (2009), sobre a dieta do lagarto gimnofitalmídeo *Ecpleopus gaudichaudii* (EISEMBERG *et al.*, 2004), sobre os hábitos alimentares do lagarto *Enyalius perditus* (Leiosauridade) (SOUSA & CRUZ, 2008), a dieta do quelônio *Hydromedusa maximiliani* (NOVELLI *et al.*, 2008), a ecologia termal e área de vida de *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) (RIBEIRO *et al.*, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2009), e a predação de *Enyalius* spp. (GOMIDES *et al.*, *in press*). Além disso, existem inventários realizados na Reserva Particular do Patrimônio Natural Feliciano Miguel Abdala por Cassimiro (2000) *apud* Drummond *et al.* (2005), no Parque Estadual do Ibitipoca por Sousa (1995) e na Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta por Sousa (2008). Um levantamento também foi realizado

em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado na cidade de Ouro Branco por São Pedro & Pires (2009). Os remanescentes da Mata Atlântica em Minas Gerais foram apontados como de interesse para conservação devido à grande pressão antrópica causada pela urbanização e desmatamento (DRUMMONT *et al.*, 2005).

A herpetofauna em fragmentos urbanos na cidade de Juiz de Fora não foi ainda analisada no âmbito de comunidade, e nada se conhece sobre sua composição e estruturação. O efeito da fragmentação sobre a diversidade das espécies é outro ponto que se pretendeu esclarecer com este trabalho, contribuindo assim para dar suporte a futuras políticas de preservação da biodiversidade neste município. Buscou-se, portanto, avaliar a diversidade da herpetofauna em fragmentos urbanos de Mata Atlântica em Juiz de Fora, no sudeste do Brasil e se variáveis abióticas e bióticas do ambiente podem influenciar estas diversidades.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo:

O projeto foi conduzido na cidade de Juiz de Fora (21° 41'20''S e 43° 20'40''W), Zona da Mata mineira, sudeste do Brasil, inserida no Domínio da Floresta Atlântica cujo clima Cwa de Köppen (clima tropical de altitude) apresenta duas estações definidas: uma quente e chuvosa (outubro a abril) e uma menos quente e seca (maio a setembro). A pluviosidade média anual é de cerca de 1.536mm e as temperaturas médias anuais oscilam em torno de 19,4°C. O mês mais quente é fevereiro, com média próxima de 23,6°C, e os meses com temperaturas mais amenas, julho e agosto, com média de 15,8°C (PLANO DIRETOR/JF-IPPLAN/JF, ANUÁRIO, 2004).

Os fragmentos florestais de Juiz de Fora se enquadram como Floresta Estacional Semidecidual, sendo que a matriz é constituída principalmente por áreas urbanas e áreas agropastoris (PIFANO *et al.*, 2007). Os locais amostrados no presentes estudo no município de Juiz de Fora (Figura 1) compreenderam os seguintes fragmentos: 1) Mata da Fazenda Floresta (21° 44' 33,6'' S, 43° 17' 32,1'' W), que compreende uma propriedade particular de criação de gado com uma área de 370ha de mata em estágio avançado de regeneração. A área circunvizinha deste fragmento é constituída por áreas de pastagem e em um ponto existe um corredor estreito conectando com a Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta; 2) Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta (ReBio Poço D'Anta) (21° 45' 15,4'' S, 43° 18' 39,2'' W), que possui uma área de 277ha e é circundada por bairros e em alguns pontos por campos de pastagem; 3) Parque Municipal da Lajinha (PM Lajinha) (21° 47' 32,7'' S, 43° 22' 51,2'' W)

possui uma área total de 88ha, sendo que cerca de 90% dessa área é coberta por mata secundária. É um Parque aberto a visitação pública nos cerca de 10% restantes da área total e está totalmente circundado por área urbana. E, por último, a 4) Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (ReBio Santa Cândida) ( $21^{\circ} 45' 17,7''$  S,  $43^{\circ} 23' 48,6''$  W), com uma área de 113,3ha que é circundada por área de pastagem e bairros.

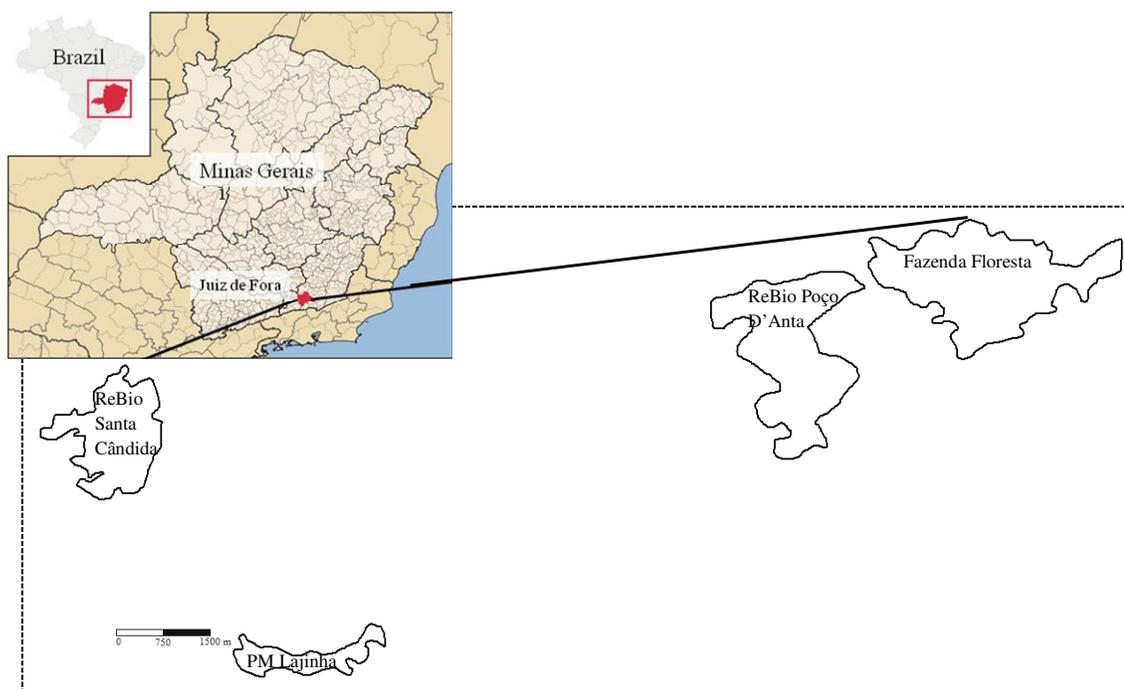


Figura 1- Localização dos fragmentos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil, onde foi amostrada a fauna de Squamata.

### 3.2. Amostragem

A amostragem de répteis em campo ocorreu entre setembro de 2008 e abril de 2009, com pelo menos um dia por semana de vistoria em cada fragmento amostrado. Todos os fragmentos foram amostrados igualmente no número de dias por semana.

As armadilhas de captura foram instaladas em áreas centrais, intermediárias e de borda de todos os fragmentos considerados. Para as capturas em áreas de borda foram instaladas linhas de armadilhas perpendiculares à borda da mata e imediatamente no início da área de mata. Em áreas de interior de mata as armadilhas foram instaladas em pontos mais centrais de cada fragmento, através de prévia marcação em mapas. Pontos intermediários foram aqueles que ficaram espacialmente entre os dois primeiros e possuíam proximidade com áreas abertas, como clareiras naturais ou não-naturais dentro dos próprios fragmentos. Serviram para comparar áreas de borda do fragmento com áreas de borda em clareiras dentro da mata. A

área onde atua o efeito de borda foi considerada como os primeiros 100 metros a partir da borda segundo Schlaepfer & Gavin (2001) e Pardini *et al.* (2009).

### 3.2.1. Métodos de Amostragem

#### 3.2.1.1. Armadilhas de queda com cerca direcionadora e de funil

Foram instaladas armadilhas de queda com cerca direcionadora (*pitfall traps with drift fences*) propostas por Greenberg *et al.* (1994) e Cechin & Martins (2000) e juntamente com este método foram instaladas armadilhas de funil (*funnel traps*) propostas por Hudson *et al.* (2006), aproveitando a mesma cerca direcionadora das armadilhas de queda, em três pontos amostrais por fragmento (áreas de borda, central e intermediária). Cada ponto continha 100 m de cerca direcionadora e 5 baldes de 20 litros (armadilhas de queda) alinhados com espaços regulares de 25 metros com 10 funis (5 de cada lado da linha) colocados entre os baldes e rente a cerca direcionadora. A cerca de lona plástica, tinha 1m de altura, dos quais 5 cm estavam enterrados abaixo do solo para evitar a passagem de animais sob a mesma. Foi colocado um pouco de serapilheira no fundo de cada balde e placas com água para a manutenção da umidade e assim evitar a desidratação dos animais capturados. E foram feitos pequenos furos no fundo dos baldes a fim de se evitar o acúmulo de águas pluviais.

Vale ressaltar que no início do trabalho a linha central de armadilhas localizada na ReBio Santa Cândida foi furtada, diminuindo o número de armadilhas disponíveis e o esforço de captura para esta área. As armadilhas não foram repostas devido a existência de outros casos de furto de armadilhas dentro da mesma ReBio, e conseqüente riscos de novos furtos.

Desta forma, soma-se 300m de cerca direcionadora, 15 armadilhas de queda e 30 funis para cada um dos três fragmentos e 200 metros de cerca direcionadora, 10 armadilhas de queda e 20 funis para a ReBio Santa Cândida, totalizando 55 armadilhas de queda, 110 funis e 1100m de cerca direcionadora para toda a cidade de Juiz de Fora. Foram realizados no total 3630 dias-balde e 7260 dias-funil para cada fragmento amostrado, com exceção para a ReBio Santa Cândida que teve 2420 dias-balde e 4840 dias-funil de amostragem. Para a cidade de Juiz de Fora, no total foram 13310 dias-balde e 26620 dias-funil de amostragem.

#### 3.2.1.2. Busca Ativa Limitada por Tempo

A localização de répteis na busca ativa limitada por tempo (HEYER *et al.*, 1994) se deu a partir de excursões a diferentes pontos dos fragmentos, em períodos diurnos (em horários entre as 8:00h e 18:00h) onde os espécimes de serpentes e lagartos foram procurados em árvores, na serapilheira, sob troncos caídos, ocos de árvores, cupinzeiros, tocas no solo e galerias de roedores. A busca foi feita por toda a área de cada fragmento, sempre por duas pessoas. Foram realizadas 50 horas/homem de busca ativa limitada por tempo para cada

fragmento. Assim, somaram-se 100 horas de busca para cada fragmento e 400 horas de busca ativa para o município. Para a busca ativa, os fragmentos foram analisados como um todo, sem distinção entre áreas de borda, intermediária e áreas centrais. As buscas noturnas não foram possíveis devido à restrições ao acesso as três áreas de Unidade de Conservação por motivos de segurança.

### 3.3. Marcação

Os lagartos capturados foram marcados com elásticos coloridos no pescoço para permitir uma individualização dos espécimes através da combinação de diferentes cores segundo Ribeiro & Sousa (2006). Serpentes foram marcadas com cortes nas placas ventrais conforme Woodbury (1956). Após a marcação, os animais foram liberados próximo ao local de captura. Espécimes-testemunho para as áreas estudadas foram coletados e depositados na Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Juiz de Fora (CHUFJF) (anexo 3). A identificação dos Squamata seguiu Peters *et al.* (1986), *Embl Reptile Database* (UETZ *et al.*, 2008), e de acordo com a Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH, 2010). A identificação dos espécimes foi confirmada pelo especialista Prof. Dr. Miguel Trefaut Rodrigues da Universidade de São Paulo (USP).

A coleta e a captura dos indivíduos foi autorizada pelo IBAMA sob a licença N° 17074-1, e a permissão para realização dos trabalhos nas Unidades de Conservação do município através da AGENDA-JF sob autorização N° 69995/08. O presente trabalho também foi aprovado pelo Comitê de Ética na Experimentação Animal da Pró-Reitoria de Pesquisa / UFJF (Protocolo n°010/2008 – CEA).

### 3.4. Variáveis ambientais

Para avaliar as características ambientais de cada área de coleta, foram medidas toda semana, a intensidade de luz através de um luxímetro digital portátil Minipa® modelo MLM-1010, e a temperatura e a umidade através do Termo Higrômetro Minipa® modelo MT-241. As leituras foram feitas sempre em horários padronizados para cada fragmento sorteando a ordem de cada área que seriam feitas as aferições, evitando vícios de amostragem. Todas as medidas em cada fragmento foram realizadas em menos de 40 minutos, evitando que variações ao longo do dia pudessem interferir na análise. As medidas realizadas na matriz foram feitas a cerca de 100 metros fora de cada fragmento para fins de comparação de quão diferente dos fragmentos ela é. Outra variável foi a abertura do dossel. Esta técnica provê informações sobre a densidade e a distribuição da folhagem, que mede indiretamente a quantidade de luz solar que chega ao solo. O dossel foi avaliado através da técnica de tubo de

observação (*sighting tube*) conforme James (1971), Knowles *et al.* (1999), Wang *et al.* (2001) e Gómez-Montes & Moreno (2008).

As medidas das variáveis da vegetação foram adaptadas de Martin *et al.* (1997), e foram tomadas da seguinte forma: cada linha de armadilha foi dividida em 10 pontos, e em cada ponto mediu-se a altura aproximada do dossel usando como base de comparação uma vara de tamanho conhecido e a circunferência na altura do peito (CAP) das 4 árvores mais próximas a cada ponto com CAP superior a 10cm. Foi medida também a altura da serapilheira em cada linha de armadilha, em 3 pontos diferentes, onde se estabeleceu um raio de 5 metros e se tomou 3 vezes a medida de profundidade de serapilheira para cada direção (norte, sul, leste e oeste), totalizando assim 12 medidas para cada ponto amostral e 36 medidas para cada linha de armadilha. Para as variáveis da vegetação, as medidas foram realizadas uma única vez durante o trabalho de campo, e para cada ponto amostral foi realizada uma média simples de cada variável amostrada.

### 3.5. Análises estatísticas

Duas variáveis foram usadas para analisar a comunidade: riqueza e diversidade de espécies. Riqueza é simplesmente o número total de espécies. Para avaliar a diversidade, em cada fragmento e em cada ponto amostral, foram utilizados o índice de Shannon ( $H'$ ), que atribui maior peso a espécies raras, e o índice de Simpson (1-D), por ser pouco influenciado por espécies raras segundo Magurran (1988). O índice de Shannon é dado por:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

onde: onde  $S$  é o número de espécies,  $p_i$  é a proporção da espécie  $i$ , estimada como  $n_i/N$ , onde  $n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$ , e  $N$  é o número total de indivíduos. E o índice de Simpson é dado por:

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

onde:  $p_i$  é a proporção da espécie  $i$  na comunidade, e  $S$  é o número de espécies. Para uma população finita, a forma apropriada de calcular essa probabilidade é dada por:

$$D = \sum_{i=1}^S \left[ \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

onde:  $n_i$  é o número de indivíduos na espécie  $i$ , e  $N$  é o número total de indivíduos.

A equitabilidade foi calculada segundo o índice de equitabilidade (Evenness = H/S) (MAGURRAN, 1988). Os cálculos foram feitos através do programa PAST 1.85 (HAMMER *et al.*, 2001). Animais recapturados não foram contabilizados na análise estatística.

As comparações entre as diversidades dos fragmentos e entre as áreas de borda, intermediária e central de todos os fragmentos foram feitas através de análise de variância (ANOVA) para os pseudo-valores de um procedimento conhecido como *Jackknife* que permite estimar a variância dos índices para comparações estatísticas. Através da técnica de *Jackknife* que consiste em gerar todas as sub-amostras possíveis a partir da retirada de uma observação não-repetida, e para cada sub-amostra é calculado um pseudo-valor (JAKSIC, 2001). Para calcular os valores de diversidade entre as áreas de borda, intermediária e central, não foram considerados os dados referentes à ReBio Santa Cândida. Os cálculos foram feitos no programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.*, 2007).

Temperatura, umidade e intensidades de luz foram comparadas entre cada ponto dentro dos fragmentos através de análises de variância (ANOVA) com o Programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.*, 2007). As variáveis bióticas (altura do dossel, cobertura do dossel, circunferência na altura do peito e altura da serapilheira) foram comparadas entre os fragmentos e entre os pontos de amostragem através do teste NPMANOVA com o programa PAST 1.85 (HAMMER *et al.*, 2001). Para esta análise não se considerou a ReBio Santa Cândida pelo fato dela não possuir um ponto central de amostragem.

Para verificar a qualidade dos dados coletados, foram construídas curvas de acumulação de espécies a partir da média de 10.000 aleatorizações dos dias de coleta com o programa EstimateS V. 8.2.0, através do método *Bootstrap* (COLWELL, 2006) para os fragmentos separadamente e para a totalidade da amostra.

Para avaliar a similaridade das áreas foi usado o índice de similaridade qualitativo de Jaccard ( $C_J$ ):

$$C_J = j / (a + b - j);$$

onde “ $j$ ” é o número de espécies encontradas em ambos os fragmentos, “ $a$ ” é o número de espécies no local “A” e “ $b$ ” é o número de espécies no local “B”, os valores se encontram entre 1 em casos de total similaridade e 0 quando não há espécies em comum entre as duas áreas analisadas. Também foi utilizado o índice de similaridade quantitativa de Sorensen ( $C_N$ ):

$$C_N = 2j_N / (aN + bN);$$

onde  $aN$  é o número de indivíduos no local “A” e “ $bN$ ” é número de indivíduos no local “B”. A variável “ $jN$ ” é a soma dos menores valores de duas abundâncias registrados para espécies encontradas em ambos os locais de coleta (MAGURRAN, 1988).

Comparações e construções de dendrogramas de similaridade também foram feitos no programa PAST 1.85 (HAMMER *et al.*, 2001) pelos métodos de análise qualitativa de Jaccard e quantitativo de Sorensen através da versão modificada de Bray-Curtis (MAGURRAN, 1988). O nível de confiança foi de 95% para os testes estatísticos.

#### **4. RESULTADOS**

Foram capturados 89 indivíduos pertencentes a 14 espécies inseridas em cinco famílias de Squamata nas quatro áreas estudadas (Tabela 1). A área com maior riqueza de espécies foi a Fazenda Floresta, seguida pela ReBio Poço D'Anta, e em seguida o PM da Lajinha e a ReBio Santa Cândida (Tabela 2). A ReBio Santa Cândida esteve subamostrada em decorrência do roubo das armadilhas. A área que apresentou a maior diversidade foi a Fazenda Floresta (Tabela 2), seguida pela ReBio Poço D'Anta. Em seguida aparece a ReBio Santa Cândida, que mesmo sendo subamostrada, apresentou maiores valores dos índices de diversidade que o PM da Lajinha. Apesar dos pesos diferentes dos dois índices de diversidade, ambos concordaram no *ranking* das áreas mais diversas. A equitabilidade da Fazenda Floresta foi superior às demais áreas, seguida pela ReBio Poço D'Anta, ReBio Santa Cândida e, por último, o Parque Municipal da Lajinha, a menor das áreas (Tabela 2).

Tabela 1 – Locais de coleta e hábito de vida das espécies de Squamata ( $n = 14$ ) capturadas nos quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Entre parênteses a abundância de cada espécie capturada. FF = Fazenda Floresta; PDT = ReBio Poço D'Anta; LAJ = PM da Lajinha e STC = ReBio Santa Cândida.

Táxon	Locais de coleta e abundância	Hábito
<b>Ophidia</b>		
<b>Dipsadidae</b>		
<i>Erythrolamprus aesculapii</i> (Linnaeus, 1766)	PDT (2)	Terrícola*
<i>Oxyrhopus clathratus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	FF (1), PDT (2), STC (1)	Terrícola*
<i>Liophis typhlus</i> (Linnaeus, 1758)	STC (1)	Terrícola*
<i>Sibynomorphus newwiedi</i> (Ihering, 1911)	FF (1)	Terrícola*
<i>Taeniophallus affinis</i> (Günther, 1858)	FF (2), PDT (2), LAJ (1)	Terrícola e fossorial*
<i>Tropidodryas striaticeps</i> (Cope, 1869)	FF (1)	Terrícola e arborícola*
<b>Viperidae</b>		
<i>Bothropoides jararaca</i> (Wied, 1824)	FF (3), PDT (4), STC (1)	Terrícola e arborícola*
<b>Sauria</b>		
<b>Gymnophthalmidae</b>		
<i>Ecleopus gaudichaudii</i> Duméril & Bibron, 1839	FF (3)	Terrícola (serapilheira)**
<i>Placosoma glabellum</i> (Peters, 1870)	FF (4), LAJ (2)	Terrícola (serapilheira)***
<i>Heterodactylus imbricatus</i> Spix, 1825	PDT (1)	Terrícola (serapilheira)**
<b>Leiosauridae</b>		
<i>Enyalius bilineatus</i> Duméril & Bibron, 1837	LAJ (2)	Semi-arborícola****
<i>Enyalius brasiliensis</i> (Lesson, 1828)	FF (5)	Semi-arborícola****
<i>Enyalius perditus</i> Jackson, 1978	PDT (7), LAJ (22), STC (16)	Semi-arborícola**
<b>Teiidae</b>		
<i>Tupinambis merianae</i> (Duméril & Bibron, 1839)	FF (1), PDT (1), LAJ (1), STC (2)	Terrícola**

\*Marques *et al.*, 2001; \*\* Dixo & Verdade, 2006; \*\*\*Condez *et al.*, 2009; \*\*\*\*Jackson, 1978.

Tabela 2 – Riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância de Squamata nos quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Riqueza	Diversidade Shannon	Diversidade Simpson (1-D)	Equitabilidade	Abundância
Fazenda Floresta (370 ha)	9	0,8761	0,8481	0,8354	21
ReBio Poço D'Anta (277 ha)	7	0,7456	0,7812	0,7952	19
ReBio Santa Cândida (113,3 ha)	5	0,3761	0,4036	0,4775	21
PM Lajinha (88 ha)	5	0,3494	0,3699	0,4471	28

A análise de variância (ANOVA) mostrou que houve uma variação significativa (Figura 2 e Tabela 3) da diversidade entre quase todas as áreas, com exceção entre o PM da Lajinha e a ReBio Santa Cândida. Essa significância ocorreu tanto para o índice de diversidade de Simpson (1-D), quanto para o índice de diversidade de Shannon. Assim, as maiores áreas foram responsáveis pelas maiores diversidades e equitabilidade sem, portanto, diferir expressivamente na abundância. A área com a maior abundância de espécimes capturados foi o PM Lajinha com 28 indivíduos (Tabela 2).

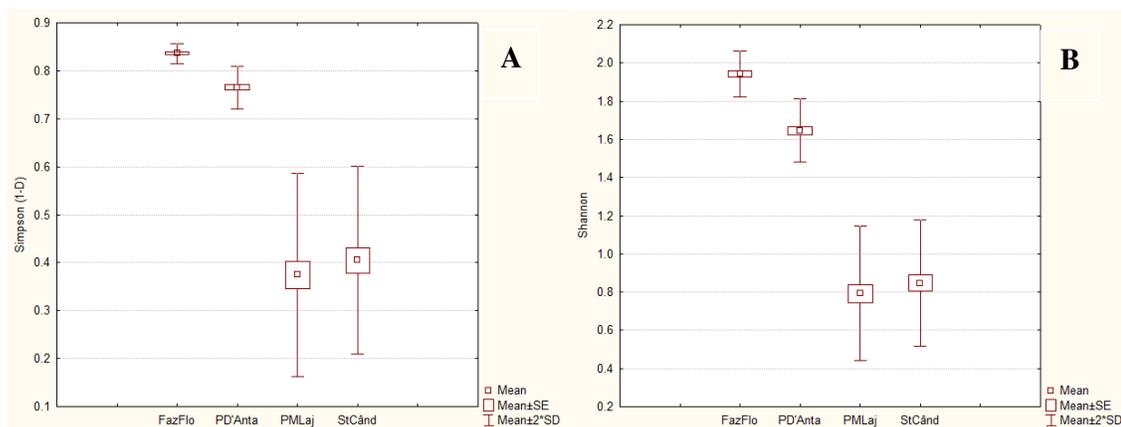


Figura 2- Diferenças entre as médias da diversidade (A = Índice de Simpson; B = Índice de Shannon) entre os quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. FazFlo = Fazenda Floresta; PD'Anta = ReBio Poço D'Anta; PMLaj = PM da Lajinha; StCând = ReBio Santa Cândida. Os quadrados no interior da caixa representam a média, a caixa representa a média  $\pm$  erro-padrão, e as linhas representam a média  $\pm$  2\*desvio-padrão.

Tabela 3 - Resultados dos testes *a posteriori* da Análise de Variância entre as médias da diversidade entre os quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 1 = Fazenda Floresta; 2 = ReBio Poço D'Anta; 3 = PM da Lajinha; 4 = ReBio Santa Cândida, NS = valor não significativo.

Áreas	Simpson (1-D)		Shannon	
	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
	<i>F</i> = 149,5316; <i>p</i> <0,0001		<i>F</i> = 272,0482; <i>p</i> <0,0001	
1 x 2	2,5473	0,0138	6,0261	<0,001
1 x 3	16,6651	<0,001	23,2957	<0,001
1 x 4	15,5788	<0,001	22,1915	<0,001
2 x 3	14,1178	<0,001	17,2696	<0,001
2 x 4	13,0315	<0,001	16,1654	<0,001
3 x 4	1,0863	NS	1,1041	NS

A análise de variância mostrou que a diversidade de espécies (Figura 3 e Tabela 4), segundo o índice de Shannon, variou significativamente entre as áreas de borda, intermediária e central. A área intermediária ( $H= 2,005$ ) mostrou a maior diversidade de espécies que as áreas de borda ( $H= 1,189$ ) e as áreas centrais ( $H= 1,561$ ). O mesmo acontece comparando as áreas através do índice de diversidade de Simpson (1-D), onde as áreas de borda ( $D_S= 0,5152$ ) e as centrais ( $D_S= 0,7037$ ) foram menos diversas que as intermediárias ( $D_S= 0,8438$ ). Algumas espécies foram capturadas somente nas áreas de borda (Figura 4), como as serpentes *Sibynomorphus newwiedi* e *Tropidodryas striaticeps*. A serpente *Oxyrhopus clathratus* e o

lagarto *Tupinambis merianae* foram capturados somente em áreas intermediárias e a serpente *Erythrolamprus aesculapii* e o lagarto *Heterodactylus imbricatus* somente nas áreas centrais. A área de borda apresentou a riqueza de sete espécies, a área intermediária nove espécies e a área central sete espécies.

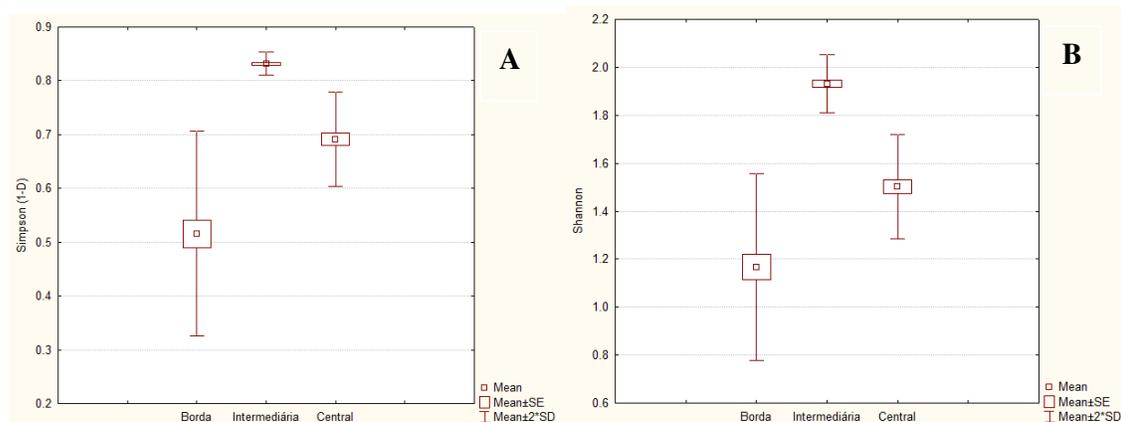


Figura 3- Diferenças entre as médias da diversidade (A = Índice de Simpson; B = Índice de Shannon) entre as áreas de borda, intermediária e central de três fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Os quadrados no interior da caixa representam a média, a caixa representa a média  $\pm$  erro-padrão, e as linhas representam a média  $\pm$  2\*desvio-padrão.

Tabela 4 - Resultados dos testes *a posteriori* da Análise de Variância entre as médias da diversidade entre as áreas de borda, intermediária e central de três fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 1 = Borda; 2 = Intermediária; 3 = Central.

Áreas	Simpson (1-D)		Shannon	
	$F = 94,9778; p < 0,0001$		$F = 115,0564; p < 0,0001$	
	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
1 x 2	13,7543	<0,001	15,1306	<0,001
1 x 3	7,6388	<0,001	6,6271	<0,001
2 x 3	6,1155	<0,001	8,5035	<0,001

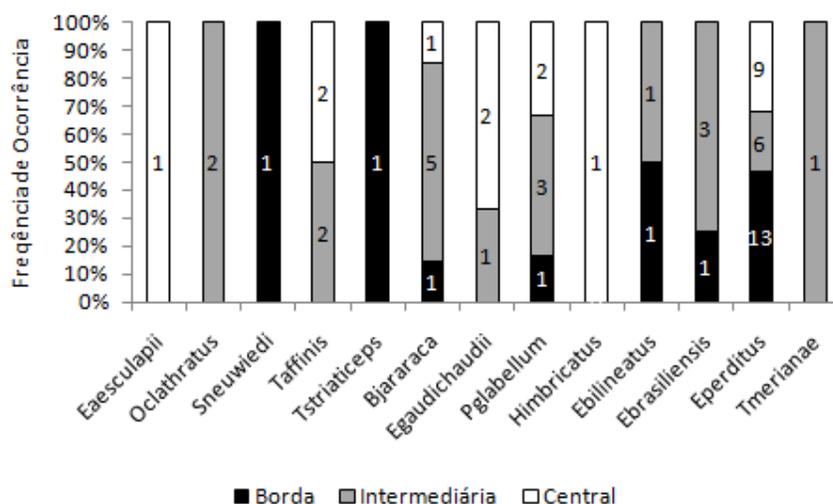


Figura 4- Frequências de ocorrência (em %) das espécies de Squamata nas áreas de borda, intermediária e central de três fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Os números nas colunas correspondem a abundância de indivíduos capturados em cada ponto amostral.

A porcentagem de cobertura do dossel apesar de não diferir significativamente entre as áreas foi menor na Fazenda Floresta em relação às demais áreas (Figura 5A), embora a altura do dossel tenha sido maior naquela área (Figura 5D). A Fazenda Floresta foi a que apresentou *status* vegetacional melhor de conservação (Sousa, F. S., comunicação pessoal). A ReBio Santa Cândida apresentou, por exemplo, grandes quantidades de *Coffea* sp. (café) pelo subbosque. O PM Lajinha, a ReBio Poço D'Anta e a ReBio Santa Cândida apresentaram vários pontos de corte e extração ilegal de madeiras. A Fazenda Floresta ainda apresentou maior CAP que as outras áreas (Figura 5C), embora a serapilheira das outras áreas tenha sido maior (Figura 5B).

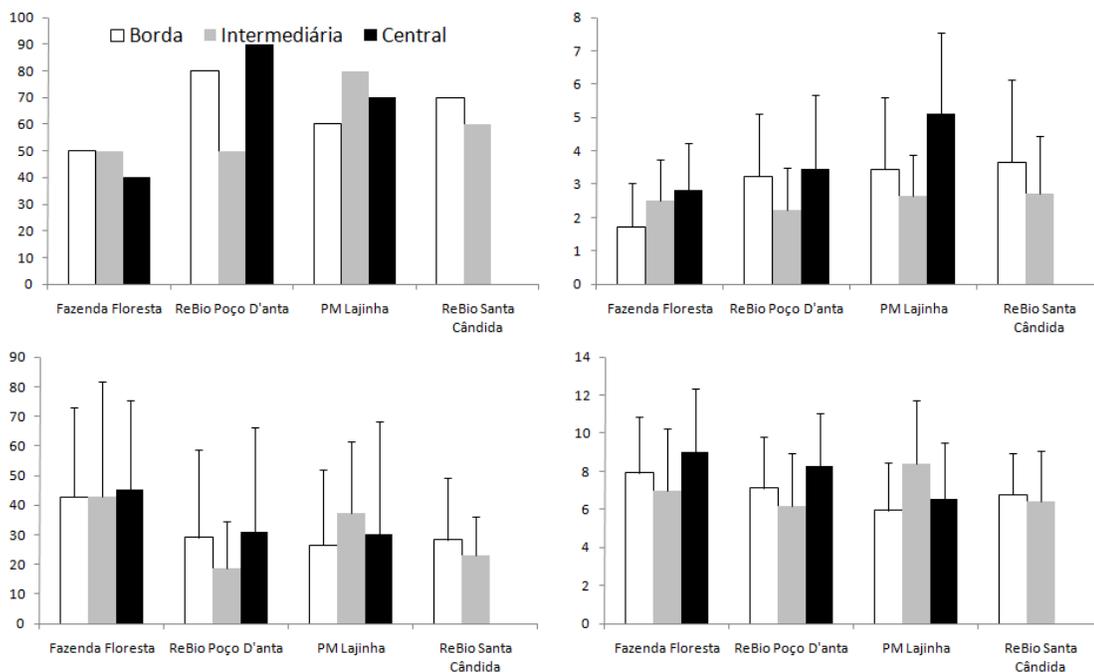


Figura 5– Características estruturais da vegetação nas áreas de borda, intermediária e central dos quatro fragmentos florestais urbanos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A) Cobertura do dossel em %; B) altura da serapilheira em cm; C) CAP em cm e D) Altura do dossel em metros.

A altura da serapilheira variou significativamente ( $F = 7,956$ ;  $p < 0,0001$ ) entre os três fragmentos analisados (Tabela 5). A Fazenda Floresta apresentou uma altura menor que as outras duas áreas. Para a área central o PM da Lajinha apresentou uma altura maior que os outros fragmentos. Para a área de borda a Fazenda Floresta teve altura significativamente menor que as demais áreas (Figura 5B).

A porcentagem da cobertura do dossel não variou significativamente entre os três fragmentos analisados ( $F = 1,483$ ;  $p = 0,2468$ ). Sendo que entre a Fazenda Floresta e a ReBio Poço D'Anta houve uma significância marginal. Sendo que na segunda a cobertura é maior (Figura 5B).

A circunferência na altura do peito (CAP) também variou entre as áreas ( $F = 8,493$ ;  $p < 0,0001$ ), sendo que na Fazenda Floresta os valores foram maiores que nas outras áreas. Na Fazenda Floresta os valores desta variável foram maiores do que nos demais fragmentos nas áreas de borda e centrais. Já na área intermediária a ReBio Poço D'Anta teve os valores menores aos das outras duas áreas (Figura 5C).

Houve também variação significativa em relação à altura do dossel ( $F = 6,241$ ;  $p < 0,0001$ ). O PM Lajinha apresentou valores menores que os outros fragmentos, tanto para áreas de borda e área central (Figura 5 C).

Tabela 5 – Matriz dos valores de  $p$  do teste NPMANOVA e valores do teste *a posteriori* da NPMANOVA para as diferenças nas variâncias da altura média da serapilheira, cobertura do dossel, circunferência na altura do peito (CAP) e altura do dossel entre os três fragmentos florestais urbanos analisados na cidade de Juiz de Fora, MG, Brasil.

	Fazenda Floresta	ReBio Poço D'Anta	PM Lajinha
<b>ALTURA DA SERAPILHEIRA</b>			
Fazenda Floresta	-	0,0002	0
ReBio Poço D'Anta		-	0,016
PM Lajinha			-
	<b>Borda</b>	<b>Intermediária</b>	<b>Central</b>
Fazenda Floresta X ReBio Poço D'Anta	$p < 0,0001; t = 3,6715$	$p = 0,5391; t = 0,7233$	$p = 0,4382; t = 0,8667$
ReBio Poço D'Anta X PM Lajinha	$p = 0,8455; t = 0,4136$	$p = 0,1372; t = 1,4212$	$p = 0,0022; t = 2,7849$
Fazenda Floresta X PM Lajinha	$p = 0,0002; t = 3,5341$	$p = 0,5242; t = 0,7263$	$p < 0,0001; t = 3,8652$
<b>COBERTURA DO DOSSEL</b>			
Fazenda Floresta	-	0,0548	0,677
ReBio Poço D'Anta		-	0,4203
PM Lajinha			-
<b>CIRCUNFERÊNCIA NA ALTURA DO PEITO (CAP)</b>			
Fazenda Floresta	-	0	0,0002
ReBio Poço D'Anta		-	0,0001
PM Lajinha			-
	<b>Borda</b>	<b>Intermediária</b>	<b>Central</b>
Fazenda Floresta X ReBio Poço D'Anta	$p = 0,0007; t = 3,1984$	$p < 0,0001; t = 4,685$	$p = 0,0015; t = 3,1521$
ReBio Poço D'Anta X PM Lajinha	$p = 0,9489; t = 0,2485$	$p < 0,0001; t = 4,7979$	$p = 0,6885; t = 0,5997$
Fazenda Floresta X PM Lajinha	$p = 0,0002; t = 3,3808$	$p = 0,8968; t = 0,3244$	$p < 0,0001; t = 3,6592$
<b>ALTURA DO DOSSEL</b>			
Fazenda Floresta	-	0,1934	<0,0001
ReBio Poço D'Anta		-	<0,0001
PM Lajinha			-
	<b>Borda</b>	<b>Intermediária</b>	<b>Central</b>
Fazenda Floresta X ReBio Poço D'Anta	$p = 0,2155; t = 1,2332$	$p = 0,2719; t = 1,1189$	$p = 0,4464; t = 0,7966$
ReBio Poço D'Anta X PM Lajinha	$p = 0,0352; t = 2,0491$	$p = 0,0009; t = 3,2249$	$p = 0,0047; t = 2,8026$
Fazenda Floresta X PM Lajinha	$p = 0,0016; t = 3,0530$	$p = 0,0436; t = 1,9099$	$p = 0,001; t = 3,2496$

Quanto às variáveis abióticas (Tabela 6), a temperatura e a umidade (Figuras 6 e 7) não variaram significativamente entre as áreas dentro dos fragmentos, e nem entre as áreas dentro do fragmento em relação a matriz. A intensidade de luz (Figuras 8 e 9) também não variou entre os pontos dentro do fragmento, mas entre os pontos dentro do fragmento em relação a matriz essas variações foram significativas.

Tabela 6 - Resultados dos testes ANOVA, incluindo os testes *a posteriori*, das diferenças entre as variáveis abióticas entre áreas de borda, intermediária, central e matriz para os quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 1 = borda; 2 = intermediária; 3 = central; 4 = matriz. \* ns = valor não significante

	Fazenda Floresta	ReBio Poço D'Anta	PM Lajinha	ReBio Santa Cândia				
<b>Temperatura</b>								
one way - ANOVA	$F = 1,3448; p = 0,2636$	$F = 1,2537; p = 0,2941$	$F = 0,5568; p = 0,6491$	$F = 0,7611; p = 0,5248$				
<b>Umidade</b>								
one way - ANOVA	$F = 0,1836; p = 0,9071$	$F = 0,1622; p = 0,9210$	$F = 0,0228; p = 0,9949$	$F = 0,1631; p = 0,8506$				
<b>Intensidade de Luz</b>								
one way - ANOVA	$F = 3,0056; p = 0,0333$	$F = 77,6992; p = 0,00$	$F = 39,5680; p = 0,00$	$F = 33,5172; p < 0,0001$				
	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
1 X 2	0.1147	ns	0.319	ns	0.1301	ns	0.0216	ns
1 X 3	0.0079	ns	0.2095	ns	0.1005	ns		
1 X 4	2.4973	0.0141	12.6393	<0,001	8.9471	<0,001	7.1039	<0,001
2 X 3	0.1069	ns	0.1094	ns	0.2306	ns		
2 X 4	2.3321	0.0217	12.3203	<0,001	8.8183	<0,001	7.1253	<0,001
3 X 4	2.4894	0.0144	12.4297	<0,001	9.0466	<0,001		

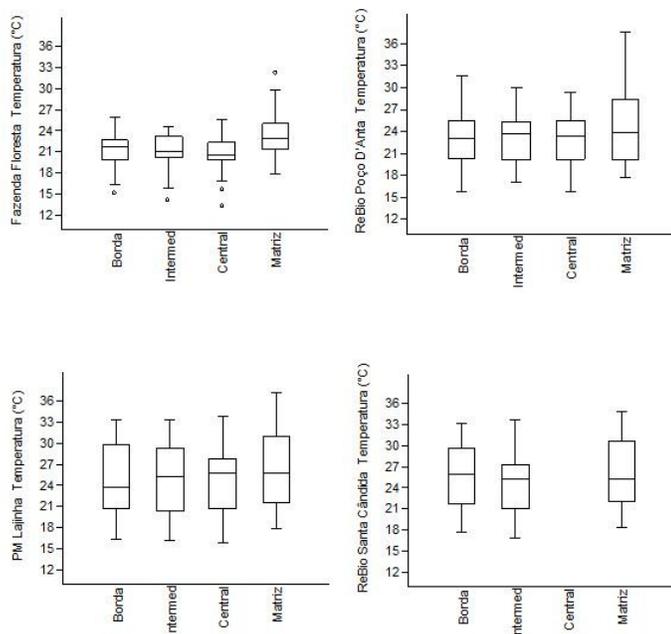


Figura 6- Temperatura nos pontos de coleta nas áreas de borda, intermediária, central e matriz nos quatro fragmentos florestais urbanos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A caixa mostra o intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil e a linha horizontal mostra a mediana. Os whiskers mostram os valores máximos e mínimos.

A variável umidade (Figura 7) não diferiu significativamente entre as áreas no fragmento e nem entre essas e a matriz. Isso para todos os locais avaliados, mas há uma tendência para que áreas de borda e matriz apresentem os menores valores de umidade.

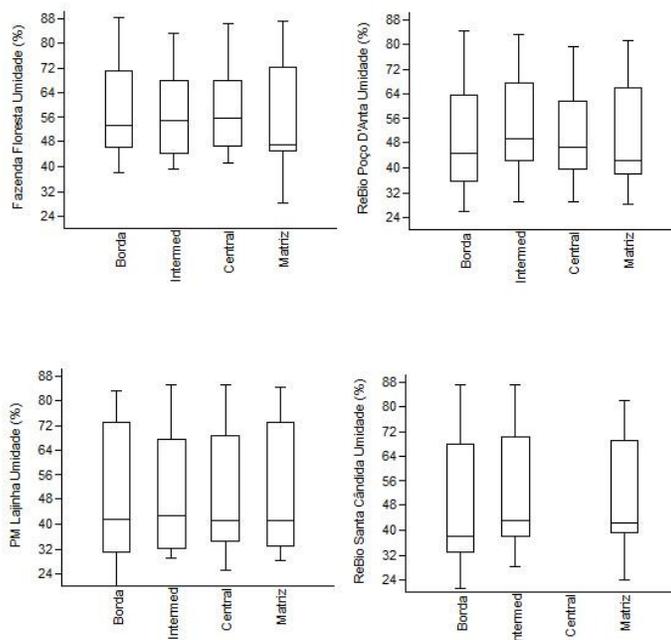


Figura 7– Umidade nos pontos de coleta nas áreas de borda, intermediária, central e matriz nos quatro fragmentos florestais urbanos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A caixa mostra o intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil e a linha horizontal mostra a mediana. Os whiskers mostram os valores máximos e mínimos.

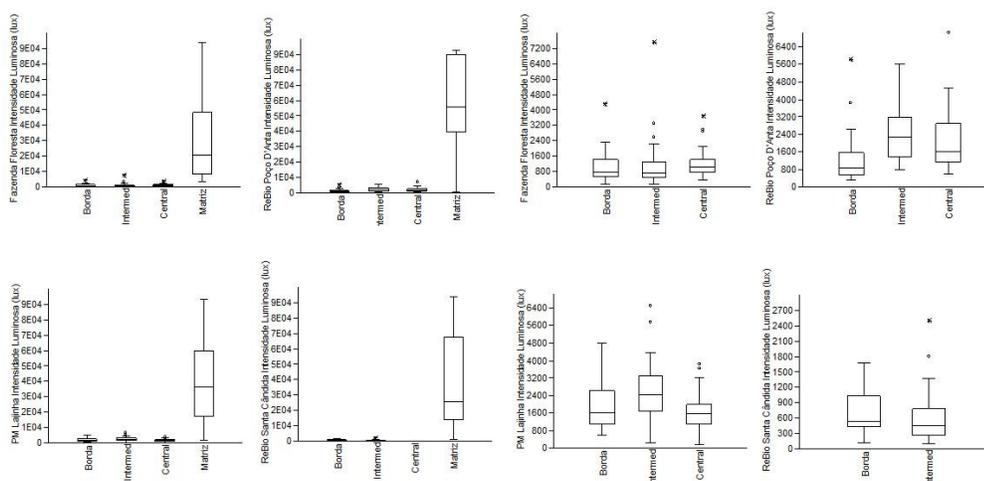


Figura 9– Intensidade luminosa nos pontos de coleta nas áreas de borda, intermediária, central, incluindo e excluindo os dados da matriz nos quatro fragmentos florestais urbanos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. A caixa mostra o intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil e a linha horizontal mostra a mediana. Os whiskers mostram os valores máximos e mínimos.

A curva do coletor indicou estabilização no acréscimo de espécies de Squamata ao longo do período de coleta nos fragmentos isoladamente e em conjunto (Figura 10), mostrando que grande parte das espécies existentes já foram capturadas nestas áreas. Apesar disso, sabe-se que algumas espécies ainda não foram amostradas, considerando aquelas já registradas para o município e depositadas na CHUFJF.

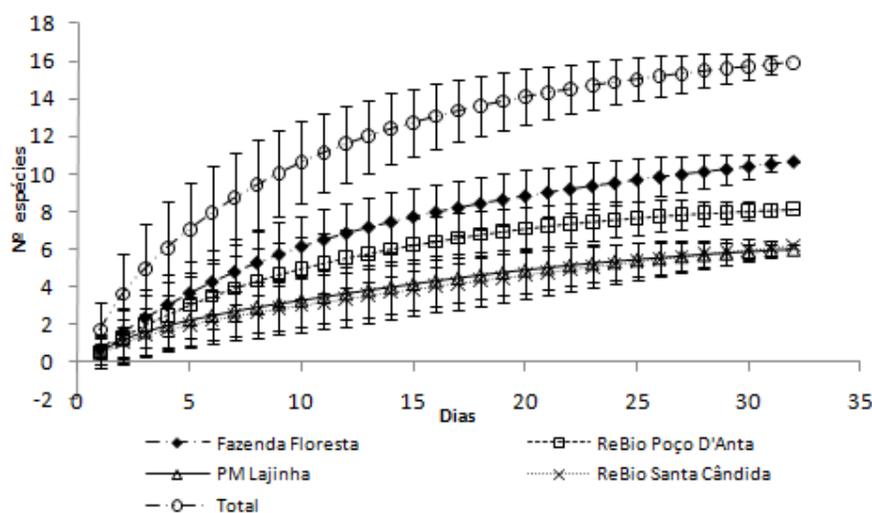


Figura 10 – Curva de acumulação de espécies de Squamata para os quatro fragmentos florestais urbanos amostrados e para a totalidade da amostra na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Quantitativamente, os fragmentos mais semelhantes segundo o índice de Sorensen (Tabela 7 e Figura 11B) foram os do PM da Lajinha e o da ReBio Santa Cândida, locais onde a abundância do lagarto *Enyalius perditus* foi maior, correspondendo a 78,5% e 76,2% das capturas nas respectivas áreas. Na ReBio Poço D'Anta esse valor de captura foi de 36,8% e não houve capturas dessa espécie para a Fazenda Floresta. *Enyalius perditus* correspondeu a 50,4% das capturas totais realizadas no município de Juiz de Fora. A segunda espécie mais comum foi *Bothropoides jararaca* com 9% das capturas.

Qualitativamente, segundo o índice de Jaccard (Tabela 7 e Figura 11A), os fragmentos mais similares foram os das ReBio's Poço D'Anta e Santa Cândida. O primeiro apresentou 50% e o segundo 35,7% das espécies listadas para o município de Juiz de Fora presentes em seus limites. A Fazenda Floresta possui 64,3% e o PM da Lajinha 35,7% das espécies registradas para Juiz de Fora. A Fazenda Floresta apresentou quatro espécies exclusivas em sua área (as serpentes *Sibynomorphus newwied* e *Tropidodryas striaticeps*, e os lagartos *Ecpleopus gaudichaudii* e *Enyalius brasiliensis*). A ReBio Poço D'Anta apresentou duas espécies exclusivas (a serpente *Erythrolamprus aesculapii* e o lagarto *Heterodactylus*

*imbricatus*), e o PM da Lajinha (o lagarto *Enyalius bilineatus*) e a ReBio Santa Cândida (a serpente *Liophis typhlus*) apenas uma espécie.

Tabela 7 – Matriz dos valores do Índice de Similaridade Quantitativa de Sorensen ( $C_N$ ) e dos valores do Índice de Similaridade Qualitativa de Jaccard ( $C_J$ ) (valores em **negrito e itálico**) para os quatro fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

	Fazenda Floresta	ReBio Poço D'Anta	PM Lajinha	ReBio Santa Cândida
Fazenda Floresta	-	<b><i>0,333</i></b>	<b><i>0,273</i></b>	<b><i>0,273</i></b>
ReBio Poço D'Anta	0,350	-	<b><i>0,333</i></b>	<b><i>0,500</i></b>
PM Lajinha	0,163	0,383	-	<b><i>0,250</i></b>
ReBio Santa Cândida	0,143	0,500	0,694	-

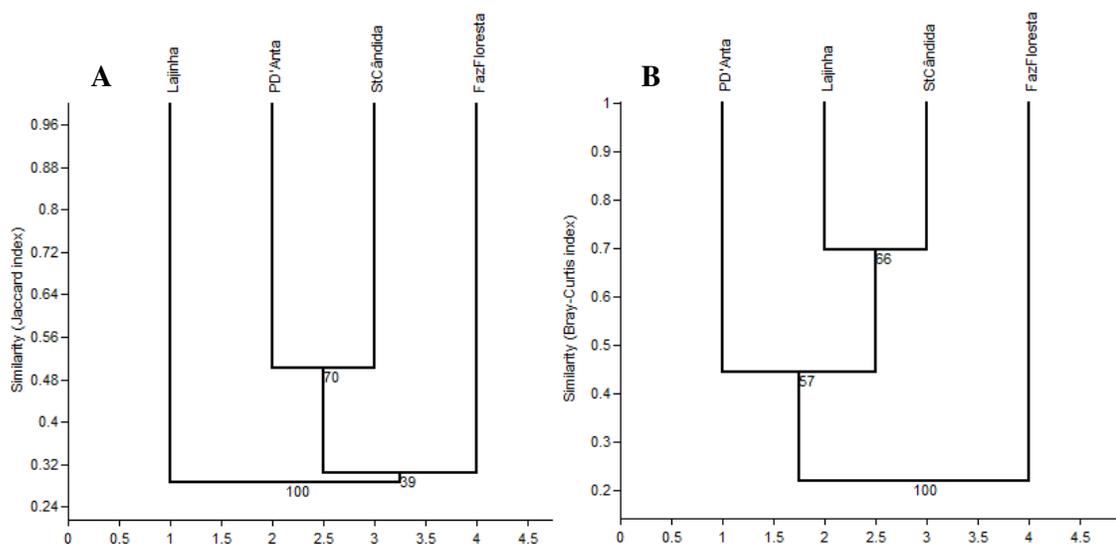


Figura 11 – Dendrogramas de similaridade baseados no A) índice qualitativo de Jaccard (Coeficiente de Correlação Cofenética = 0,9313) e no B) índice quantitativo de Bray-Curtis (Coeficiente de Correlação Cofenética = 0,9209) para os quatro fragmentos florestais urbanos na cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

#### 4. DISCUSSÃO

O fragmento com maior riqueza de espécies, a Fazenda Floresta, foi aquele que apresentou a maior área e também onde se detectou maiores preocupações de conservação pelos responsáveis da sua administração. A Fazenda Floresta, por ser uma propriedade particular, possui funcionários responsáveis por cuidar de seu território e não permitir a entrada de pessoas não autorizadas, ao contrário das áreas públicas estudadas, onde se registraram atividades antrópicas, como: corte de madeira, caça, atividades religiosas, caminhadas não-autorizadas, dentre outras. A Fazenda Floresta teve ainda a maior representatividade de répteis Squamata da cidade de Juiz de Fora (nove espécies). Entretanto, comparada com outros estudos realizados em áreas florestais no estado de Minas Gerais, a cidade de Juiz de Fora apresenta a menor riqueza de espécies (14 espécies). No estudo de Bertoluci *et al.* (2009) na Estação Ambiental de Peti (reserva florestal de 606 ha em uma área de transição entre mata atlântica e cerrado), foi elaborada uma lista com 29 espécies de Squamata registradas para a área (sendo 16 espécies encontradas no trabalho e outras 13 registradas previamente). As duas áreas apresentam seis espécies em comum e oito espécies exclusivas à área urbana do município de Juiz de Fora (*Taeniophalus affinis*, *Liophis tiplhus*, *Sibynomorphus newwiedi*, *Ecleopus gaudichaudii*, *Placosoma glabellum*, *Heterodactylus imbricatus*, *Enyalius brasiliensis*, *Enyalius perditus*). No trabalho de São Pedro & Pires (2009) realizado na região rural e urbana de Ouro Branco durante 40 meses, uma área transicional de Mata Atlântica e Cerrado, foram encontradas 28 espécies de serpentes, sendo que destas somente quatro espécies são comuns entre as duas áreas (*Erythrolamprus aesculapii*, *Taeniophallus affinis*, *Tropidodryas striaticeps*, *Bothropoides jararaca*). Algumas espécies que não foram registradas para Juiz de Fora são espécies típicas de áreas de fitofisionomia de Cerrado ou áreas abertas como, por exemplo, *Caudisona durissa* (Linnaeus, 1758). No trabalho de Feio & Caramaschi (2002) realizado no nordeste de Minas Gerais e abrangendo fragmentos que variaram de 517 a 10.000 ha, apenas 11 espécies de Squamata foram encontradas e somente *Bothropoides jararaca* foi comum às duas áreas. A área urbana de Juiz de Fora também apresenta baixa riqueza comparado a outras áreas de Mata Atlântica como as grandes reservas do Estado de São Paulo, que apresentam 55 espécies de Squamata (CONDEZ *et al.*, 2009), sendo que 10 espécies são comuns às duas áreas. Provavelmente, essa baixa riqueza se deve ao fato de não haver uma grande área contínua de Mata Atlântica na região de Juiz de Fora e as áreas remanescentes são pequenas e fortemente pressionadas

pela urbanização, pois segundo Dixo & Metzger (2009), florestas contínuas geralmente abrigam mais espécies e mais indivíduos da herpetofauna de serapilheira.

Nesse estudo, as áreas intermediárias mostraram-se mais ricas que as áreas centrais e de borda. Provavelmente a sobreposição de espécies florestais e de áreas abertas seja responsável por tal registro, (como a ocorrência de *Enyalius brasiliensis*, típico de matas mais densas, e também *Tupinambis merianae* típica de áreas abertas) considerando de que a heterogeneidade ambiental é um importante processo na determinação de padrões da biodiversidade pelo aumento na disponibilidade de diferentes recursos no tempo e no espaço (MacARTHUR & WILSON, 1967; PARDINI *et al.*, 2009). Ao contrário do que ocorreu neste estudo, em uma região de Mata Atlântica do sul da Bahia, a riqueza não variou entre áreas de borda e áreas centrais de fragmentos (DIXO & MARTINS, 2008), mas as matrizes das duas regiões são bem diferentes, sendo que neste estudo a matriz é constituída basicamente de área urbana e/ou área de intensa atividade agropastoril e no estudo realizado na Bahia a matriz é constituída de cacauzeiros e florestas em regeneração.

As mudanças na estrutura do ambiente modificam a diversidade e composição de espécies em florestas tropicais, como por exemplo, as espécies heliotérmicas de Squamata preferem áreas abertas causadas por quedas ou corte de árvores, e as espécies não-heliotérmicas as evitam (VITT *et al.*, 1998). As espécies forrageadoras ativas são aquelas que geralmente possuem maior área de vida e são menos exigentes quanto às condições ambientais, e por isso são as mais rápidas na colonização de ambientes perturbados. Por isso espera-se que principalmente estas espécies (e.g. teídeos) ocupem mais habilmente os ambientes antropizados do que as espécies sensíveis a perturbação do ambiente (CUNNINGHAM *et al.*, 2002), como visto no presente trabalho em que o lagarto teídeo *Tupinambis merianae* aparece em área intermediária. Segundo Fabricius *et al.* (2003) e Smart *et al.* (2005), em ambientes de savana, áreas perturbadas podem ser até duas vezes mais abundantes que áreas protegidas, apesar das diversidades serem similares, e os distúrbios de formas intermediárias podem até mesmo aumentar a diversidade (GERMAINE & WAKELING, 2001; FABRICIUS *et al.*, 2003; SMART *et al.*, 2005). Na Amazônia, áreas de florestas primárias apresentaram mais espécies exclusivas do que florestas secundárias, e estas por sua vez, mais espécies que as florestas de eucalipto, tanto para anfíbios quanto para lagartos, mostrando que a alteração da composição vegetal original compromete a estrutura da taxocenose da herpetofauna. Além disso, a riqueza de lagartos arborícolas decresce significativamente em plantações de eucalipto se comparada a florestas primárias (GARDNER *et al.*, 2007b).

A ectotermia nos répteis pode torná-los mais sensíveis às mudanças ambientais causadas pelos efeitos de borda, entretanto a preferência de algumas espécies de lagartos por áreas de borda ou interior pode acontecer até mesmo sazonalmente, favorecendo oportunidades de reprodução e forrageio e diminuindo parasitismo e predação, segundo o trabalho de Schlaepfer & Gavin (2001), onde os lagartos de interior de mata apresentaram até duas vezes mais ectoparasitos que os de borda.

Alguns estudos indicam que a riqueza, a abundância e a equitabilidade de espécies de répteis possam estar mais fortemente correlacionadas negativamente conforme aumenta o grau de urbanização ou perturbação do ambiente (GERMAINE & WAKELING, 2001), demonstrando que os processos de modificações do hábitat podem favorecer a colonização de algumas espécies em detrimento de outras (VITT *et al.*, 1998). As espécies de lagartos mais comuns em plantações são as espécies heliotérmicas, enquanto em ambientes de florestas secundárias e primárias essas mesmas espécies são raras ou ausentes. Áreas de plantação podem ser consideradas como desertos biológicos, uma vez que contribuem com poucas espécies e essas espécies são geralmente generalistas e com ampla distribuição (GARDNER *et al.*, 2007b).

O tamanho da área geralmente pode ser o melhor indicador de riqueza quando se compara grandes extensões de florestas com os fragmentos próximos (BELL & DONNELLY, 2006; WANG *et al.*, 2009), mas nesse estudo, apesar de não haver uma grande área para funcionar como parâmetro, uma vez que as quatro áreas são formadas por pequenos fragmentos (88 a 370 ha), houve uma tendência das maiores áreas apresentarem maiores riquezas de espécies. Porém, para fragmentos com áreas de até 300 ha, o tamanho e a conexão com outras áreas parece não influenciar a riqueza e a abundância da herpetofauna (DIXO & METZGER, 2009). Para estes fragmentos urbanos, como o tamanho pode não ser o fator que influencia a composição da taxocenose de Squamata, as características estruturais do ambiente tem uma influência maior na riqueza de espécies das áreas.

Outro fato foi a alopatria na distribuição das espécies do gênero *Enyalius* que são típicas de mata densa, e que pode ser resultado da inabilidade dessas espécies em particionar nichos, dada a grande similaridade ecológica entre as espécies, exceto pelo fato que *E. bilineatus* tem preferência por áreas abertas (JACKSON, 1978). Duas espécies de *Enyalius* podem ser simpátricas, mas dificilmente serão sintópicas (TEIXEIRA *et al.*, 2005). Sabe-se que *E. bilineatus* e *E. brasiliensis* podem ocorrer em simpatria (TEIXEIRA *et al.*, 2005), sendo *E. bilineatus* típico de áreas abertas (JACKSON, 1978) e *Enyalius brasiliensis* preferindo as manchas florestais, assim como *E. perditus* (JACKSON, 1978). Na Fazenda

Floresta ocorreu somente a espécie *E. brasiliensis*, na Rebio Poço D'Anta, no PM Lajinha e na ReBio Santa Cândida ocorreu *E. perditus*. Espécimes de *E. perditus* e *E. bilineatus* ocorrem em simpatria na ReBio Santa Cândida (dados referentes a espécimes depositados na CHUFJF) e no PM Lajinha (capturas realizadas neste presente trabalho). A ausência de simpatria entre *E. perditus* e *E. brasiliensis* nos fragmentos urbanos de Juiz de Fora ainda precisa ser mais esclarecida, mas provavelmente a partição de recursos pode ser um dos fatores que limitaria a existência de duas espécies com os mesmos requisitos ecológicos. Teixeira *et al.* (2005) observaram que *Enyalius bilineatus* e *E. brasiliensis* ocupam diferentes nichos espaciais e alimentares em um mesmo ambiente, e sugeriram que por isso podem ocupar um mesmo fragmento e muito provavelmente *E. bilineatus* possa ser favorecido pela antropização dos ambientes. A ausência de relatos de simpatria de *E. perditus* e *E. brasiliensis* na literatura reforçam a idéia de alopatria dessas duas espécies.

*Enyalius perditus* foi considerada uma espécie indicadora da degradação do ambiente por Dixo & Metzger (2009) por ser sensível a alterações ambientais. Conforme Jackson (1978), essa é uma espécie restrita de áreas com dossel fechado, mas em Juiz de Fora esta espécie foi a mais abundante em três fragmentos e parece estar bem estabelecida nestes fragmentos. Portanto, para a região deste estudo, *E. perditus* pode não ser a melhor opção para avaliar o grau de perturbação dos ambientes.

Há uma tendência de fragmentos apresentarem menor cobertura do dossel e maior serapilheira (BELL & DONNELLY, 2006) quando comparados a extensas porções de floresta. Um maior acúmulo de serapilheira também é esperado em locais próximos às bordas florestais, em função do estresse hídrico das árvores e de uma taxa mais lenta de decomposição (LAURANCE *et al.* 2002). Neste trabalho, as menores áreas apresentaram a maior serapilheira, e a porcentagem de cobertura de dossel foi maior na ReBio Poço D'Anta, a segunda maior área, mas a maior área apresentou a menor porcentagem de cobertura. A altura do dossel e o CAP foram maiores no fragmento de área mais extensa (Fazenda Floresta) e, por se tratar da área mais protegida, a retirada de madeira neste fragmento talvez seja menor que nas outras áreas e o estágio de regeneração esteja mais avançado. Para a região, provavelmente estes sejam os melhores indicadores de riqueza que outras variáveis.

Apesar da temperatura e a umidade não terem variado entre os pontos de borda e centro dos fragmentos neste estudo, Bell & Donnelly (2006) citam que esses parâmetros podem variar em fragmentos com tamanhos maiores. A temperatura e a umidade do ambiente são importantíssimas para muitos répteis, sendo que a determinação do sexo pela temperatura é conhecida para alguns lagartos (RODRIGUES, 2005) e isso pode afetar as espécies que vivem

em áreas com dossel descontínuo, possivelmente desviando a razão sexual, como provavelmente tenha ocorrido com uma espécie do gênero *Leposoma* no sul da Bahia, segundo Rodrigues (2005). As variáveis abióticas podem não ser os melhores indicadores de riqueza da herpetofauna (JELLINEK *et al.*, 2004), o que parece acontecer para Juiz de Fora.

Na Austrália, segundo Jellinek *et al.* (2004) a cobertura do solo, a serapilheira e a composição da comunidade vegetal influenciaram negativamente a distribuição de algumas espécies de Squamata, e a riqueza de plantas influenciou a distribuição de outras. Neste estudo, as áreas com as menores médias de altura da serapilheira apresentaram maiores riquezas, assim, provavelmente essa característica também prediz uma maior riqueza. Jellinek *et al.* (2004) também afirmam que as espécies generalistas de répteis geralmente persistem nos fragmentos menores por não serem afetadas pelos efeitos de borda e nem pelo tamanho do fragmento, podendo forragear e utilizar áreas antropizadas. A estrutura da vegetação explicou melhor os efeitos da fragmentação sobre os lagartos, embora as características ambientais também tenham tido um papel importante na estrutura dessas comunidades. Algumas espécies foram mais influenciadas do que outras, sendo que uma espécie de lagarto (JELLINEK *et al.*, 2004) foi afetada negativamente pela distribuição de uma planta exótica, demonstrando que espécies exóticas podem impactar as espécies de lagartos. De acordo com Dixo & Metzger (2009) espécies com diferentes requisitos ecológicos são afetadas diferentemente pela mesma variável ambiental. No entanto, falta ainda consenso para explicar quais variáveis de fato explicariam melhor a variação das taxocenoses de Squamata, uma vez que existem ainda algumas contradições na literatura.

Não foi possível avaliar se a variação da riqueza de espécies foi em função do tamanho das áreas, uma vez que os quatro fragmentos estudados não são suficientemente diferentes no tamanho de suas áreas. Como na região não existe uma grande área para comparação, essa variável não pode ser testada. Entretanto, outros trabalhos em regiões tropicais mostraram que a riqueza de espécies foi mais afetada negativamente em ambientes mais antropizados ou que recentemente sofreram distúrbios (*e.g.* GLOR *et al.*, 2001; SILVANO *et al.*, 2003). Todavia, fragmentação não pode ser vista somente como uma força negativa, já que muitas forças positivas têm sido relacionadas à fragmentação para outros grupos animais, como a sobrevivência de juvenis, o aumento de riqueza, as taxas reprodutiva e de recrutamento, dentre outros listados por Fahring (2003). Mas de qualquer forma, os pontos positivos são infinitamente menores que os negativos.

A curva do coletor indica que houve estabilização de espécies encontradas para os fragmentos estudados e para a área urbana do município como um todo. Áreas como o Parque

Municipal da Lajinha e a ReBio Santa Cândida são mais conhecidas pois já tinham espécimes previamente depositados na CHUFJF, por outro lado, a ReBio Poço D'Anta foi pouco estudada e a Fazenda Floresta recebeu o primeiro estudo da sua comunidade de Squamata e, por isso, ainda carecem de muito mais estudos em todos os grupos taxonômicos. Embora a ReBio Poço D'Anta e a Fazenda Floresta estejam muito próximas, existindo até mesmo uma ligação física, elas não apresentaram os maiores índices de similaridade, sendo essas menos semelhantes que áreas que estão separadas espacialmente pela malha urbana de Juiz de Fora. Esse fato demonstra que não basta apenas a ligação física entre os ambientes, tem que haver características estruturais e a qualidade do corredor de ligação entre as áreas que possibilitem a existência similar das espécies. A heterogeneidade espacial provavelmente explica a diferença entre as diversidades dessas áreas. A similaridade dos fragmentos (Figura 11 A e B) pode ser explicada qualitativamente pela composição similar de espécies entre fragmentos e quantitativamente pode ser explicada principalmente pela espécie *E. perditus*, que é a mais abundante em três fragmentos.

Na lista da fauna ameaçada de Minas Gerais não consta nenhuma das espécies capturadas no presente trabalho, mas algumas merecem atenção em particular. Os lagartos *Enyalius perditus* e *Ecpleopus gaudichaudii* encontram-se na lista de espécies “Provavelmente Ameaçadas” de São Paulo, *Heterodactylus imbricatus* está como “Provavelmente Ameaçada” em Minas Gerais e *E. perditus* como “Dados Deficientes” no Rio de Janeiro (DIXO & VERDADE, 2006). A serpente *Tropidodryas striaticeps* aparece como “Em Perigo” no Rio Grande do Sul (MARTINS & MOLINA, 2008). Além disso, faltam dados e estudos para categorizar a maior parte das espécies quanto ao seu real *status* e grau de ameaça.

Muitas espécies dessas áreas podem desaparecer antes mesmo de serem conhecidas pela ciência, uma vez que há fortes indícios de espécies novas de anfíbios para a cidade (C. H. V. Rios, comunicação pessoal). Florestas maduras são importantes na conservação e muitas vezes recebem todas as atenções enquanto as menores e ditas piores são abandonadas pelas leis brasileiras (RIBEIRO *et al.*, 2009). Os pequenos fragmentos muitas vezes são marginalizados pelas ações conservacionistas, recebendo pouca atenção (GRADWOHL & GREENBERG, 1991), mesmo sendo capazes de suportar alguns representantes da fauna de répteis e de outros grupos. A maior parte das pesquisas relacionadas à mudança do hábitat para anfíbios e répteis tem ocorrido em grandes áreas conservadas, contrariando a realidade que mostra que a maior parte da Mata Atlântica se encontra fragmentada (GARDNER *et al.*, 2007a). Mas, muita pesquisa ainda deve ser feita no sentido de entender as dinâmicas e a

capacidade de manutenção de espécies em pequenos fragmentos (SILVANO *et al.*, 2003; RODRIGUES, 2005). Com os estudos se concentrando basicamente em áreas de reservas, onde a diversidade é maior e o trabalho é mais atrativo, informações podem estar sendo perdidas pela negligência com as áreas menores. Ribon *et al.* (2003) mostrou que muitas espécies de aves consideradas como tendo populações estáveis, tem declinado ou até mesmo já se encontram extintas em alguns fragmentos de matas próximos a região Juiz de Fora e sugeriu que, por essas espécies ainda serem vistas em reservas, sua vulnerabilidade não é percebida. O mesmo pode estar ocorrendo para répteis, sem que pesquisas estejam ocorrendo.

Há uma necessidade de estudos experimentais para avaliar os processos de uso e impacto na herpetofauna (GLOR *et al.*, 2001; FAHRING, 2003). Muitas hipóteses tem sido levantadas para se tentar responder quais seriam os fatores que afetariam as áreas com distúrbios, como mudanças de microhabitat, redução de recursos alimentares, lacuna de tempo até as espécies nativas recolonizarem as áreas e fatores indiretos que atuam na relação interespecífica (GLOR *et al.*, 2001). Pouco se sabe do impacto da degradação às espécies precariamente conhecidas e/ou raras (RODRIGUES, 2005). As populações de répteis em ambientes urbanos talvez sejam as menos entendidas dentre todas as classes de vertebrados nos aspectos relacionados aos desenvolvimentos das cidades (GERMAINE & WAKELING, 2003).

É claro que podem ser muitos fatores que afetam as espécies e regiões diferentes responderão de modos diferentes às mesmas pressões. Espécies florestais são sensíveis e não suportam altas temperaturas de áreas abertas (RODRIGUES, 2005). Algumas espécies, por exemplo, se mostram mais sensíveis ao manuseio do pesquisador, morrendo facilmente, como *Heterodactylus imbricatus* (observação pessoal). O grande problema seria conseguir realizar experimentos que comparassem espécies mais generalistas e aquelas mais especialistas. Para preservar as espécies mais sensíveis, na região da Zona da Mata mineira, restam apenas as áreas de topo de morro, muitas delas ainda preservadas pela falta de estrutura para servir como área de pastagem ou área de agricultura, sendo que nas áreas baixas quase não existem matas (RIBON *et al.* 2003). Essas áreas são as mais partes mais altas do relevo, que se apresenta bem acidentado nessa região do estado de Minas Gerais. Áreas de topo de morros podem apresentar mais riqueza e abundância de espécies que áreas em regeneração em partes baixas e que foram utilizadas ou impactados no passado, podendo ser usadas como refúgios por algumas espécies e possuindo essas características pela falta de uso e conseqüente integridade original da área (GLOR *et al.*, 2001).

Algumas espécies podem ser preservadas mesmo em fragmentos menores. Isso é verdade para vertebrados, sobretudo para anfíbios. Esses fragmentos ainda podem ser usados como *steppingstones* para aves atravessarem áreas inóspitas (GRADWOHL & GREENBERG, 1991). As grandes áreas conservadas ainda são fundamentais para preservação, pois são menos suscetíveis a perturbações constantes (FABRICIUS *et al.* 2003), embora as menores como os fragmentos urbanos de Juiz de Fora, possam abrigar até mesmo espécies mais raras. Não basta apenas analisar a questão espaço (tamanho) dos fragmentos, tem que haver a análise do tempo, ou seja, quando ocorreu o processo de fragmentação, já que em fragmentos com pouco tempo de perturbação provavelmente não tenha ocorrido manifestações dos processos de extinção (SILVANO *et al.*, 2003). Considerando que a herpetofauna é um indicador ecológico de alterações em larga escala da integridade de um habitat (PARDINI *et al.*, 2009), mais estudos são necessários para a compreensão dos padrões de respostas da assembléia de espécies frente aos processos de mudança da estrutura do habitats disponíveis na região.

## 5. CONCLUSÕES

- Os fragmentos estudados apresentaram uma baixa riqueza e abundância de espécie para a cidade de Juiz de Fora (14 espécies e 89 espécimes) quando comparado a outros remanescentes florestais de Mata Atlântica, sobretudo analisando a riqueza e abundância específica de cada fragmento;
- As maiores áreas apresentaram uma maior riqueza de espécies, e as condições bióticas dos fragmentos parecem influenciar mais a composição de espécies que as variáveis abióticas;
- Os fragmentos de maior tamanho são os responsáveis pela preservação de um maior número de espécies, sobretudo aquelas mais sensíveis às perturbações antrópicas.
- A partir dos resultados obtidos observa-se que os pequenos fragmentos tem a sua importância para a manutenção da herpetofauna nativa em ambientes urbanos, mas contribuem pouco quando comparado a grandes remanescentes florestais;
- Os fragmentos possuem composição de espécies diferenciadas. Portanto, a heterogeneidade ambiental natural das áreas é suma importância para ampliar o número de nichos disponíveis para as espécies.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. 2007. **BIOESTAT 5.0 – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Ong Mamiraua. Belém, PA.
- BELL, K. E. & DONNELLY, M. A. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. **Conservation Biology** **20(6)**: 1750-1760.
- BERNILS, R. S. ; NOGUEIRA, C. C. ; XAVIER-DA-SILVA, V. 2009. Répteis. *In*: Gláucia Moreira Drummond; Cássio Soares Martins; Magda Barcelos Greco; Fábio Vieira. (Org.). **Biota Minas: diagnóstico do conhecimento sobre a biodiversidade no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas pp. 251-278.
- BERTOLUCI, J.; CANELAS, M. A. S.; EISEMBERG, C. C.; PALMUTI, C. F. S. & MONTINGELLI, G. G. 2009. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** **9(1)**: 147-155.
- BORGES, R. C.; OLIVEIRA, A.; BERNARDO, N.; COSTA, R. M. M. C. 2006. Diagnóstico da fauna silvestre apreendida e recolhida pela Polícia Militar de Meio Ambiente de Juiz de Fora, MG (1998 e 1999). **Revista Brasileira de Zoociências** **8(1)**:23-33.
- BROOKS, T. M.; MITTERMAYER, R. A.; FONSECA, A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIM, J. & HILTON-TAYLOR C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspot of biodiversity. **Conservation Biology** **16 (4)**: 909-923.
- CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, **17(3)**:729-740.
- CICCHI, P. J. P.; SENA, M. A.; PECCININI-SEALE, D. M. & DUARTE, M. R. 2007. Snakes from coastal islands of State of São Paulo, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, **7 (2)**: 1-14.
- COLLI, G. R.; ACCACIO, G.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R.R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M.V.; WIEDERHECKER, H.C. 2003. A fragmentação dos habitats e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In Rambaldi, D. e Oliveira, D. A. S. (Org.) **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. MMA/SBF, Brasília. pp. 312-324.
- COLWELL, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- CONDEZ, T. H., SAWAYA, R. J. & DIXO, M. 2009. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** **9(1)**: 1-29.
- CUNNINGHAM, S. C.; BABB, R. D.; JONES, T. R.; TAUBERT, B. D.; VEGA, R. 2002. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. **Biological Conservation** **107**: 193–201.
- CURRIE, D. J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. **American naturalist** **137(1)**: 27-49.
- DIXO, M. & MARTINS, M. 2008. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **Journal of Tropical Ecology** **24**:551–554.
- DIXO, M. & METZGER, J. P. 2009. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx** **43(3)**: 435–442
- DIXO, M.; VERDADE, V. K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). **Biota Neotropica** **6(2)**: 1-20.
- DRUMMONT, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação**. (2<sup>th</sup> ed) Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG.
- EISEMBERG, C. C.; CASSIMIRO, J. & BERTOLUCI, J. 2004. Notes on the diet of the rare Gymnophthalmid lizard *Ecpleopus gaudichaudii* from Southeastern Brazil. **Herpetological Review** **35(4)**: 336–337.
- EWERS, R.M. 2005. Are conservation and development compatible? **Trends in Ecology and Evolution** **20**: 159.
- FABRICUS, C.; BURGER, M.; HOCKEY, P.A.R. 2003. Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. **Journal of Applied Ecology** **40**: 392–403.
- FAHRING, L. 2003. Effects of fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** **34**: 487–515.
- FEIO, R. N. 2002. **Herpetofauna de Minas Gerais**. Fundação Biodiversitas. Disponível em: <[www.biodiversitas.org/areasprio/areasprio.htm](http://www.biodiversitas.org/areasprio/areasprio.htm)>. Acessado em 21 jun. 2006.
- FEIO, R. N. & CARAMASCHI, U. 2002. Contribuição ao conhecimento da herpetofauna do nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil. **Phyllomedusa** **1(2)**: 105-111.
- FROST, D. R. 2010. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.4. (8 april, 2010) Electronic Database accessible at American Museum of Natural History, New York, USA. Disponível em:

<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. Acessado em 20 de abril de 2010.

- GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A. 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biological Conservation** **138**: 166–179.
- GARDNER, T.A., RIBEIRO-JÚNIOR, M.A., BARLOW, J., ÁVILA-PIRES, T.C.S., HOOGMOED, M.S. & PERES, C.A. 2007b. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. **Conservation Biology** **21(3)**:775-787.
- GERMAINE, S.S.; WAKELING, B.F. 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. **Biological Conservation** **97**: 229–237.
- GLOR, R.E.; FLECKER, A.S.; BENARD, M.F.; POWER, A.G., 2001. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. **Biodiversity and Conservation** **10**: 711–723.
- GÓMEZ-MONTES, C. E MORENO, M. I. 2008. Breeding phenology and nesting habitat characterisation of the San Andres Vireo (*Vireo caribaeus*). **Bird Conservation International** **18**: 319–330.
- GOMIDES, S. C.; RIOS, C. H. V.; OUVERNEY JR., W. L.; SOUSA, B. M.; BRESCOVIT, A. D. *In press*. *Enyalius perditus* (NCN) and *Enyalius bilineatus* (NCN). Predation. *Herpetological Review*.
- GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. 1991. “Small forest reserves: making the best of a bad situation”. **Climatic change** **19**: 235-256.
- GREENBERG, C. H.; NEARY, D. G.; HARRIS, L. D. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. **Journal of Herpetology** **28(3)**:319-324.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4(1)**: 9pp. Acessado em 1 março de 2008: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M.; McDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C. & FOSTER, M. S. 1994. **Measuring and monitoring biological diversity**. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, 364p.
- HUDSON, A. H.; SOUSA, B. M.; LOPEZ, C. N. 2006. Eficiência de armadilhas de funil na amostragem de serpentes. p.134-139. In **XXIX Semana de Biologia e XII Mostra de Produção Científica**. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG.
- JAKSIC, F. 2001. **Ecología de comunidades**. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 233 pp.

- JACKSON, J. F. 1978. Differentiation in the genera *Enyalius* and *Strobilurus* (Iguanidae): Implications for Pleistocene climatic changes in eastern Brazil. **Arquivos Zoologia São Paulo** **30**: 1-79.
- JAMES, F. C. 1971. Ordinations of Habitat Relationships among Breeding Birds. **The Wilson Bulletin** **83(3)**: 215-236.
- JELLINEK, S.; DRISCOLL, D. A. & KIRKPATRICK, J. B. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral Ecology** **29**: 294–304.
- KNOWLES, R. L.; HORVATH, G. C.; CARTER, M. A.; HAWKE, M. F. 1999. Developing a canopy closure model to predict overstorey/understorey relationships in *Pinus radiata* silvopastoral systems. **Agroforestry Systems** **43**: 109–119.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.,E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology** **16**: 605-618.
- LOVEJOY, T.E. 1985. Forest fragmentation in the Amazon: A case study. *In*: H. Messel, ed. *The Study of Populations - New York: Pergamon Press*; pp. 243-251.
- MacARTHUR, R.H., WILSON, E.O., 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton. 208 pp.
- MADSEN, T.; OLSSON, M.; WITZELL, H.; STILLE, B.; GULLBERG, A.; SHINE, R.; ANDERSSON, S.; TEGELSTRÖM, H. 2000. Population size and genetic diversity in sand lizards (*Lacerta agilis*) and adders (*Vipera berus*). **Biological Conservation** **94**: 257-262.
- MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological Diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey. 179 pp.
- MARQUES, OAV., ETEROVIC, A. and SAZIMA, I., 2001. **Serpentes da Mata Atlântica**. Guia ilustrado para a Serra do Mar. Ribeirão Preto, SP: Holos Editora Ltda. 184 p.
- MARTIN, T. E.; PAINE C. R.; CONWAY, C. J.; HOCHACHKA, W. M.; ALLEN, P.; W. JENKINS [ONLINE]. 1997. BBIRD field protocol. Montana Cooperative Wildlife Research Unit, University of Montana, Missoula, MT.  
<http://pica.wru.umt.edu/BBIRD/> acessado em: (15 May 2008).
- MARTINS, M. & F. B. MOLINA. 2008. Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. *In*: **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Machado, A. B. M.; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (Eds.). MMA e Fundação Biodiversitas, Brasília e Belo Horizonte. Pp. 327-334.
- MEIK, J.M.; JEO, R.M.; MENDELSON III, J.R.; JENKS, K.E. 2002. Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. **Biological Conservation** **106**: 29–36.

- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2002. **Biodiversidade brasileira**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA, Brasília.
- NALLY, R. M. & BROWN, G. W. 2001. Reptiles and habitat fragmentation in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia: predictions, compositional change and faunal nestedness. **Oecologia** **128**:116–125.
- NOVELLI, I. A.; SOUSA, B. M.; GOMIDES, S. C.; SANTOS, A. O. & BRUGIOLO, S. S. S. 2008. *Hydromedusa maximiliani*. Diet. **Herpetological Review** **39**(3): 345.
- PALMUTI, C. F. S.; CASSIMIRO, J. & BERTOLUCI, J. 2009. Food habits of snakes from the RPPN Feliciano Miguel Abdala, an Atlantic Forest fragment of southeastern Brazil. **Biota Neotropica** **9**(1): 263-269.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation** **142**: 1178–1190.
- PETERS, A. J.; DONOSO-BARROS, R. & OREJAS-MIRANDA, B. 1986. **Catalogue of neotropical squamata Part I: Snakes - Part II: Lizards and amphisbaenians**. with new material by P. E. Vanzolini. Smithsonian Institution Press Washington, D. C., and London.
- PIFANO, D. S.; VALENTE, A. S. M.; CASTRO, R. M.; PIVARI, M. O. D.; SALIMENA, F. R. G. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2007. Similaridade entre os habitats da vegetação do morro do Imperador, Juiz de Fora, Minas Gerais, com base na composição da sua flora fanerogâmica. **Rodriguésia** **58** (4): 885-904.
- PLANO DIRETOR/JF-IPPLAN/JF, Anuário 2004. Clima de Juiz de Fora. Disponível em: <<http://www.pjf.mg.gov.br/acidade/clima.htm>>. Acesso em: 14 de maio de 2006.
- POUGH, F. H.; ANDREWS, R. M.; CADLE, J. E.; CRUMP, M. L.; SAVITZKY, A. H.; WELLS, K. D. 1998. **Herpetology**. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 577 p.
- RIBEIRO, L. B.; SOUSA, B. M. 2006. Elastic hair bands: an effective marking technique for lizards in mark-recapture studies. **Herpetological Review** **37**: 434-435.
- RIBEIRO, L. B.; GOMIDES, S. C.; SANTOS, A. O. & SOUSA, B. M. 2008. Thermoregulatory behavior of the saxicolous lizard, *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a rock outcrop in Minas Gerais, Brazil. **Herpetological Conservation and Biology** **3**(1):63-70.
- RIBEIRO, L. B.; SOUSA, B. M. & GOMIDES, S. C. 2009. Range structure, microhabitat use, and activity patterns of the saxicolous lizard *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae)

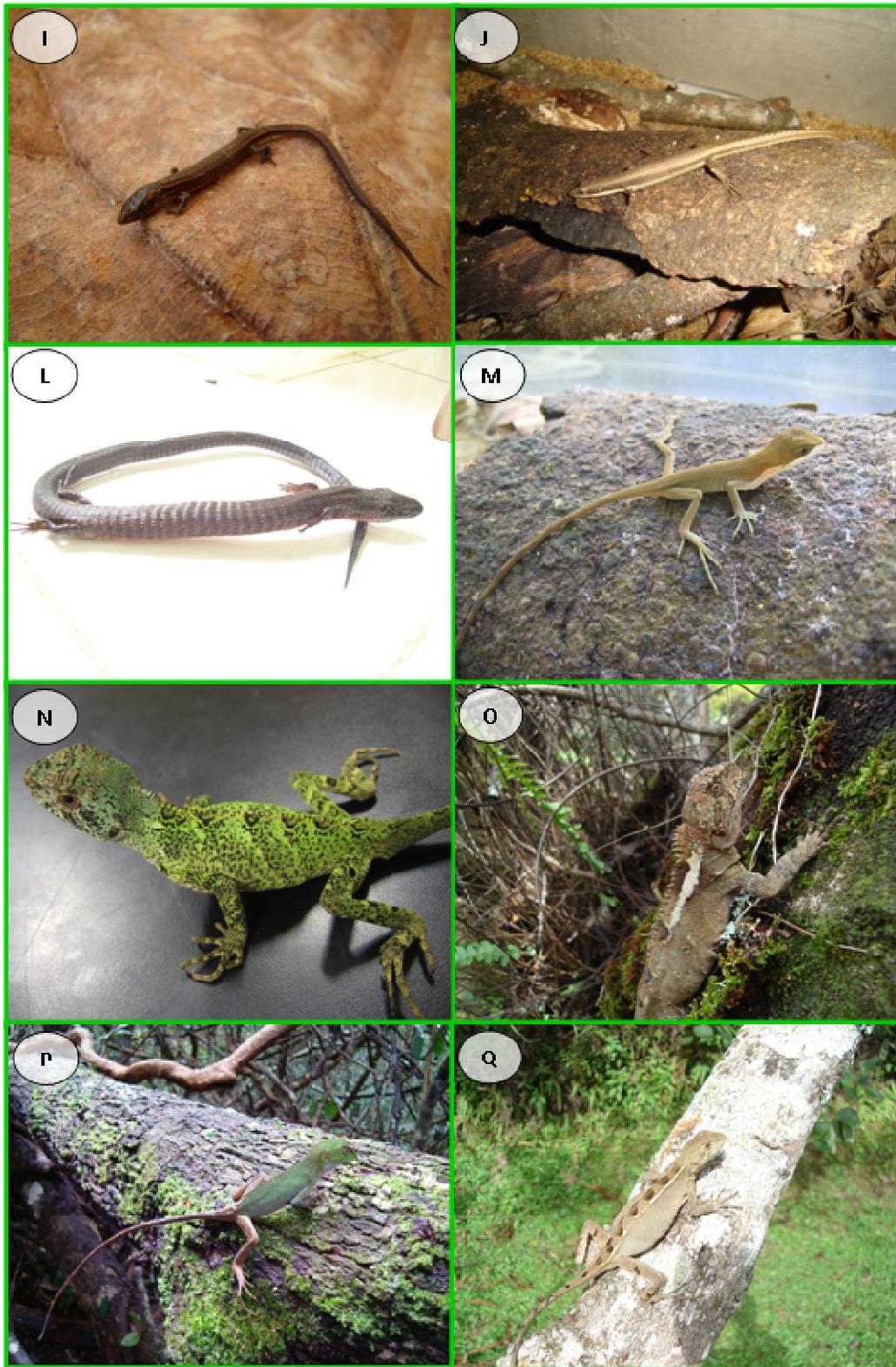
- on a rock outcrop in Minas Gerais, Brazil. **Revista Chilena de História Natural** **82**: 577-588.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN A. C.; PONZONI F. J.; HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142**: 1141-1153.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. **Conservation biology** **17(6)**: 1827- 1839.
- RODRIGUES, M. T. 2005. The conservation of Brazilian reptiles: challenges for a megadiverse country. **Conservation Biology** **19(3)**: 659-664.
- SÃO PEDRO, V. A. & PIRES, M. R. S. 2009. As Serpentes da Região de Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. **Revista Ceres** **56(2)**: 166-171.
- SCHLAEPFER, M. A. & GAVIN, T. A. 2001. Edge Effects on Lizards and Frogs in Tropical Forest Fragments. **Conservation Biology** **15(4)**: 1079–1090.
- SILVANO, D. L.; COLLI, G. R.; DIXO, M. B. O.; PIMENTA, B. V. S.; WIEDERHECKER, H. C. 2003. A fragmentação dos habitats e a biodiversidade brasileira: uma síntese. *In*: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.) **Fragmentação de ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF, Brasília. Pp 183-200.
- SMART, R.; WHITING, M. J.; TWINE, W. 2005. Lizards and landscapes: integrating field surveys and interviews to assess the impact of human disturbance on lizard assemblages and selected reptiles in a savanna in South Africa. **Biological Conservation** **122**: 23–31.
- SOUSA, B. M. 1995. **Levantamento e distribuição geográfica de lacertílios no Parque Estadual do Ibitipoca-MG**. Instituto Estadual de Florestas/Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG. Relatório Final, 32p.
- SOUSA, B. M. (Cord.) 2008. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta**, Juiz de Fora-MG. ArcellorMitral Juiz de Fora/AGENDA JF/IEF. 322p.
- SOUSA, B. M & CRUZ, C. A. G. 2008. Hábitos alimentares de *Enyalius perditus* (Squamata, Leiosauridae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia Série Zoologia** **98** (2): 260-265.
- TEIXEIRA, R. L.; ROLDI, K.; VRCIBRADIC, D. 2005. Ecological Comparisons between the Sympatric Lizards *Enyalius bilineatus* and *Enyalius brasiliensis* (Iguanidae, Leiosaurinae) from an Atlantic Rain-Forest Area in Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology** **39(3)**: 504–509.
- UETZ, P.; ETZOLD, T.; CHENNA, R. 2010. The EMBL Reptile Database <http://www.reptile-database.org/db-info/SpeciesStat.html>- acesso em 05 de janeiro de 2010.

- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. Conservação da Biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF Esalq/ USP. 12(32):** 25-42.
- VITT, L.J.; AVILA-PIRES, T.C.S.; CALDWELL, J.P.; OLIVEIRA, V.R.L. 1998. The Impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. **Conservation Biology 12:** 654-664.
- ZIMMERMAN, B.L. 1983. A comparison of structural features of calls of open and forest habitat frog species in the Central Amazon. **Herpetologica 39(3):** 235-246.
- WANG, C.; STRAZANAC, J. S.; BUTLER, R. 2001. Association Between Ants (Hymenoptera: Formicidae) and Habitat Characteristics in Oak-Dominated Mixed Forests. **Environmental entomology 30(5):** 842-848.
- WANG, Y.; ZHANG, J.; FEELEY, K. J.; JIANG, P. & DING, P. 2009. Life-history traits associated with fragmentation vulnerability of lizards in the Thousand Island Lake, China. **Animal Conservation 12:** 329-337.
- WOODBURY, A. M. 1956. Uses of marking animals in ecological studies: marking amphibians and reptiles. **Ecology 37 (4):** 670-674.

## 7. ANEXOS



Anexo 1 – A) *Erythrolamprus aesculapii*; B) *Oxyrhopus clathratus*; C) *Liophis typhlus*; D) *Sibynomorphus newwiedi*; E) *Taeniophallus affinis*; F) *Tropidodryas striaticeps*; G) *Bothropoides jararaca*; H) *Tupinambis merianae*. Foto “E” por C. H. V. Rios.



Anexo 2 – I) *Ecleopus gaudichaudii*; J) *Placosoma glabellum*; L) *Heterodactylus imbricatus*; M) *Enyalius bilineatus*; N) Macho de *Enyalius brasiliensis*; O) Fêmea de *Enyalius brasiliensis*; P) Macho de *Enyalius perditus*; Q) Fêmea de *Enyalius perditus*. Foto “M” e “N” por C. H. V. Rios.

<b>Espécimes capturados</b>	<b>Nº de tombo na CHUFJF</b>
<i>Bothropoides jararaca</i>	608
<i>Bothropoides jararaca</i>	599
<i>Bothropoides jararaca</i>	602
<i>Ecpleopus gaudichaudii</i>	590
<i>Ecpleopus gaudichaudii</i>	588
<i>Enyalius brasiliensis</i>	586
<i>Enyalius brasiliensis</i>	591
<i>Enyalius brasiliensis</i>	597
<i>Enyalius brasiliensis</i>	600
<i>Enyalius perditus</i>	609
<i>Enyalius perditus</i>	603
<i>Enyalius perditus</i>	605
<i>Enyalius perditus</i>	606
<i>Enyalius perditus</i>	607
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	596
<i>Heterodactylus imbricatus</i>	601
<i>Placosoma glabellum</i>	589
<i>Placosoma glabellum</i>	587
<i>Placosoma glabellum</i>	592
<i>Placosoma glabellum</i>	593
<i>Placosoma glabellum</i>	594
<i>Placosoma glabellum</i>	595
<i>Tropidodryas striaticeps</i>	598

Anexo 3 – Espécimes coletados durante o trabalho e que foram tombados na Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Juiz de Fora (CHUFJF).