

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Anfíbios anuros em áreas em processo de restauração florestal após
mineração de bauxita, Poços de Caldas-MG**

Vívian Maria de Faria Nasser Vilela

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

Vívian Maria de Faria Nasser Vilela
Bióloga

**Anfíbios anuros em áreas em processo de restauração florestal após
mineração de bauxita, Poços de Caldas-MG**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **JAIME BERTOLUCI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Vilela, Vívian Maria de Faria Nasser

Anfíbios anuros em áreas em processo de restauração florestal após mineração de bauxita, Poços de Caldas-MG / Vívian Maria de Faria Nasser Vilela. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012. 48 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Anfíbios 2. Bauxita 3. Conservação 4. Restauração florestal I. Título

CDD 597.6
V699a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*Dedico este trabalho à minha capacidade de realizá-lo
em um momento incapacitante da minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jaime Bertoluci pela orientação deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPQ pela bolsa concedida.

À Alcoa Poços de Caldas pelo apoio prestado através do auxílio financeiro que permitiu a compra de equipamentos e apoio logístico para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos Profs. Drs. Pedro H.S. Brancalion e Ricardo Ribeiro Rodrigues pela co-orientação neste trabalho. Ao Prof. Dr. Sergius Gandolfi que sempre respondeu prontamente as minhas dúvidas desde a graduação.

Ao Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos (Unicamp) pelo empréstimo do densiômetro.

Ao Eng. de Minas Paulo Roberto Zanatta pela pergunta: Por que Restinga? Pergunta que voltou todo meu olhar para este projeto. Obrigada Zanatta e Ana pelos esforços na liberação do auxílio financeiro da Alcoa.

À Msc. Ana Cristina Monteiro-Leonel pela ajuda no árduo trabalho de campo, além da insubstituível convivência e acolhimento em Poços de Caldas. Ao cardápio especial da família Monteiro-Leonel (André - tanto o pai quanto o filho e da Analia). À Analia agradeço também pelo quarto emprestado com tanto desprendimento! Realmente estava em Minas.

Ao amigo Msc. José Wagner Ribeiro-Junior pelas valiosas discussões e sugestões sem as quais este trabalho não teria concretizado. Também tenho a agradecer à amiga Msc. Sarah Pinheiro pelas discussões e leituras dos projetos que consegui imaginar. Ao Msc. Lucas Forti pela leitura dos meus projetos “imaginários”.

Ao Prof. Dr. Tadeu Siqueira (Unesp) pela imensa ajuda no trabalho da minha “hipótese pelúcia”. Obrigada pela paciência.

Ao Prof. Dr. João Luís F. Batista por me apresentar ao “R” e ainda solucionar minhas dúvidas prontamente.

Ao amigo mestrando Michel Metran da Silva pela confecção do mapa. Obrigada sempre.

Ao Msc. João Carlos Costa Guimarães pela restauração realizada nas áreas da Alcoa em Poços. Muito animador poder presenciar “sua floresta” crescendo.

Ao amigo Jorge Souza, também funcionário da CGM, pelos grandes “favores” realizados no AutoCAD.

E tão importante para o trabalho foi a ajuda na instalação das armadilhas e parcelas, trabalho difícil e encarado com bom humor pelos trabalhadores da Companhia Geral de Minas (CGM). Muito obrigada Batoré, Sr. Dito, Carlos e aos outros tantos nomes que poderia citar nesta

página. Ao estagiário da mineração Lucas G. Amancio pelo imenso apoio durante as coletas “fitossociológicas”. Ao “CEPA” (Lilian, Paulo e Dani) e ao Júlio C. Noronha pelos dados climáticos.

Aos amigos Gabriel Brejão, Nino Amazonas, Tiago, Milene Bianchi, Mariana Pardi, Marta Muniz, Ingo Isernhagen, Sarah Pinheiro, Laura Simões, Ariadne Castoldi e Lucas Forti, pela leitura.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF), Bel, Allan, Pinus (pela identificação das espécies arbóreas), Mariana Pardi, Ariadne, Gabriele, Jeanne, Nino, Cláudia, Marina Carboni, Marina Duarte (pelo abstract), Milene, Júlia, Rafaela (“a estatística”), Ariadna, Diana, Elisângela, Marta (sempre), Simone, Chico e Wandu por acolher também meus “sapinhos em conserva”.

À Maria Isabel F. Bertacchi (Bel) e Allan Camatta pelos momentos de estudo pré-mestrado (nunca esquecerei ecótone).

À minha grande família (Bruno, Maria, Maura, Regina, Thiago, Matheus e Mariana) pelo apoio nos momentos mais difíceis dessa caminhada. Em especial aos irmãos Thiago e Matheus por bancarem a terapia e até a minha subsistência nos meses de prorrogação.

À república “geriátrica” Pinga-nimim pelo aconchego de um lar (Sorvetão, Pivet, Aline, Matheus, Pedro, Cris, Tadeu, Aurelie, Jujuba, Débora, Laura - 220, Fabiana, Xikó e Sushi).

À Tatiana (Sorvetão) por ser um exemplo profissional e pessoal. Jamais esquecerei seu apoio e entendimento nos momentos de dificuldade. Muito obrigada.

A árvore

A árvore é útil,
pois, sem ela
não existiríamos.

Ela vibra
a natureza
e nosso coração.

Ela dá abrigo aos pássaros
e para todo o mundo.

Sem ela
não existiria a beleza,
que há na natureza.

Ela nos dá
o fruto que nos alimenta
e a flor que nos enfeita.

Em 1992

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO	15
1.1 OBJETIVO	17
2 MATERIAL E MÉTODOS	19
2.1 Área de estudo.....	19
2.1.2 Locais amostrados.....	22
2.1.3 Amostragem da anurofauna	24
2.1.4 Variáveis ambientais	25
3 ANÁLISES	27
4 RESULTADOS.....	29
4.1 Análise descritiva dos pontos de amostragem	29
4.2 A anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais	31
4.3 Abundância de <i>Rhinella pombali</i>	34
4.4 Abundância de <i>Ischnocnema juipoca</i>	34
5 DISCUSSÃO	37
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	41
REFERÊNCIAS.....	43

RESUMO

Anfíbios anuros em áreas em processo de restauração florestal após mineração de bauxita, Poços de Caldas-MG

Dentre as atividades envolvidas no processo de mudança do uso da terra, está a mineração de bauxita, cuja atividade leva à constante perda de hábitat. Uma forma de reparar a degradação antrópica à diversidade e ao funcionamento dos ecossistemas naturais é utilizar o processo de restauração ecológica. Este trabalho utilizou armadilhas-de-queda para estudar o efeito da restauração florestal após a mineração de bauxita na abundância de anuros de serapilheira. Os pontos amostrais encontram-se em um mosaico vegetacional no planalto de Poços de Caldas, MG, sendo dois locais em processo de reabilitação, cinco em processo de restauração e dois locais em remanescentes secundários de Floresta Estacional Semidecidual Montana. Foram coletados dados referentes a características da vegetação (área basal; densidade; abertura do dossel e espessura da serapilheira) e a altitude em cada ponto amostral. O Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) foi usado para avaliar a eficácia de nove modelos construídos a priori na predição da abundância das duas espécies coletadas que apresentaram suficiência amostral, separadamente. A abundância de *Rhinella pombali* foi inversamente relacionada com a densidade da vegetação e com a altitude. O modelo com a abertura do dossel influenciou positivamente a abundância de *Ischnocnema juiipoca*. A restauração florestal possibilitou a recolonização por duas espécies de anuros - *E. juiipoca* e *R. pombali*, evidenciando a importância dessa atividade na reconstrução de habitats para a biodiversidade nativa.

Palavras-chave: Anuros; Restauração; Conservação; Mata Atlântica; Bauxita

ABSTRACT

Anuran amphibians in forests under process of restoration after bauxite mining, Poços de Caldas-MG, Brazil

Bauxite mining is one of the activities involved in land-use change that leads to total habitat loss. The process of ecological restoration is a way to repair anthropic damages to biodiversity and to natural ecosystems functioning. In this work, pitfall traps with drift fences were used to verify the influence of restoration of forest areas priorly submitted to bauxite mining on the abundance of leaf litter anurans. Sample sites were located in vegetation patches on the plateau of Poços de Caldas-MG, Brazil: two in areas under rehabilitation process, five in areas under restoration process and two in secondary fragments of Montane Semideciduous Seasonal Forest. Data concerning characteristics of vegetation (basal area, density, canopy openness and litter thickness) and height were collected in each sample site. The corrected Akaike Information Criterion (AICc) was used to evaluate the efficiency of nine models constructed a priori to predict abundance of two species collected that presented sampling sufficiency, analysed as separate groups. Abundance of *Rhinella pombali* was inversely related to height and vegetation density. The canopy openness model positively influenced abundance of *Ischnocnema juipoca*. Recolonization by two anuran species – *E. juipoca* and *R. pombali* – was possible due to forest restoration, which shows the importance of this process in reconstructing habitats for native biodiversity.

Keywords: Anurans; Restoration; Conservation; Atlantic Rain Forest; Bauxite

1 INTRODUÇÃO

As populações de anfíbios são particularmente propensas à extinção local e a processos de recolonização (WILBUR, 1984), sendo sua distribuição mais restrita quando comparada a outros vertebrados terrestres por apresentarem limitada capacidade de dispersão (SMITH; GREEN, 2005) e por serem mais limitados pelas condições ambientais (FEDER; BURGGREN, 1992; BUCKLEY; JETZ, 2007). Os anuros de serapilheira formam o grupo de vertebrados que mais sofre ameaça pelo desmatamento das florestas tropicais (BLAUSTEIN et al., 1994; POUGH et al., 1998; WAKE, 1998; STUART et al., 2004). A degradação do hábitat reduz a qualidade e a disponibilidade de locais adequados para a reprodução e o forrageio dos anfíbios, sendo considerada uma das maiores ameaças para essas populações (CUSHMAN, 2006).

A riqueza de anfíbios muda ao longo do gradiente de precipitação (CAUGHLEY; GALL, 1985; DUELLMAN, 1988; OWEN; DIXON, 1989; LEE, 1993), com a altitude (SCHMIDT, 1936; HAIRSTON, 1949; RIVERO; MAYORGA, 1963; LYNCH; DUELLMAN, 1980; FAUTH et al., 1989) e também pode estar correlacionada com a espessura da serapilheira (FAUTH et al., 1989; WOINARSKI; GAMBOLD, 1992). Porém, muitas espécies de anuros estão mais relacionadas com a presença de corpos d'água para a reprodução do que com características do fragmento florestal, como o tipo de solo, o volume da serapilheira e o tamanho do fragmento (ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1986; BECKER et al., 2007). Entretanto, muitas espécies não dependem de corpos d'água para se reproduzir, apresentando modos reprodutivos especializados, como o desenvolvimento direto de ovos depositados no solo ou na serapilheira (DUELLMANN; TRUEB, 1994; HADDAD; PRADO, 2005). Essas espécies apresentam um potencial de ocorrência na floresta independente da disponibilidade de corpos d'água para a reprodução (MENIN et al., 2007).

Nas zonas tropical e temperada a composição de espécies de anfíbios também está relacionada com a estrutura da vegetação (LIEBERMAN, 1986; GASCON, 1991). A área basal e a densidade são atributos importantes para descrever a estrutura da comunidade vegetal, possuem relação direta com a biomassa da floresta, e influenciam o micro-clima afetando regimes de luz e temperatura, a interceptação da água da chuva e a disponibilidade de alimento e abrigo para a fauna (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A cobertura do dossel também é uma variável-chave em estudos de seleção de hábitat pela fauna (BEALL, 1974; PIERCE; PEEK, 1984).

A compreensão dos padrões locais que determinam a colonização, a abundância, a migração e a dinâmica da extinção das populações é muito importante para entender a persistência das espécies em uma maior escala (GILPIN; HANSKI, 1991). Os efeitos decorrentes da perda de hábitat por mudança no uso da terra é considerado responsável pelo aumento da taxa de extinção de espécies (HENLE; STREIT, 1990; GROOMBRIDGE, 1992; HENLE et al., 2004) e está entre as maiores ameaças à biodiversidade (BROOKS et al., 2002).

Os mais altos índices de degradação ambiental ocorrem nos países tropicais, onde se encontra grande parte da biodiversidade mundial (WILSON, 1997). Esta coincidência torna o declínio da biodiversidade nessas regiões ainda mais preocupante para a comunidade científica (WILSON, 1997; MYERS et al., 2000; YOUNG, 2000).

O Domínio Tropical Atlântico (AB'SÁBER, 1977) encontra-se intensamente ameaçado pela fragmentação e redução de área (MORELLATO; HADDAD, 2000; TABARELLI et al., 2005). Com o processo de fragmentação, esse bioma está reduzido a 11,7% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009), o que leva a Mata Atlântica ser uma das florestas mais ameaçadas (MYERS et al., 2000) e um dos biomas prioritários para a conservação da biodiversidade (SILVA et al., 2007). Parte desse domínio, a Floresta Estacional Semidecidual é uma das mais ameaçadas florestas tropicais do mundo (JANSEN, 1997).

Dentre as atividades envolvidas no processo de mudança do uso da terra, está a mineração de bauxita, cuja atividade leva à perda total do hábitat. A extração da bauxita é considerada uma atividade de alto impacto ambiental, uma vez que, além da supressão da cobertura vegetal, inclui a retirada do solo com a sua biota, propágulos vegetais, modificação da topografia e retirada total dos meios de regeneração, resultando em uma área com baixíssima resiliência. Nessas situações de degradação, o retorno do hábitat ao seu estado anterior pode ser extremamente lento ou mesmo não acontecer (CARPANEZZI et al., 1990), o que faz da restauração uma prática necessária para a recuperação da biota no local degradado (BOX, 1996).

Segundo Jackson *et al.* (1995) a restauração ecológica é um processo que visa reparar a degradação antrópica da diversidade e do funcionamento dos ecossistemas naturais. A restauração de áreas degradadas é considerada uma prática conservacionista, pois gera hábitats para a fauna e a flora (JORDAN III et al., 1988), importante para a permanência das populações no local.

No planalto de Poços de Caldas, sudeste do Brasil, a Alcoa-Poços realiza a reabilitação das áreas mineradas desde 1979, reduzindo os impactos ambientais na região. Ações de

reabilitação e restauração de áreas florestais degradadas são alternativas para minimizar os impactos causados sobre os ecossistemas florestais tropicais (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). No entanto, a reabilitação não é suficiente para garantir a manutenção da biota, uma vez que, segundo a National Academy of Science (1974) (JACKSON et al., 1995), a reabilitação apenas torna a terra útil novamente, sendo a restauração ecológica um processo de maior abrangência. As técnicas de reabilitação têm como objetivo recuperar características referentes à estrutura e função (produtividade e estabilidade) do ecossistema sem ter como referência seu estado original (ENGEL; PARROTTA, 2003), diferente da restauração ecológica.

A área de estudo, denominada Retiro Branco, apresenta vários estágios da pós-exploração da bauxita resultantes da reabilitação e da restauração das áreas mineradas. O uso do solo no local de estudo é representado por um mosaico com áreas naturais, áreas em processo de recuperação com diferentes metodologias e idades e pequenos cursos d'água (DRUMMOND et al., 2009).

O papel da restauração de áreas degradadas pela mineração para a fauna e serviços ecológicos nos locais minerados ainda não estão claros. Mesmo quando a perda de hábitat é interrompida e inicia-se um processo de restauração da área na tentativa de aumentar a oferta de hábitat, a não re-colonização e a extinção de algumas espécies podem acontecer devido a eventos estocásticos, além de as espécies apresentarem diferentes respostas à perda de hábitat.

Diante desse cenário, esta dissertação mostra os resultados de um estudo da anurofauna de serapilheira em dois ambientes em processo de reabilitação, cinco em processo de restauração e dois remanescentes de floresta secundária nativa. Especificamente, foi investigada a relação da abundância dos anuros com as características do hábitat em um ambiente modificado pela mineração da bauxita, em uma região de grande importância biológica para a conservação da biodiversidade do estado de Minas Gerais (DRUMMOND et al., 2005). Os resultados desse estudo são importantes para a conservação, pois estão inseridos dentro do contexto da restauração, fornecendo uma das variáveis na avaliação do sucesso de um projeto de restauração.

1.1 Objetivo

O objetivo deste estudo foi mostrar se houve a recolonização das áreas em processo de restauração florestal pela anurofauna de serapilheira e, em caso afirmativo, como a abundância das espécies desse grupo pode ser explicada por um conjunto de modelos que contenham informações da estrutura da vegetação e também da altitude. Para isso, foram

formulados *a priori* alguns modelos que permitiriam avaliar a influência positiva ou negativa de fatores relacionados à estrutura da vegetação e à altitude sobre a abundância de anuros de serapilheira. Por exemplo, a variação da abundância poderia ser melhor explicada por alguma variável da estrutura da vegetação (densidade, área basal, abertura do dossel ou espessura da serapilheira) ou pela altitude (sozinha ou em conjunto com uma das variáveis da estrutura da vegetação).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido no município de Poços de Caldas, sul do estado de Minas Gerais, na propriedade Retiro Branco/Alto Selado localizada na zona de amortecimento do Parque Municipal das Andorinhas. A propriedade pertence à Companhia Geral de Minas (CGM), subsidiária da Alcoa Alumínio S/A, possui 429,4ha e abriga a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco com 207,46ha (Figura 1). O entorno da propriedade é formado por diferentes usos do solo, como área urbana, vegetação nativa, mineração e reflorestamentos com espécies nativas e também com *Eucalyptus* sp.

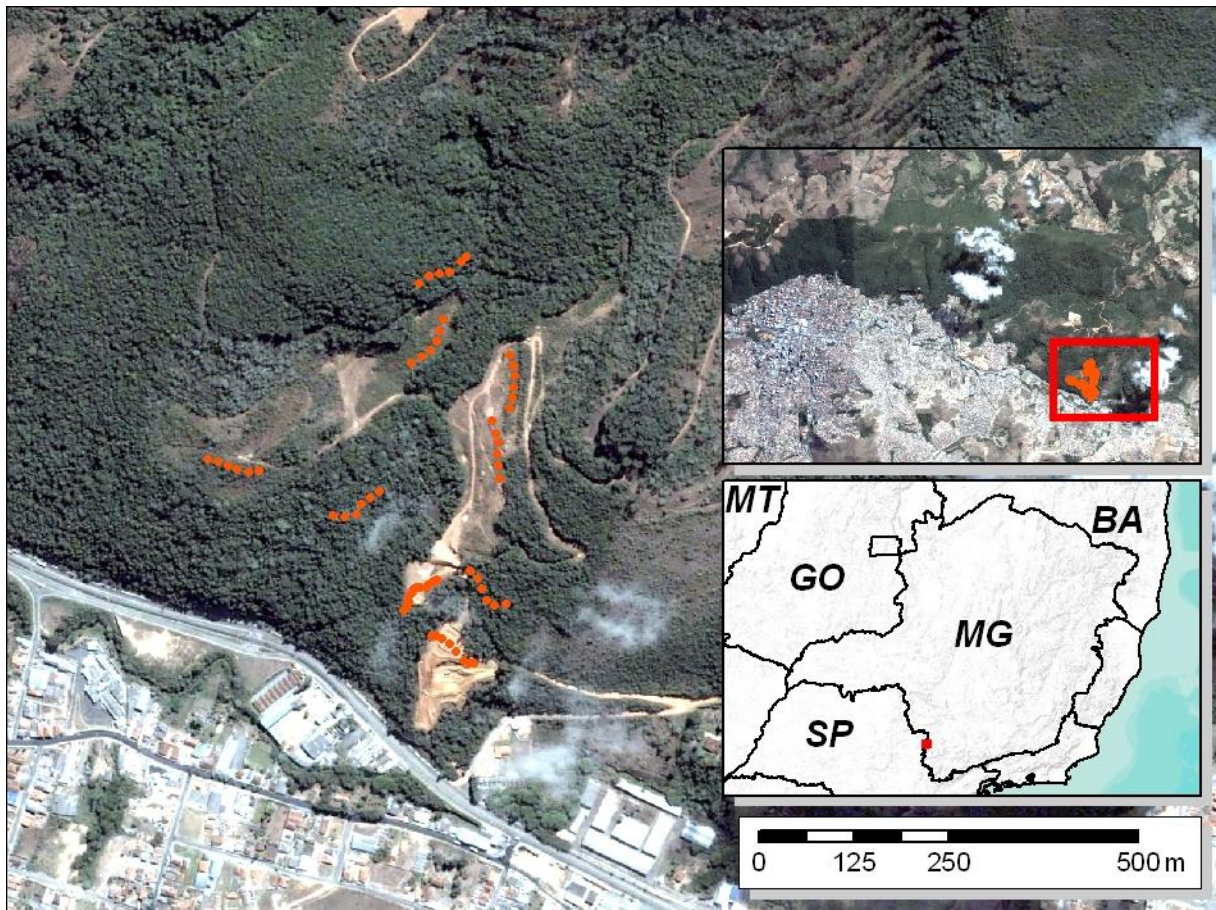


Figura 1 – Imagem do local de estudo no município de Poços de Caldas, MG. Os pontos indicam a localização das armadilhas em cada ponto de amostragem; as áreas estão sem cobertura vegetal, pois a imagem é anterior ao início do processo de restauração

O local de estudo está situado no anel de cristas que compõe o planalto de Poços de Caldas, entre as coordenadas 21° 51' 20" S e 46° 33' 55" W e com altitudes que variam de 1330 a

1450 m. Originalmente, a área era coberta pela Mata Atlântica (CARDOSO et al., 1989), caracterizada pela transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista, também com ocorrência de Cerrado (GATTO et al., 1983). A vegetação nativa do local foi intensamente degradada, restando alguns remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO et al., 1991) em estágios avançados de regeneração. A presença de lianas e bambus no sub-bosque e a redução da densidade de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze nos locais mais elevados podem ser indícios de perturbação antrópica (MONTEIRO-LEONEL, 2004).

Na RPPN Retiro Branco predominam ambientes compostos por florestas nativas em diferentes estágios de sucessão e reflorestamentos resultantes de ações de reabilitação sobre áreas de mineração de bauxita, formados por plantio de espécies exóticas, como pinheiros (*Pinus* sp.), eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) e bracatinga (*Mimosa scabrella*). Essas áreas possuem graus variados de interferência antrópica, como a presença de trilhas e solo exposto em alguns pontos. Nas florestas plantadas, observa-se grande número de espécies nativas, principalmente espécies tolerantes à sombra que formam um sub-bosque com expressiva diversidade local (DRUMMOND et al., 2009).

O planalto de Poços de Caldas apresenta afloramento de bauxita superficial, com diversos corpos de minério descontínuos e irregulares (MACHADO FILHO et al., 1983), o que induz uma mineração caracterizada por frentes de lavra com tamanho médio de dois hectares e profundidade de extração do minério em torno de seis metros (DRUMMOND et al., 2009).

Segundo o Plano de Manejo da RPPN do Retiro Branco (DRUMMOND et al., 2009), a propriedade pode ser considerada como uma unidade geomorfológica de superfície antropizada. A geomorfologia original é composta por uma única unidade, a vertente meridional da Serra do Selado. A mineração da bauxita alterou a forma serrana do relevo, o solo original foi retirado durante o processo de extração do minério, expondo o horizonte C ou a rocha matriz. Atualmente, todo o material retirado, é estocado e utilizado na “reconstituição” da superfície durante o processo de restauração das minas esgotadas (Figura 2).



Figura 2 – Área minerada em Poços de Caldas-MG onde foi realizado o plantio adensado em novembro de 2006. (a) Após a remodelagem da topografia e espalhamento do *topsoil* (material escuro) e (b) a mesma área em maio de 2008

Fonte: GUIMARÃES, 2008

De acordo com a classificação de Köppen (1948), o clima da região é do tipo Cwb, com verão quente e chuvoso e estação seca no inverno. A partir dos dados climáticos coletados pela estação meteorológica Climatronics da Alcoa entre maio de 2010 e maio de 2011 foi construído um diagrama climático com o regime térmico e hídrico de Poços de Caldas (Figura 3). O diagrama revela uma temperatura média de 17,4 °C, máxima de 31,3 °C e mínima de -1,8 °C; nesse período, a precipitação acumulada foi de 1641,8 mm. A temperatura média mensal atingiu 20,9°C. O período com a maior concentração de chuva compreende os meses de outubro a abril, com precipitação acumulada mensal de 72,2 e 367,8mm.

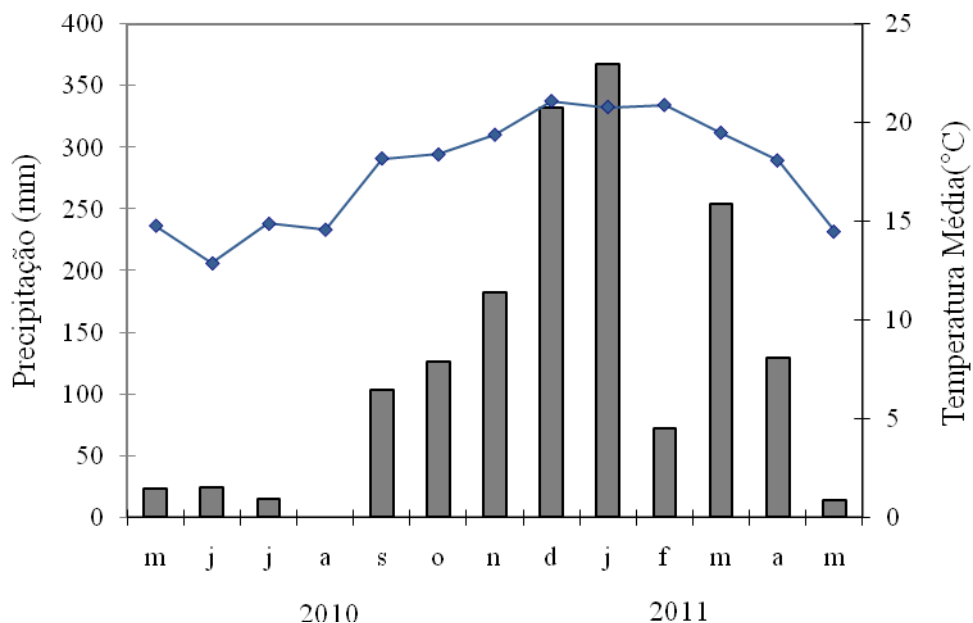


Figura 3 – Temperatura média do ar e precipitação mensal em Poços de Caldas, MG, entre maio de 2010 e maio de 2011. Dados climáticos obtidos na estação meteorológica da Climatronics Alcoa. Legenda: barras (precipitação) e linha (temperatura média)

2.1.2 Locais amostrados

Foram estabelecidos nove pontos de amostragem na área de estudo, sendo dois locais em processo de reabilitação, cinco em processo de restauração e dois locais em remanescentes secundários de floresta nativa, onde não ocorreu a extração de minério. Os locais amostrados estão marcados na Figura 4. O mapa da área foi utilizado para selecionar os locais de amostragem antes do início do trabalho.

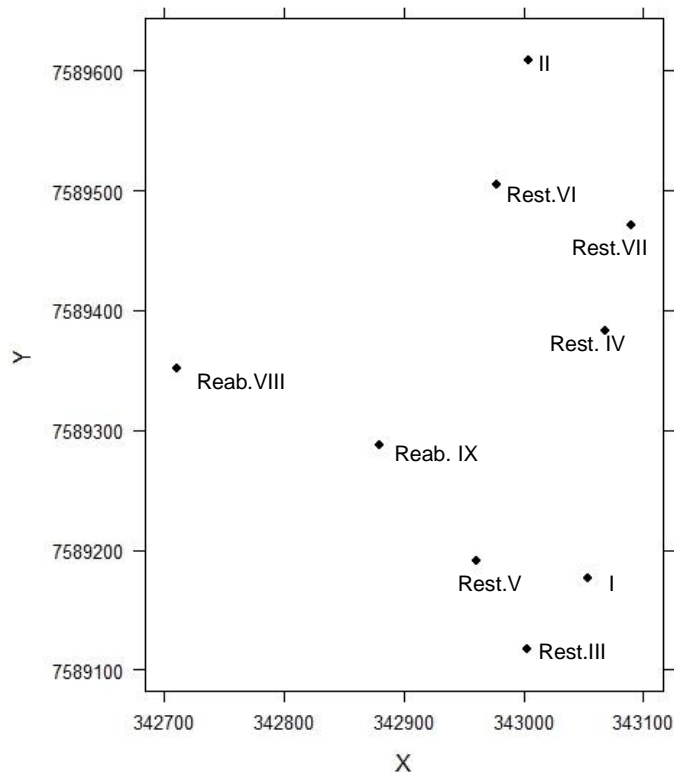


Figura 4 - Posição dos pontos de amostragem na área de estudo em Poços de Caldas - MG. Legenda: I e II remanescentes secundários de floresta nativa; Rest.III a Rest.VII áreas em processo de restauração; Reab.VIII e Reab.IX áreas em processo de reabilitação, com e sem tapete verde, respectivamente

As atividades de reabilitação/restauração das áreas mineradas foram efetuadas após o esgotamento de cada mina, o último deles realizado em 2009 (Tabela 1). Embora as áreas em processo de reabilitação e restauração não tenham réplicas idênticas, pois possuem ano de implantação e metodologias diferentes, vale ressaltar que a área constitui um excelente laboratório para o entendimento da biota após o processo de restauração em áreas mineradas.

Tabela 1 - Informações sobre os pontos amostrais das áreas em processo de restauração na área de estudo em Poços de Caldas - MG

Área Restaurada	Área (ha)	Ano restauração	Densidade do plantio (ind/ha)
Rest.III	1,48	2008-2009	5.931,06
Rest.IV	2,46	2006-2007	4.108,96
Rest.V	0,35	2007-2008	5.837,14
Rest.VI	0,88	2005-2006	3.498,41
Rest.VII	1,54	2005-2006	2.997,21
Reab.VIII	3,33	2000	1.667,00
Reab.IX	3,93	1988-1989	1.667,00

Em cada um dos nove pontos amostrais, foram instaladas duas linhas de armadilhas-de-interceptação-e-queda para a amostragem dos anuros de serapilheira e cinco parcelas para a coleta dos dados ambientais (Figura 5). Embora a aleatoriedade dos pontos de instalação das armadilhas seja aconselhável por razões estatísticas (veja CORN, 1994), neste trabalho a logística da mineração e da restauração na área definiu a escolha desses pontos amostrais, os quais presumivelmente são representativos da heterogeneidade dos métodos de restauração utilizados.

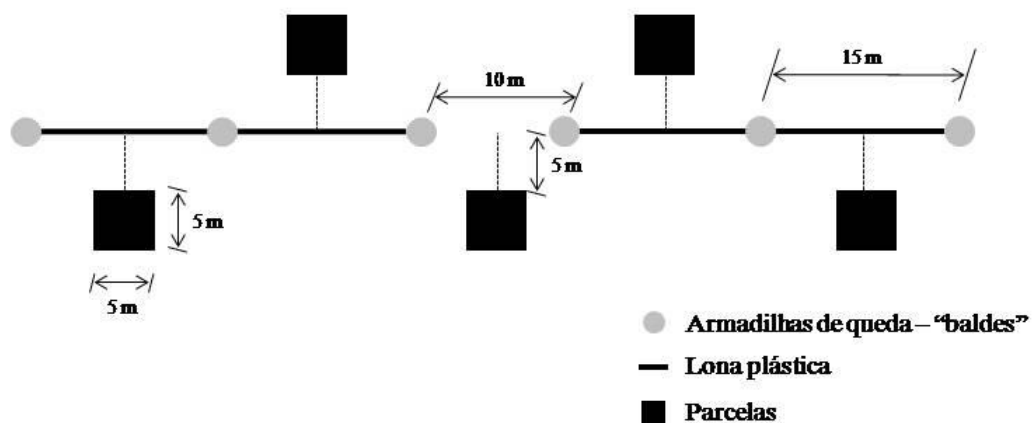


Figura 5 - Configuração espacial das armadilhas-de-interceptação-e-queda com sua réplica e das cinco parcelas de caracterização do ambiente instaladas em cada ponto amostral

2.1.3 Amostragem da anurofauna

Os dados de campo foram coletados mensalmente entre dezembro de 2010 e maio de 2011. Durante a estação chuvosa, a umidade da serapilheira nos locais restaurados atingiu seus valores máximos, reduzindo a influência dessa variável nesse estudo.

As armadilhas-de-interceptação-e-queda (CORN, 1994) consistiram de três baldes de 30 litros dispostos em linha reta e equidistantes de 15 m unidos por cercas-guia de lona plástica com 50 cm de altura fixada em estacas de madeira (Figura 6). Uma réplica de cada linha, com o mesmo comprimento e conformação, foi instalada a uma distância de 10 m (Figura 5). A proximidade das armadilhas em cada local diminuiu a independência espacial dos dados, mas foi necessária devido à irregularidade do terreno e à presença de rochas e de tanques de contenção da água da chuva nas áreas em processo de restauração.



Figura 6 - Armadilhas-de-interceptação-e-queda com cercas-guia instaladas em remanescente florestal secundário (a) e em área em processo de restauração (b)

As armadilhas de interceptação e queda permaneceram abertas durante quatro a nove dias consecutivos por mês, resultando em um esforço amostral de 1032 horas.balde, e foram checadas sempre no período da manhã.

Os indivíduos capturados foram identificados até o nível de espécie e liberados no mínimo a 5 m do local de captura. Os indivíduos coletados foram fixados em formalina 10% e preservados em álcool 70%, sendo incorporados à coleção herpetológica do Laboratório de Zoologia de Vertebrados da ESALQ-USP (acrônimo VESALQ), de acordo com a licença nº 22872-2 concedida pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

2.1.4 Variáveis ambientais

Foram consideradas cinco variáveis explanatórias para explicar a variação na abundância dos anuros de serapilheira: área basal, densidade de espécies arbóreas; abertura do dossel, espessura da serapilheira e altitude (para detalhes das variáveis ver Tabela 3). As quatro primeiras variáveis estão relacionadas com a comunidade arbórea e descrevem a estrutura da vegetação e retratam os resultados das técnicas de reabilitação ou restauração implantadas.

Para a coleta desses dados, foram alocadas cinco parcelas de 5 x 5 m em cada ponto amostral, distantes 5 m da linha formadas pelas cercas-guia entre as armadilhas (Figura 5). Em cada parcela, foram amostrados os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 10 cm.

A área basal (AB) foi calculada a partir dos dados da circunferência, e a soma do resultado das cinco parcelas foi utilizada nas análises. A densidade (DE) foi determinada para a classe de diâmetro amostrada, e o resultado das cinco parcelas foi obtido em indivíduos/ha.

A abertura do dossel (AD) foi medida com um densiômetro esférico convexo de Lemmon (LEMMON, 1957) disposto a 1,30 m do solo e apoiado sobre um tripé no centro de cada parcela a norte, sul, leste e oeste. O densiômetro é composto por um espelho convexo e apresenta seu centro dividido em 24 quadrantes. Cada quadrante foi dividido, de forma aproximada, em quatro setores, e foram contados quantos quartos do quadrante refletiam a luz. O número total de quadrantes foi somado, e a média dos quatro pontos amostrados foi multiplicada por 1,04 (LEMMON, 1957). A média dos valores obtidos nas cinco parcelas foi usada para representar a abertura do dossel em cada ponto.

A espessura da serapilheira (SE) foi medida com uma régua plástica de 20 cm em cinco pontos da parcela, um ponto no centro e quatro nas extremidades. A média das cinco parcelas representou a espessura da serapilheira de cada ponto amostral.

A altitude (ALT), um parâmetro topográfico, também foi incluída no conjunto de variáveis explanatórias. Foi obtido em campo, por um topógrafo, um ponto representativo da altitude entre as duas linhas de armadilhas.

3 ANÁLISES

Foram usados modelos lineares generalizados (GLM), que são ajustados aos dados pelo método da máxima verossimilhança, utilizando a função `glm` no R (www.R-project.org). Apenas duas espécies de anuros, *Ischnocnema juipoca* (Brachycephalidae) e *Rhinella pombali* (Bufonidae), foram amostradas em todos os ambientes e suficientemente abundantes para serem incluídos nas análises. Para investigar as relações entre as quatro características da estrutura da vegetação e também a altitude (variáveis explanatórias) e a abundância dessas espécies (variáveis-resposta), dois conjuntos de modelos foram construídos *a priori* representando as hipóteses biológicas para cada espécie estudada (Tabelas 4 e 5).

Uma análise exploratória dos dados foi realizada por meio de gráficos de dispersão para cada uma das variáveis explanatórias *versus* a abundância de *R. pombali* e *I. juipoca* separadamente. O coeficiente de dispersão foi calculado para os pares das variáveis explanatórias, e nenhum dos pares foi altamente correlacionado ($> 0,80$), mantendo todas as variáveis nas análises.

Foi utilizada a abordagem da teoria da informação (BURNHAM; ANDERSON, 1998) baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC). Dado o conjunto de modelos candidatos, o melhor modelo é aquele com o menor valor de AIC. Esse valor inclui uma penalização que cresce com o aumento do número de parâmetros no modelo. Uma vez que esse estudo apresenta um baixo tamanho amostral (nove observações) a ferramenta utilizada para a seleção dos modelos foi o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) para amostras pequenas (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Antes de realizar as análises de seleção dos modelos, foi checado se os dados possuem sobredispersão (*overdispersion*, variância maior do que a média). A abundância de *R. pombali* seguiu a distribuição de Poisson, que tem o parâmetro de dispersão igual a um, mas a abundância de *I. juipoca* apresentou sobredispersão; nesse caso o parâmetro de dispersão do modelo foi $29,12/3 = 9,71$, desconsiderando a família Poisson nas análises. Para essa última espécie foi utilizada a distribuição Binomial Negativa.

Também foi calculado o Peso do Akaike (*Akaike weights* - Buckland et al. 1997), utilizado para medir a força de evidência em favor de cada modelo. Modelos com grandes valores do peso possuem alta evidência. Foram considerados modelos razoáveis os que têm $\Delta AICc < 2$, valor que consiste na diferença entre o melhor modelo ($\Delta AICc = 0$) e os valores dos outros modelos. Todas as análises foram realizadas no programa R (www.R-project.org).

4 RESULTADOS

4.1 Análise descritiva dos pontos de amostragem

A Figura 7 mostra a distribuição espacial das variáveis que descrevem a estrutura da vegetação (valores na Tabela 3). A abertura do dossel foi menor nas áreas I e II, áreas com cobertura florestal nativa. As áreas Reab.VIII e Reab.IX foram implantadas, respectivamente, há 10 e 22 anos, sendo que a maior abertura do dossel no ponto Reab.VIII pode ser resultado do plantio realizado com baixa diversidade de espécies (com predomínio de exóticas) em consórcio com a sementeira a lanço em toda a área de gramíneas, principalmente braquiária (*Urochloa decumbens*) e capim-gordura (*Melinis minutiflora*). Essas gramíneas devem ter afetado negativamente o crescimento e o desenvolvimento das mudas plantadas, além de ter funcionado como um filtro biológico para a ocorrência de regeneração natural das sementes do *topsoil*, ou de propágulos provenientes da matriz florestal nativa adjacente. Porém, a área Reab.IX não teve a sementeira de gramíneas, sendo que a ausência desse filtro deve ter potencializado o crescimento das mudas plantadas e principalmente a regeneração de plântulas provenientes da regeneração natural.

O maior valor da área basal nos pontos de amostragem I e II pode ser creditado à estrutura típica de trechos em estágio de sucessão mais tardio ou maduro, o que pode ser confirmado pela composição florística com predomínio de espécies do estágio final da sucessão e presença de alguns indivíduos de maior porte. Entre as áreas que foram mineradas, a Reab.VIII foi a que apresentou a maior área basal, mas com uma baixa densidade isto é decorrente do porte apresentado pelos indivíduos de espécies do estágio inicial de sucessão, que, após 10 anos de plantio apresentam porte elevado.

Os outros locais (com exceção da área Reab.IX) apresentaram uma alta densidade, que, juntamente com uma baixa área basal, retrata plantios mais recentes (menos de 10 anos), assim como uma metodologia de restauração cuja implantação teve como objetivo replicar o processo natural de dinâmica de clareiras. Nesse contexto, adotaram-se densidades de plantio muito superiores às convencionais, assim como não foi feita sementeira de espécies gramíneas para a formação de tapete verde em nenhuma das áreas, favorecendo a regeneração natural de outros indivíduos nativos. Essas áreas apresentam maior semelhança com trechos de floresta nativa em processo de reconstrução estrutural devido à ocorrência de algum distúrbio natural, como a formação de clareiras. Nessas áreas, é típica a formação de uma estrutura chamada

vulgarmente de “paliteiro” nos primeiros anos pós-distúrbio, ou seja, muitos indivíduos com caule fino, sendo que posteriormente o processo de auto-desbaste levará à redução da densidade e ao aumento da área basal decorrente do crescimento e engrossamento dos indivíduos sobreviventes.

Apesar dos outros parâmetros estruturais apresentados pela área Reab.IX, esta apresentou espessura da serapilheira semelhante à dos locais com vegetação nativa (I e II), revelando talvez que o fator tempo seja fundamental para se atingir maior proximidade entre parâmetros de áreas em restauração com aqueles apresentados pelos ecossistemas de referência. Já a área Reab.VIII, apesar de mais velha que as demais áreas cuja implantação da restauração é mais recente, apresentou espessura de serapilheira ainda muito incipiente, o que deve decorrer da metodologia adotada nesse local.

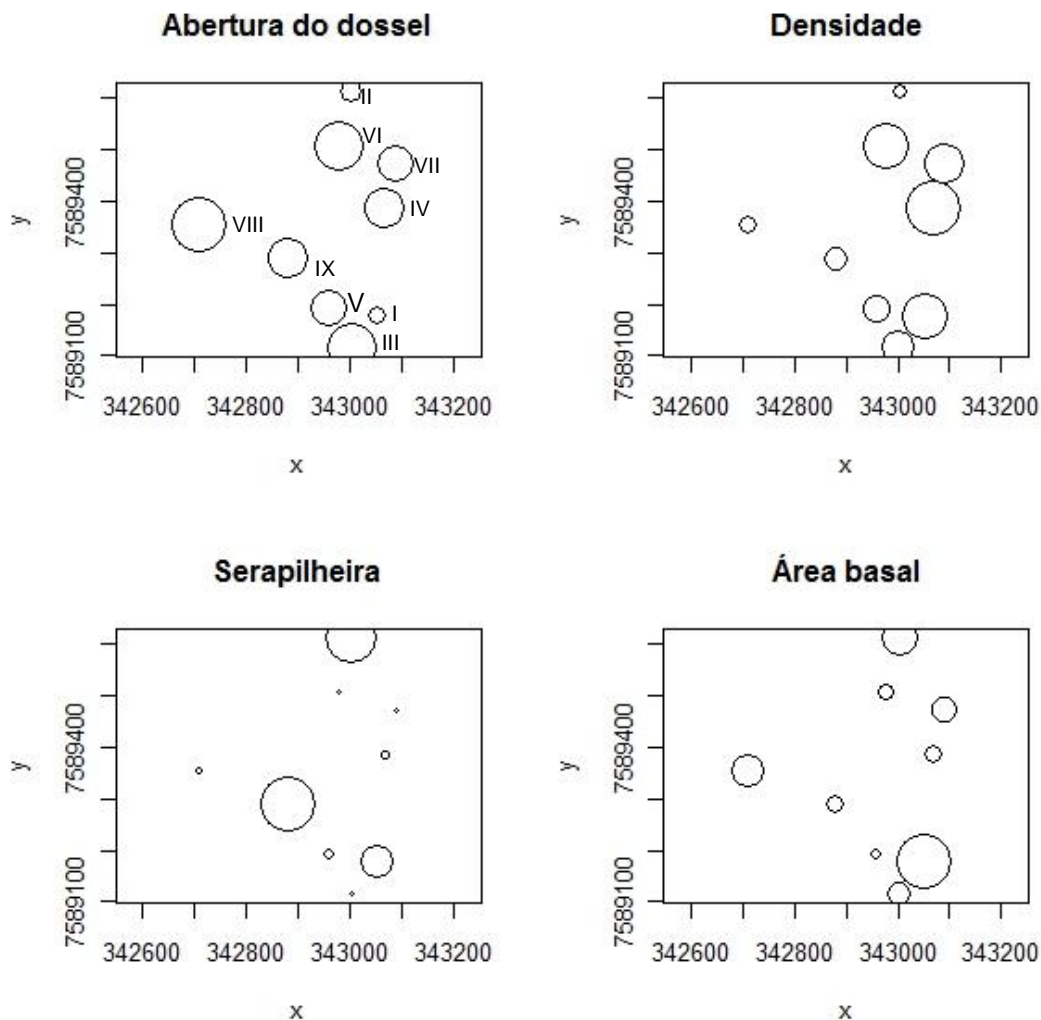


Figura 7 - Mapa da distribuição espacial das variáveis ambientais relacionadas com as características da vegetação nos nove pontos amostrais no planalto de Poços de Caldas - MG. Quanto maior o círculo maior o valor da variável. Legenda: I e II, remanescentes secundários de floresta nativa; III a VII, áreas em processo de restauração (Rest.); VIII e IX, áreas em processo de reabilitação (Reab.), com e sem tapete verde, respectivamente

4.2 Anurofauna de serapilheira e as variáveis ambientais

Foram encontrados 143 indivíduos de anuros de serapilheira distribuídos em quatro espécies (Figura 8). *Ischnocnema juipoca* (Sazima e Cardoso, 1978) foi a espécie mais abundante, representando 66,4% de todos os indivíduos amostrados, seguida por *Rhinella pombali* (Baldissera, Caramaschi, and Haddad, 2004) (27,3%), *Rhinella icterica* (Spix, 1824) (5,6%) e *Odontophrynus americanus* (Duméril and Bibron, 1841) (0,7%). *Rhinella icterica* não foi encontrada em todos os pontos de coleta, enquanto que apenas um indivíduo de *O. americanus* foi amostrado (Tabela 2). A abundância total em cada ponto de amostragem variou de cinco indivíduos no ponto I (remanescente) a 35 indivíduos no ponto Reab.VIII. Indivíduos jovens de *I. juipoca* e *R. pombali* também foram registrados, assim como a presença de machos *I. juipoca* em atividade de vocalização.



Figura 8 - Espécies de anuros amostradas na área de estudo, no município de Poços de Caldas – MG. Legenda: (a) *Rhinella icterica*, (b) *Rhinella pombali*, (c) *Ischnocnema juipoca*, (d) *Odontophrynus americanus*

Tabela 2 - Abundância das espécies, abundância total e riqueza dos anuros em cada um dos pontos amostrais durante o estudo em Poços de Caldas, MG. Legenda: I e II, remanescentes secundários de floresta nativa; Rest.III a Rest.VII, áreas em processo de restauração; Reab.VIII e Reab.IX, áreas em processo de reabilitação, com e sem o uso de tapete verde, respectivamente

Família/espécie	I	II	Rest. III	Rest. IV	Rest. V	Rest. VI	Rest. VII	Reab. VIII	Reab. IX	Total
Brachycephalidae										
<i>Ischnocnema juipoca</i>	2	5	5	24	3	4	7	25	20	95
Bufonidae										
<i>Rhinella icterica</i>		1		2	2	2			1	8
<i>Rhinella pombali</i>	3	3	5	1	9	1	1	10	6	39
Cycloramphidae										
<i>Odontophrynus americanus</i>						1				1
Abundância total	5	9	10	27	14	8	8	35	27	143
Riqueza	2	3	2	3	3	4	2	2	3	4

Tabela 3 - Valores das variáveis por local amostrado no mosaico vegetacional estudado no município de Poços de Caldas, MG. Legenda: I e II, remanescentes secundários de floresta nativa; Rest.III, Rest.IV, Rest.V, Rest.VI e Rest.VII, áreas em processo de restauração; Reab.VIII e Reab.IX, áreas em processo de reabilitação, com e sem o uso de tapete verde, respectivamente

Local	Abundância		Altitude (m)	Densidade (ind.ha ⁻¹)	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	Abertura do dossel (%)	Espessura da serapilheira (cm)
	<i>I. juipoca</i>	<i>R. pombali</i>					
I	2	3	1363,67	3920	0,46	6,00	5,98
II	5	3	1436,07	1280	0,31	7,00	9,41
Rest.III	5	5	1334,68	2720	0,20	16,00	0,94
Rest.IV	24	1	1390,83	4640	0,15	13,00	1,68
Rest.V	3	9	1344,71	2320	0,09	12,00	1,94
Rest.VI	4	1	1395,75	3840	0,14	16,00	1,08
Rest.VII	7	1	1405,20	3440	0,22	12,00	1,10
Reab.VIII	25	10	1396,54	1520	0,27	18,00	1,36
Reab.IX	20	6	1367,75	2000	0,16	13,00	9,98

Os gráficos de dispersão apresentados nas Figuras 9 e 10 mostram que a densidade (DE) e a altitude (ALT) foram as únicas variáveis que pareceram ter uma relação mais clara com a abundância das duas espécies, as demais variáveis não apresentaram o mesmo padrão.

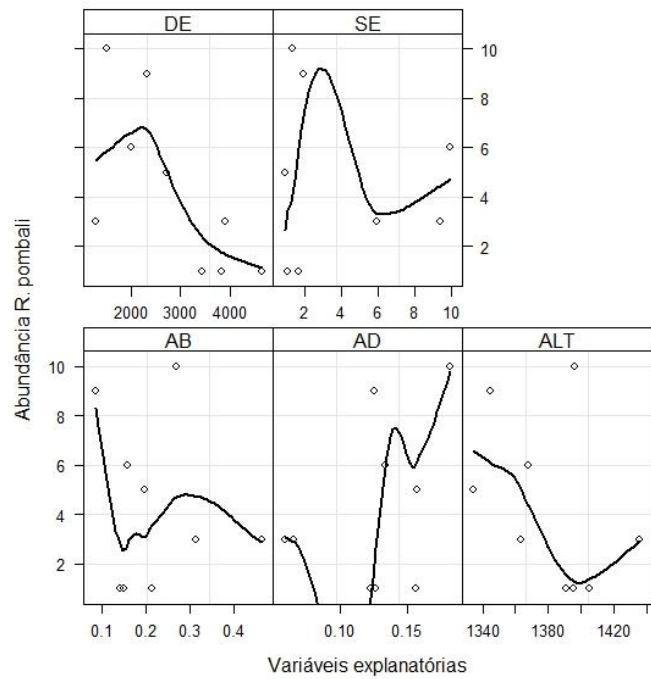


Figura 9 - Gráficos de dispersão da abundância de *Rhinella pombali* (eixo y) versus as cinco variáveis explanatórias. O título em cada painel indica a variável explanatória que está plotada ao longo do eixo x. A curva de suavização foi adicionada

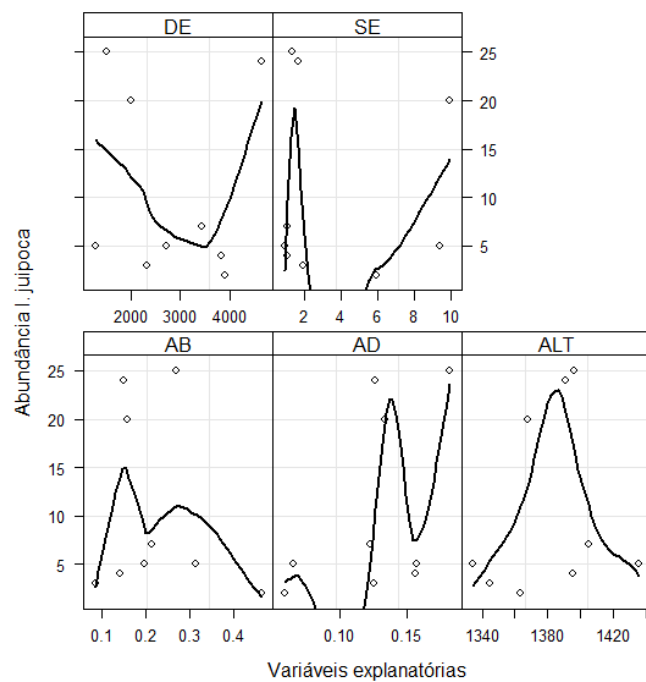


Figura 10 - Gráficos de dispersão da abundância de *Ischnocnema juipoca* (eixo y) versus as cinco variáveis explanatórias. O título em cada painel indica a variável explanatória que está plotada ao longo do eixo x. A curva de suavização foi adicionada

4.3 Abundância de *Rhinella pombali*

Com base no Modelo Linear Generalizado da abundância de *Rhinella pombali*, o modelo com as variáveis explanatórias densidade e altitude foi o que melhor explicou a abundância dessa espécie e com um forte peso de Akaike ($wAICc = 0,78$; Tabela 4). O peso de Akaike indicou que esse modelo foi aproximadamente quatro vezes mais provável que os outros ($0,78/0,20 = 3,9$; Tabela 4). Nenhum outro modelo foi razoável ($\Delta AICc < 2$), o que reforça a probabilidade desse ser o melhor modelo, dentre os modelos analisados. A relação entre a abundância dessa espécie e DE e ALT foi negativa.

Tabela 4 - Modelos lineares generalizados e o resumo estatístico para abundância de *Rhinella pombali*. As variáveis preditoras são área basal (AB), densidade (DE), cobertura do dossel (AD), espessura da serapilheira (SE) e altitude (ALT). O número de parâmetros do modelo é representado por K, AICc é o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras, $\Delta AICc$ é a diferença entre o melhor modelo e os outros modelos, $wAICc$ é o peso de Akaike

Modelos	K	AICc	$\Delta AICc$	$wAICc$
Rorn~DE+ALT	4	41,85	0,00	0,78
Rorn~DE	3	44,55	2,70	0,20
Rorn~ALT	3	51,86	10,01	0,01
Rorn~AD	3	52,00	10,14	0,00
Rorn~AD+ALT	4	54,28	12,42	0,00
Rorn~AB	3	54,95	13,09	0,00
Rorn~SE	3	55,34	13,48	0,00
Rorn~SE+ALT	4	56,46	14,61	0,00
Rorn~AB+ALT	4	56,62	14,77	0,00

4.4 Abundância de *Ischnocnema juipoca*

O peso de Akaike ($wAICc = 0,45$; Tabela 5) indicou que o modelo com apenas a abertura do dossel foi o melhor modelo, com probabilidade três vezes maior para o conjunto de dados coletados ($0,45/0,15 = 3$; Tabela 5). Nenhum outro modelo obteve um $\Delta AICc < 2$, mostrando que essa variável possui maior probabilidade de ter mais influencia na abundância de *I. juipoca*. O efeito da abertura do dossel na abundância dessa espécie foi positivo.

Tabela 5 - Modelos lineares generalizados e o resumo estatístico para abundância de *Ischnocnema juipoca*. As variáveis preditoras são área basal (AB), densidade (DE), cobertura do dossel (AD), a espessura da serapilheira (SE) e altitude (ALT). O número de parâmetros do modelo é representado por K, AICc é o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras, $\Delta AICc$ é a diferença entre o melhor modelo e os outros modelos, wAICc é o peso de Akaike

Modelos	K	AICc	$\Delta AICc$	wAICc
Ijui~AD	3	71,30	0	0,45
Ijui~AB	3	73,49	2,2	0,15
Ijui~ALT	3	73,70	2,4	0,14
Ijui~DE	3	74,13	2,8	0,11
Ijui~SE	3	74,18	2,9	0,11
Ijui~AD+ALT	4	82,21	5,9	0,02
Ijui~AB+ALT	4	84,68	8,4	0,01
Ijui~DE+ALT	4	85,85	9,6	0,00
Ijui~SE+ALT	4	85,89	9,6	0,00

5 DISCUSSÃO

Este estudo demonstrou que as abundâncias das duas espécies estudadas não são independentes das características do hábitat. O número de indivíduos capturados de *I. juipoca* (95) e *R. pombali* (35), bem como a presença de indivíduos jovens no local, indica que o mosaico vegetacional que constitui a área de estudo é parte importante do hábitat dessas espécies. As quatro espécies amostradas habitam áreas abertas ou florestadas, possuem ampla distribuição geográfica e são consideradas espécies comuns (IUCN, 2011). *Odontophrynus americanus* também ocorre em áreas de Cerrado (e.g., RIBEIRO JR.; BERTOLUCI, 2009) e de Mata Atlântica de Encosta, onde se reproduz em lagoas temporárias ou áreas alagadas rasas de áreas abertas (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a). As duas espécies do gênero *Rhinella* também apresentam larvas aquáticas (BERTOLUCI, 1998; BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002a,b;), enquanto *I. juipoca*, que se reproduz durante a estação chuvosa (CANELAS; BERTOLUCI, 2007), possui desenvolvimento direto de ovos terrestres (SAZIMA; CARDOSO, 1978), um modo reprodutivo especializado e independente da água.

Monteiro-Leonel (2004) encontrou uma maior riqueza de anuros de serapilheira no mesmo local (*Haddadus binotatus*, *Odontophrynus cultripes*, *Physalaemus cuvieri*), além das quatro espécies do presente estudo. A ausência de ambientes lênticos na região serrana (MONTEIRO-LEONEL, 2004), mesmo após a implantação da restauração, pode ajudar a explicar a raridade de *O. americanus*, *O. cultripes* e *P. cuvieri*. O processo de restauração implantado na região imediatamente após a exaustão das minas parece não ter favorecido a ocorrência desses anuros de áreas abertas, já que ocorre uma rápida cobertura pela vegetação. A construção de tanques de contenção da água que tenham uma grande capacidade de armazenamento durante a implantação da restauração pode favorecer a reprodução de algumas espécies, o que poderia aumentar a riqueza local. *Odontophrynus americanus* é uma espécie com reprodução explosiva (BERTOLUCI, 1998), hábito que aumenta o viés na sua amostragem. Monteiro-Leonel (2004) registrou apenas três indivíduos em seu trabalho no mesmo local, e uma grande abundância no interior do planalto em uma área aberta, com menor elevação altitudinal e presença de corpos d'água propícios para sua reprodução. A ausência de corpos d'água nos locais amostrados e o aumento da cobertura do dossel com o processo de restauração resultaram em um ambiente não favorável para essa espécie, o que pode justificar a coleta de apenas um indivíduo.

As espécies responderam de forma distinta às variáveis relacionadas com a estrutura da vegetação. Apenas o modelo com as variáveis densidade e altitude e o modelo com a abertura

do dossel influenciaram a abundância de *R. pombali* e *I. juipoca*, respectivamente. Outros modelos com as demais variáveis da estrutura da vegetação não foram plausíveis para explicar as abundâncias das espécies estudadas, contrariando outros estudos. Por exemplo, Lieberman (1986) concluiu que o maior volume de serapilheira abrigou uma fauna de artrópodes com maior diversidade e número de indivíduos, facilitando a ocorrência de uma herpetofauna mais rica e abundante. Neste caso, os modelos com a espessura da serapilheira não foram plausíveis para explicar a abundância de nenhuma espécie estudada.

O modelo com as variáveis densidade da vegetação e altitude foi o melhor modelo para os dados de abundância de *R. pombali*. A relação negativa encontrada entre a altitude e a abundância dessa espécie sugere uma tendência ao aumento do número de indivíduos em altitudes menores. Fauth et al. (1989) também encontrou uma menor densidade da herpetofauna com o aumento da altitude. A altitude é uma variável intimamente relacionada com a temperatura e a umidade no solo. Sawaya (1999) observou que o aumento da altitude está relacionado com uma menor umidade do solo e temperatura da serapilheira, restringindo a ocorrência de algumas espécies.

A densidade também teve um efeito negativo na abundância de *R. pombali*. Alguns trabalhos realizados em florestas tropicais primárias encontraram pouco efeito da densidade de árvores em anuros de serapilheira (ALLMON, 1991; GIARETTA et al., 1999). Porém, a densidade de algumas espécies diminui com a redução estrutural da vegetação, mostrando a sensibilidade à degradação do hábitat (ERNST; RÖDEL 2005; ERNST et al., 2006; PEARMAN, 1997).

Para *I. juipoca*, o modelo que melhor explica a abundância foi o modelo com apenas uma variável, a abertura do dossel. É uma espécie de área aberta, colonizadora de clareiras e áreas desmatadas (SAZIMA; CARDOSO, 1978). Apresenta reprodução terrestre e desenvolvimento direto, sendo que a ausência da fase larval e seu pequeno volume corporal podem favorecer a ocupação de ambientes mais abertos, onde a penetração do vento e a insolação são maiores. Isto pode explicar a relação positiva encontrada entre a abertura do dossel e a abundância de *I. juipoca*.

Assim como Ernst e Rödel (2006), a relação das espécies com as características do hábitat foi específica. Mostrando a importância da caracterização específica do hábitat por espécie para poder avaliar os efeitos da perda de habitat nas populações (CUSHMAN, 2006).

As diferentes metodologias de restauração florestal resultam em vegetações com diferenças estruturais, ocasionando diferentes microclimas, umidade e temperatura do solo e

também grau de insolação. Essas características podem influenciar a colonização dos locais em processo de restauração pelos anuros.

Este trabalho apresenta algumas limitações importantes, como o baixo número de unidades amostrais, explicada pela ausência de ambientes em processo de restauração nas mesmas condições e pelo número reduzido da abundância dos anuros coletados. Nessas condições é difícil generalizar para outros locais, mas os resultados são exemplos relevantes para a conservação, uma vez que mostram o retorno das espécies de anuros ao local, facilitado pelo processo de restauração, além de chamar a atenção para as características ecológicas específicas de cada espécie e sua interação com as condições ambientais (CUSHMAN, 2006).

As análises mostraram que algumas espécies de ambientes florestados, que ocorrem em ambientes abertos, como *Ischnocnema juipoca* e *Rhinella pombali*, conseguem se manter nas novas condições criadas pelos ambientes restaurados, mesmo que estes estejam no processo inicial de restauração.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração florestal de áreas mineradas para a exploração de bauxita possibilitou a recolonização de duas espécies de anuros - *Ischnocnema juipoca* e *Rhinella pombali*, evidenciando a importância dessa atividade na reconstrução de habitats para abrigar a biodiversidade nativa. No entanto, dadas as exigências particulares de habitat de cada espécie, as quais se expressaram em diferentes efeitos da estrutura florestal nas populações estudadas, é de se esperar mudanças na composição da anurofauna colonizadora dessas áreas durante o curso da restauração, mostrando a importância para a conservação de leis que garantam a realização de uma restauração ecológica nas áreas impactadas pela mineração da bauxita.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A.N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. Primeira aproximação. **Geomorfologia**, São Paulo, v.52, p1-22, 1977.
- ALLMON, W.D. A plot study of forest floor litter frogs, central Amazon, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.7, p.503–522, 1991.
- BEALL, R.C. **Winter habitat selection and use by a western Montana elk herd**. 1974. 197p. Thesis (Ph.D.) - University Montana, Missoula. 1974.
- BECKER, C.G.; FONSECA, C.R.; HADDAD, C.F.B.; BATISTA, R.F.; PRADO, P.I. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, v.318, n.5857, p.1775–1777, 2007.
- BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic rainforest anurans, **Journal of Herpetology**, Connecticut, v. 32, p. 607-611, 1998.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 42, n.11, p. 287-297, 2002a.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M.T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, New York, v.23, p. 161-167, 2002.b
- BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B.; SOUSA, W.P. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. **Conservation Biology**, Boston, v.8, p.60-71, 1994.
- BOX, J. Setting objectives and defining outputs for ecological restoration and habitat creation. **Restoration Ecology**, Tempe, v.4, n.4, p.427-432, 1996.
- BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; TAYLOR, C.H. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, p. 909–923, 2002.
- BUCKLEY, L.B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Edinburgh, n. 274, p. 1167-1173, 2007.
- CANELAS, M.A.S.; BERTOLUCI, J. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v.97, p. 21-26, 2007

CARPANEZZI, A.A.; COSTA, L.G. S.; KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F. A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão. **Anais**. Campos do Jordão, 1990. p.216-221.

CAUGHLEY, J.; GALL, B. Relevance of zoogeographical transition to conservation of amphibians and reptiles in the south western slopes of New South Wales, Australia. **Australian Zoologist**, Sydney, v.2, p.513–530, 1985.

CORN, P.S. 1994. Straight-line drift fences and pitfall traps. In: W.R. HEYER; M.A. DONNEL Y: McDIARMID; R.W. ; HAYEK, L.A; FOSTER, .M. (Ed). **Measuring and monitoring biological diversity**: standard methods for amphibians. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press, p. 109-117.

CUSHMAN, S.A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biology Conservation**, Essex, n.128, v.2, p. 231-240, 2006.

DRUMMOND, G.M. (Coord.). **Plano de manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural do Retiro Branco**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2009. Plano de manejo apresentado à Alcoa Alumínio S/A, Poços de Caldas. 177 p.

DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S. ;MACHADO, A.B.M. ;SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um Atlas para sua Conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.

DUELLMAN, W. E. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the american tropics. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.75, p.79- 104, 1988.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. P. 3-25. In: P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F. Moraes, V.L. Engel, F.B. Gandara (orgs.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Ed. Fepaf, Botucatu, SP. 340p., 2003.

ERNST, R.; LINSENMAIR, K.E.; RÖDEL, M.O. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biology Conservation**, Essex, v. 133, p.143–155, 2006.

ERNST, R.; RÖDEL, M.O. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. **Ecology**, Tempe, v. 86, n.11, p. 3111–3118. 2005.

ERNST, R.; RÖDEL, M.O. Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans. **Ecotropica**, Bonn, v.12, p. 113–129, 2006.

FAUTH JE, CROTHER BI AND SLOWINSKI JB. Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. **Biotropica**, Zurich, v. 2, p.178–185, 1989.

FEDER, M.E; BURGGREN, W.W. **Environmental Physiology of the Amphibians**. Chicago: University of Chicago Press, 1992. 646 p.

GASCON, C. Population and community level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, Tempe, v.72, p. 1731–1746, 1991.

GATTO, L.C.S.; et al. Geomorfologia. In: BRASIL. Departamento Nacional da Produção Mineral. **Projeto RADAMBRASIL** Rio de Janeiro, 1983. v. 32, p 351-352.

GIARETTA, A.A.; FACURE, K.G.; SAWAYA, R.J.; MEYER, J.H.D.M.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. **Biotropica**, São Paulo, v.31, p.669-674, 1999.

GILPIN, M.; HANSKI, I (Ed.). Metapopulation dynamics: empirical and theoretical invest investigations. London,.:Academic Press, 1991.

GROOMBRIDGE, B. Global Biodiversity. London, 1992. p.614.

GUIMARÃES, J.C.C. Reabilitação de minas de bauxita em florestas nativas: “método tradicional” versus “método ecológico”. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte. v.29, n.244, p.30-33. 2008.

HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, Washington, v.55, n.3, p. 207-217, 2005.

HAIRSTON, N.G.; Sr. The local distribution and ecology of the plethodontid salamanders of the southern Appalachians. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.19, p.47–73, 1949.

HENLE, K.; SARRE, S.; ANDWIEGANDK. The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, p.9–52 (this issue), 2004.

HENLE, K.; STREIT, B. Kritische Beobachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. **Natur und Landschaft**, Mainz, v.65, p347–361, 1990.

IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2**. Disponível em:<www.iucnredlist.org>. Acesso em: 09 mar.2012.

JACKSON, L.; LOPOUKHINE, N.; HILLYARD, D. Ecological restoration: a definition and comments. **Restoration Ecology**, Tempe, v.3, n.2, p.71-75, 1995.

JANSEN, D.H. Florestas tropicais secas. In: WILSON, E.O. (Ed). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro :Editora Nova Fronteira, 1997. p 166–176

JORDAM III, W.R.; PETERS II, R.L.; ALLEN, E.B. Ecological restoration as a strategy for conserving biological diversity. **Environmental Management**, New York, v.12, n.1, p.55-72, 1988.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Com un studio de los climas de la tierra. Fondo México: Cultura Economica, 1948. 478p.

LEE, J.C. Geographical variation in size and shape of neotropical frogs: a precipitation gradients analysis. **Occasional Papers of the Museum of Natural History of the University of Kansas** , Kansas, v.163, p. 1-20, 1993.

LEMMON, P.E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, Washington, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LIEBERMAN, S.S. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a Neotropical Rain Forest: La Selva, Costa Rica. **Acta Zoologica Mexicana**, México, v.15, p. 1-72, 1986.

LYNCH, J.D.; DUELLMAN, W.E. The Eleutherodactylus of the Amazonian slopes of the Ecuadorian Andes (Anura: Leptodactylidae). University of Kansas Museum of Natural History, 1980. (Miscellaneous Publications of the University of Kansas Museum of Natural History, 68.)

MACHADO FILHO, L. et al. Geologia. In: BRASIL. Departamento Nacional da Produção Mineral. **Projeto RADAMBRASIL: levantamento dos recursos naturais**. Rio de Janeiro, 1983, v. 32, p. 323-24.

MENIN, M., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E.; WALDEZ, F. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. **Journal of Tropical Ecology**, Tempe, v.23, p. 539-547, 2007.

MONTEIRO-LEONEL, A.C. **Herpetofauna do Planalto de Poços de Caldas, sul de Minas Gerais**. 2004. 84p. Dissertação (Mestrado em Ciências. Área de Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

MORELLATO, P.C.; HADDAD, C.F. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Zurich, v. 32, n. 4, p. 786-792, 2000.

MÜELLER-DOMBOIS, D; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation analysis**. New York, 1974. 574p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA, R.E.; Engel, V.L. A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v.2, n. 15, p. 303-315, 2011.

OWEN, J.G.; DIXON, J.R. An ecogeographic analysis of the herpetofauna of Texas, USA. **Southwest Naturalist**, v.34, p.165-180, 1989.

PEARMAN, P.B. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation Biology**, Boston, v.11, p. 1211-1225, 1997.

PIERC E, D.J.; PEEK, J.M. Moose habitat use and selection patterns in north-central Idaho. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v.48, p. 1.335-1.343, 1984.

POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H.; WELS, K.D. **Herpetology**. New Jersey:Prentice Hall, Upper Saddle River, 1998. 736p.

R Development Core Team R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2010.

RIBEIRO JR., J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Flaresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotropical**, Campinas, v.9, n.1, 2009. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?inventory+bn02709012009>

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 142, p. 1141-1153, 2009.

RIVERO, J.S.; MAYORGA, H. Notes on the distribution of some Puerto Rican frogs with a discussion of the possible origin of *Eleutherodactylus locustus*. **Caribbean Journal of Science**, v. 3, p.81–85, 1963.

SAWAYA, R.J. **Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP**. 1999. 63 p. Dissertação (Mestrado na área de Zoologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Biologia, São Paulo, 1999.

SAZIMA, I.; CARDOSO, A.J. Uma espécie nova de *Eleutherodactylus* do sudeste brasileiro (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Revista brasileira de biologia*, Rio De Janeiro, n.38, v.4, p. 921-925, 1978.

SCHMIDT, K.P. Guatemalan salamanders of the genus *Oedipus*. **Zoological Series of the Field Museum of Natural History**, Chicago, v. 20, p.135–166, 1936.

SILVA, W.G.S.; METZGER, J.P.; SIMÕES, S.; SIMONETTI, C. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, 67, p. 403-411, 2007.

SMITH, M.A.; GREEN, D.M. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? **Ecography**, Copenhagen, v.28, p.110-128, 2005.

STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISCHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, Washington, n.306, p. 1783–1786, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. In: **Conservation International**, Belo Horizonte: Conservation International, v. 1, n. 1, p.132-138, 2005.

VELOSO, P.H.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro:IBGE, 1991. 124p.

WAKE, D. Action on amphibians. **Trends in ecology & evolution**, Canterbury, v.13, p. 363–379, 1998.

WILBUR, H.M. Complex life cycles and community organization in amphibians. In: PRICE, P.W.; SLOBODCHIKOFF, C.N.; GAUD, W.S. (ED.). **A new ecology: novel approaches to interactive systems**. New York:John Wiley, 1984. p.195-224.

WILSON, E.O. A situação atual da diversidade biológica. In: WILSON, E.O. (Org.) **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997. p.3-24.

WOINARSKI, J.C.Z.; GAMBOLD, N. Gradient analysis of a tropical herpetofauna: distributional patterns of terrestrial reptiles and amphibians in Stage III of Kakadu National Park, Australia. **Wildlife Research**, Victoria, v. 19, p.105-127, 1992.

YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Essex, v.92, p.73-83, 2000.

ZIMMERMAN, B.L.; BIERREGAARD, R.O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. **Journal of Biogeography**, Oxford, v.13, p. 133–143, 1986.