

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**Diversidade e distribuição de anfíbios anuros associados a matas
de galeria dentro e fora de Unidades de Conservação do Distrito
Federal**

ALLAN CREMA

BRASÍLIA - DF
2008

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Diversidade e distribuição de anfíbios anuros associados a matas de galeria dentro e fora de Unidades de Conservação do Distrito Federal

Orientador: Dr. Daniel O. Mesquita

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal

BRASÍLIA - DF
2008

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

“Diversidade e distribuição de anfíbios anuros associados a matas de galeria dentro e fora de Unidades de Conservação do Distrito Federal”

ALLAN CREMA

APROVADO POR:

Daniel Oliveira Mesquita, Dr.
Departamento de Ecologia, UFPB
(Orientador, Presidente da Banca Examinadora)

Reuber Albuquerque Brandão, Dr.
Departamento de Engenharia Florestal, UNB

Paula Cabral Eterovick, Dra.
PUC de Minas Gerais

Guarino Rinaldi Colli, Ph. D.
Departamento de Zoologia, UNB



**“Bico calado;
Muito cuidado;
Que o homem vem aí;
O homem vem aí (...)”**

(Chico Buarque - Passaredo)

AGRADECIMENTOS

À minha mãe pelo exemplo de força e coragem, amor e confiança incondicional.

Ao meu pai pela inspiração do encontro e sabedoria.

Ao Daniel Mesquita pela orientação e apoio.

Ao Reuber Brandão pela amizade e “por confundir pra poder esclarecer”.

Aos amigos do ICMbio, Sérgio Collaço e Arnaldo Ferreira pelo apoio e compreensão, que tornou esse sonho possível.

Ao professor Guarino Colli pelos ensinamentos e críticas elucidativas.

À equipe de campo mais comédia do planeta, Luiz Lagartixa, Fabão, Rafinha, Paulo bombeiro e Rebequinha, pela dedicação e força durante tantas saídas noturnas e diurnas.

À grande força dos amigos Fred Taka, Pedro e Zé Roberto na seleção e interpretação das análises estatísticas e pela visão crítica, que nos prepara para defender nossas idéias.

Aos amigos Xandão, Clarisse Rocha e Mari Schineideri pelas conversas e filosofias de boteco, que tornam o dia-a-dia muito mais interessante.

Aos amigos da UNB, Paula Valdujo, Roger, Gabriel Costa, Verônica, Davi, Blue, Rebeca e Gustavo pelos conselhos e orientações.

À Maria Helena, chefe da Reserva Biológica da Contagem, pela amizade e apoio.

Ao Darlan, chefe do Parque Nacional de Brasília, pelo apoio.

À Ligia Nobre pelo apoio e companheirismo.

À participação “estocástica”, mas não menos importante, dos amigos

Guilherme Tanatose, Guiban e Daniel Velho.

A todos os colegas da Ecologia e Biologia Animal da UNB, por partilhar importantes momentos de aprendizado e cooperação.

Aos colegas do IBAMA e ICMbio, pelo apoio.

Ao ICMbio, IBAMA e Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal - UNB.

Aos sapos, rãs e pererecas, por fazerem deste mundo um lugar tão mágico.

ÍNDICE

RESUMO	VIII
ABSTRACT	IX
INTRODUÇÃO	01
JUSTIFICATIVA	06
MATERIAL E MÉTODOS	06
<i>Área de Estudo</i>	06
<i>Pontos de Amostragem</i>	07
<i>Coleta de Dados</i>	10
<i>Análises Estatísticas</i>	12
RESULTADOS	18
<i>Riqueza e Composição de Espécies</i>	18
<i>Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais</i>	21
<i>Repartição da Variação Total da Taxocenose</i>	22
DISCUSSÃO	23
<i>Riqueza e Composição de Espécies</i>	23
<i>Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais</i>	28
<i>Repartição da Variação Total da Taxocenose</i>	30
CONCLUSÃO	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
TABELAS	44
LEGENDAS DAS FIGURAS	49
FIGURAS	52

RESUMO

Este estudo averiguou a diferença na composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em matas de galeria, dentro e fora de duas unidades de conservação do Distrito Federal, Brasil. Foram registradas oito espécies ao longo de onze meses de amostragem. Este pequeno número de espécies parece constituir um padrão regional. A abundância e composição de espécies foram diferentes dentro e fora das unidades de conservação. Maior riqueza e diversidade foram encontradas no interior das UCs. Os resultados indicam que *Aplastodiscus perviridis* e *Bokermannohyla pseudopseudis* apresentam baixa tolerância à degradação dos ambientes naturais, representando bioindicadores de qualidade para as matas de galeria do DF. Os troncos caídos, a ocupação humana e as poças foram as variáveis ambientais mais importantes para explicar a variação na composição e abundância das espécies ao longo das matas de galeria. *Hypsiboas goianus* apresentou forte relação com a presença de ocupação humana e troncos caídos, sugerindo que se trata de uma espécie oportunista de ambientes degradados. A presença de poças e alagados representou um importante atributo para explicar a distribuição e abundância de *Aplastodiscus perviridis*. A repartição da variação total da taxocenose mostra que a estruturação espacial não é determinada apenas por variáveis do ambiente, sendo que cerca de 20,3% da variação foi explicada pelo componente puramente ambiental, enquanto o componente puramente espacial explicou aproximadamente 8,3% e o componente ambiental estruturado espacialmente cerca de 15,5%. A maior parcela da variação total da taxocenose não foi explicada pelas variáveis explanatórias (55,9%).

ABSTRACT

This study investigated the difference in species richness and composition of anuran amphibians assemblage in riparian forests inside and outside of two conservation units of the Federal District, Brazil. Eight species were registered during eleven months of sampling. The few species inhabiting this ecosystem seem to constitute a regional pattern. Species richness and abundance differed inside and outside of the conservation units, with greater richness and diversity of species being found inside of the reserves. These results indicate that *Aplastodiscus perviridis* and *Bokermannohyla pseudopseudis* have low tolerance to habitat disturbance and thus can be used as bioindicators of habitat quality for the riparian forests of the Federal District. Fallen trunks, human occupation and flooded puddles are the most important variables to explain the variation of species richness and abundance along the riparian forests. *Hypsiboas goianus* showed strong association with human occupation and fallen trunks suggesting that it may be an opportunist in degraded environments. The presence of flooded puddles represented an important attribute in explaining the distribution and abundance of *Aplastodiscus perviridis*. The partialling of total variation on species assemblage shows that the spacial structure is not determined only by the environment variables. About 20,3% of the total variation was explained by the pure environmental component, while the pure space component and the spatially structured environmental component explained 8,3% and 15,5% respectively. The majority amount of the total variation was not explained by any of the included variables (55,9%).

INTRODUÇÃO

Os padrões de distribuição e diversidade das espécies constituem alguns dos aspectos mais relevantes na elaboração de estratégias para a conservação no âmbito de ecossistemas (MMA, 2002; MMA, 2006) e para o manejo da flora e fauna silvestres (Hughes et al., 2006; Neves et al., 2006; Barros et al., 2006). Levantamentos conduzidos no bioma Cerrado constataram uma grande variação na composição de espécies de lagartos de uma localidade para outra, provavelmente relacionada à diversidade estrutural de fitofisionomias e à variação altitudinal (Araújo e Colli, 1998; Colli et al., 2002). Um padrão semelhante também ocorre entre os pequenos mamíferos não-voadores (Alho, 1980; Marinho-Filho et al., 1994) e os anfíbios anuros (Brandão e Araújo, 1998; Diniz-Filho et al., 2006).

Investigar a distribuição das espécies sempre foi uma questão rotineira e de fundamental importância na prática de estudos ecológicos (Borcard et al., 1992; Peres-Neto, 2006). No entanto, compreender os mecanismos responsáveis pela formação dos padrões de distribuição e diversidade das espécies constitui um grande desafio, considerando a complexidade e variedade de fatores envolvidos, como as associações entre espécies e as características do ambiente natural (Pearman, 1997; Urbina-Cardona et al., 2006; Bastazini et al., 2007), a heterogeneidade ambiental (Tews et al., 2004), as interações ecológicas (Hero et al., 1998; Eterovick, 2003) e a interferência humana (Gibbs, 1998; Tocher et al., 2001).

Os ambientes naturais são constituídos por elementos bióticos e abióticos, que em conjunto conferem diferentes condições estruturais e níveis de complexidade, determinando a oferta de nichos e recursos (Bazzaz, 1975; Davidowitz e Rosenzweig, 1998; Tews et al.,

2004). Características do ambiente, como umidade, relevo e estrutura da vegetação podem influenciar a distribuição dos anfíbios (Vonesh, 2001; Urbina-Cardona et al., 2006; Bastazini et al., 2007) uma vez que a seleção dos habitats ocorre em função das condições apropriadas para a sobrevivência e reprodução (Pearman, 1997; Tews et al., 2004). Testar as associações entre a estrutura das comunidades e características do ambiente é uma abordagem muito utilizada por pesquisadores para tentar compreender os processos que governam os padrões ecológicos (Peres-Neto, 2006).

Bastazini et al. (2007) identificaram a estratificação vegetal e o número de bromélias como algumas das variáveis bióticas que melhor explicaram a variação na composição de espécies de anfíbios em uma região de restinga no nordeste do Brasil. Estudo conduzido por Urbina-Cardona et al. (2006) em fragmentos de floresta da Reserva da Biosfera de Veracruz, no México, verificaram que a distância das bordas das florestas, a umidade relativa e a cobertura do dossel são as variáveis ambientais que mais influenciam a variação na distribuição das espécies de anfíbios. Investigar como as espécies se relacionam aos habitats também permite compreender como a degradação dos ecossistemas pode afetar a dinâmica de ocupação das espécies (Tocher et al., 2001; Vonesh, 2001; Tews et al., 2004).

A ação antrópica reduz os habitats naturais e causa modificações na estrutura das comunidades (Heinen, 1992; Caro, 2000; Moraes et al., 2007) devido, não somente, à alteração da fisionomia dos ambientes naturais (Gibbs, 1998) e efeito de borda (Malcolm, 1994; Murcia, 1995), mas também por causar distúrbios nas relações ecológicas de predação, competição e partilha espacial e temporal dos recursos, previamente estabelecidas entre as espécies da comunidade (Morin, 1986; Alford, 1989; Eterovick e Barata, 2006). A fragmentação dos ecossistemas pode comprometer o fluxo e a dispersão dos indivíduos (Bierregaard et al., 1992; Gibbs, 1998) e promover alterações na diversidade

genética das populações naturais (Stow e Briscoe, 2005; Schneider et al., 2005), sujeitando diversas espécies ao processo de declínio populacional e extinções locais (Eterovick et al., 2005; Bank et al., 2006).

Estudo conduzido por Gibbs (1998), em um gradiente de florestas de carvalho e áreas degradadas, em Connecticut, nos EUA, indicou que a alteração da estrutura dos ambientes interferiu nos padrões de distribuição e abundância de cinco espécies de anfíbios. As espécies apresentaram diferentes graus de tolerância à alteração dos habitats, sendo que aquelas com maiores habilidades de dispersão foram as mais afetadas (Gibbs, 1998). Os táxons respondem de forma particular aos distúrbios e fragmentação da paisagem, apresentando diferenças no sucesso de adaptação aos efeitos proporcionados pelo desmatamento e conversão de ecossistemas naturais em pastagens (Pearman, 1997; Tocher et al., 2001).

A capacidade de resposta das espécies aos distúrbios e fragmentação dos ambientes naturais varia em função da plasticidade ecológica e reprodutiva no uso dos ambientes degradados (Tocher et al., 2001; Brandão e Araújo, 2001; Urbina-Cardona et al., 2006). Tews et al. (2004) sugerem que a degradação dos ecossistemas pode representar um ganho de heterogeneidade ambiental, podendo elevar os índices de riqueza e diversidade de determinados grupos taxonômicos (Baz e Garcia-Boyer, 1995; Gascon et al., 1999; Vonesh, 2001). Este tema levanta uma série de questões controversas, uma vez que variações nos índices de riqueza e diversidade podem simplesmente indicar a existência de invasões de espécies generalistas ou oportunistas de ambientes degradados em detrimento de outras espécies sensíveis às alterações na estrutura dos habitats (Heyer et al., 1988; Tocher et al., 2001; Rainio e Niemela, 2003), ou ainda representar um curto período de

adequação da comunidade frente às mudanças estabelecidas na região (Bierregaard et al., 1992).

No Brasil, são raros os estudos que abordam a dinâmica biológica em ambientes fragmentados (Heyer et al., 1988; Bierregaard et al., 1992; Tocher et al., 1997). Tocher et al. (2001) monitoraram os efeitos da degradação e fragmentação sobre a distribuição de anfíbios em área de floresta tropical úmida, próxima à Manaus, Amazonas. O estudo mostra que as florestas primárias apresentavam maior riqueza de espécies do que as áreas alteradas. Foi registrada também uma diferença significativa na composição de espécies entre os remanescentes de floresta Amazônica e as áreas abertas e alteradas. A riqueza e abundância das espécies típicas de ambientes fechados foram reduzidas em função do aumento na intensidade dos distúrbios e do número de espécies invasoras, originárias de fisionomias abertas, que utilizam as áreas degradadas, os pastos e as matas secundárias como corredores de entrada para os ambientes florestais (Tocher et al., 2001).

Extinções e declínios populacionais de anfíbios vêm sendo registrados em diversas regiões do planeta nas últimas décadas (Wyman, 1990; Young et al., 2001; Pounds, 2001). Este processo não está restrito às regiões diretamente afetadas pelas atividades humanas e tem ocorrido em áreas protegidas e locais afastados dos centros urbanos (Wyman, 1990; Eterovick et al., 2005; Bank et al., 2006). Um caso bem documentado é o dramático declínio populacional da salamandra negra (*Desmognathus fuscus fuscus*), que apresentava ampla distribuição no Parque Nacional de Acadia, em Maine, nos Estados Unidos, e foi reduzida a poucos indivíduos em algumas décadas, devido a impactos ambientais indiretos causados pelos centros urbanos (Bank et al., 2006).

As unidades de conservação constituem uma das principais ferramentas para a preservação e restauração dos ecossistemas, proteção da biodiversidade e dos atributos

naturais de grande beleza cênica, bem como para a promoção do desenvolvimento sustentável e ordenamento territorial (Brasil, 2000). No entanto, até mesmo as áreas legalmente protegidas estão vulneráveis aos impactos diretos e indiretos das atividades humanas (Pounds e Crump, 1993; Pounds, 2001; Bank et al., 2006). Grande parte das unidades de conservação no Brasil tem sido transformada em ilhas circundadas pela malha rural e urbana. Estes ambientes protegidos são intensamente ameaçados por diversas atividades humanas desenvolvidas em seu entorno, incompatíveis com sua proposta de sustentabilidade e colocando em risco os processos naturais de manutenção dos ecossistemas e, conseqüentemente, a conservação da biodiversidade (e.g Machado et al., 2004).

Assim como as UCs, as matas de galeria apresentam um importante papel na proteção dos recursos naturais (Brasil, 1965) e conservação da biodiversidade (Lima e Gascon, 1999; Brandão e Araújo, 2001). Estas matas acompanham pequenos riachos e córregos dos planaltos do Brasil Central (Ribeiro e Walter, 2001), formando corredores úmidos de floresta perene que conectam diferentes fisionomias, fragmentos de vegetação nativa, unidades de conservação e biomas, representando um vetor de grande relevância para a compreensão dos padrões de distribuição das espécies (Lima e Gascon, 1999; Brandão e Araújo, 2001). Uma importante parcela da anurofauna do Distrito Federal habita as matas de galeria e algumas espécies são encontradas exclusivamente nestes ambientes, sendo consideradas especialistas de hábitat (Brandão e Araújo, 2001). No entanto, publicações acerca de como os anfíbios respondem às alterações antrópicas em matas de galeria da região Neotropical são inexistentes.

Para inferir sobre a eficiência das unidades de conservação na manutenção da diversidade de anfíbios anuros e sobre o papel das matas de galeria na conectividade entre

áreas protegidas e região do entorno, o presente estudo buscou responder duas perguntas: (1) existe diferença na composição e riqueza de espécies entre parcelas de mata de galeria dentro e fora de duas unidades de conservação do Distrito Federal? (2) A distribuição das espécies está associada a características específicas da estrutura do ambiente?

JUSTIFICATIVA

O Parque Nacional de Brasília e a Reserva Biológica da Contagem sofrem forte pressão antrópica devido ao crescimento rápido e desordenado da cidade de Brasília e os novos bairros. Nos anos 90 este processo foi bastante intensificado, gerando preocupações acerca da efetividade destas reservas na conservação da biodiversidade. Alguns estudos apontam a ocorrência de declínios populacionais e extinção de anfíbios no interior de unidades de conservação e em áreas pouco degradadas, distantes dos centros urbanos (Pounds, 2001; Eterovick et al., 2005; Bank et al., 2006). Muitos destes animais são sensíveis a alterações na estrutura dos ambientes (Gibbs, 1998) e podem ser utilizados como indicadores de qualidade ambiental (Rainio e Niemela, 2003). Assim, se torna relevante conhecer a composição e riqueza de anfíbios anuros no interior de áreas legalmente protegidas, livres de perturbação humana, e verificar quais fatores podem interferir no padrão de distribuição das espécies em áreas impactadas pela ocupação humana, na região de entorno das unidades de conservação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho de campo foi conduzido no entorno e no interior de duas unidades de conservação do Distrito Federal, que compartilham problemas similares, devido à proximidade de seus limites com a cidade de Brasília (Figs. 1 e 2).

O Parque Nacional de Brasília está localizado na região Centro-Oeste do Brasil, na porção noroeste do Distrito Federal, entre os paralelos 15° 35' e 15° 45' e os meridianos 48° 5' e 48° 53' (Brasil, 1961; Brasil, 2004). Esta unidade de conservação foi criada em 1961 e atualmente conta com uma área de aproximadamente 37.294 ha (Brasil, 2004). Inserida na região divisora de águas de três grandes bacias hidrográficas brasileiras; Tocantins (Amazônica), São Francisco e Paraná (Platina), o Parque Nacional de Brasília abriga diversos mananciais, incluindo inúmeras nascentes, riachos e um importante reservatório de abastecimento de água de Brasília, a represa de Santa Maria (IBAMA, 1998). Além disso, agrupa uma grande diversidade de fitofisionomias, como o cerrado *sensu stricto*, campos rupestres e veredas, auxiliando na manutenção e preservação de uma importante amostra da biodiversidade dos ecossistemas do Planalto Central.

A Reserva Biológica da Contagem foi criada em 2002 e compreende uma área de 3.462 ha (IBAMA, 2004). A REBIO está localizada no topo da chapada da Contagem entre os paralelos 15°36' e 15°41' e os meridianos 47°51' e 47°55', e protege diferentes fitofisionomias e importantes áreas de nascentes, além de duas pequenas represas de captação de água para o abastecimento da região de entorno da cidade de Brasília. Esta reserva ainda protege um importante sítio arqueológico, o histórico posto da coroa portuguesa, conhecido como “contagem”, que fiscalizava o transporte de ouro entre os estados do Tocantins e Minas Gerais no século 18 (IBAMA, 2004).

Pontos de amostragem

Imagens de satélite de alta resolução espacial (Ikonos de 2005 e 2006) disponibilizadas pelo software livre Google Earth foram utilizadas para verificar a intensidade de ocupação humana na região de entorno das unidades de conservação (Fig. 2), através de análise visual. Por meio de vistorias de campo e mapas de hidrografia do Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília (IBAMA, 1998), dois córregos foram selecionados para a amostragem de anfíbios anuros. Três critérios foram utilizados para realizar a seleção: (1) os córregos deveriam nascer no interior de unidades de conservação, (2) os córregos deveriam ser perenes e (3) os córregos deveriam pertencer à mesma bacia hidrográfica.

O Córrego Paranoazinho nasce no interior da Reserva Biológica da Contagem (Figs. 3 e 4) e pertence à sub-bacia do São Bartolomeu, que faz parte da bacia do Paraná. No interior da REBIO, o córrego Paranoazinho apresenta uma exuberante mata de galeria, contornada por fitofisionomias de cerrado *sensu stricto*, campo sujo e campo limpo (Fig. 4). Após cruzar os limites da unidade de conservação, a mata de galeria perde o contorno de fitofisionomias abertas de cerrado por atravessar uma área de forte ocupação humana entre um grande condomínio irregular, área de extração de cascalho e uma fazenda com pasto formado (Fig. 4). Lixo e animais domésticos, sobretudo gatos (*Felis catus*), são avistados com frequência ao longo das trilhas que acompanham o córrego. Este ambiente é muito utilizado por moradores e banhistas, que freqüentam os diversos encachoeirados e remansos, principalmente na estação seca.

O Córrego do Rego pertence à sub-bacia do lago Paranoá, que também faz parte da bacia do Paraná. Este córrego nasce no interior do Parque Nacional de Brasília (Figs. 3 e 5), onde apresenta uma ampla mata de galeria em bom estado de conservação, contornada por fitofisionomias de cerrado aberto (Fig. 5). As águas do córrego Rego se unem ao ribeirão

Bananal ainda no interior da unidade de conservação, que deságua no lago Paranoá (Fig. 5). Fora dos limites do parque a mata de galeria do Ribeirão Bananal é abruptamente interrompida pela rodovia DF 003, que determina parte dos limites do Parque Nacional de Brasília (Fig. 5). A partir deste ponto, ambas margens do Ribeirão Bananal são acompanhadas por ocupações humanas irregulares e área urbana até o ponto de confluência com o Lago Paranoá. Esta área é muito utilizada por caçadores e pescadores, que visitam o ribeirão com frequência, principalmente à noite. Animais domésticos, como cães e gatos, são vistos perambulando livremente e muito lixo, como sacos plásticos, latas e garrafas podem ser encontrados por todo o ambiente.

A amostragem de anfíbios anuros foi conduzida ao longo das matas de galeria dos córregos do Rego e Paranoazinho. Em cada mata foram estipulados dois trajetos, sendo um dentro e outro fora dos limites das unidades de conservação, totalizando quatro parcelas de estudo, representadas da seguinte forma: (1) trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, dentro dos limites da Reserva Biológica da Contagem (RD); (2) trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, na zona de entorno da Reserva Biológica da Contagem (RE); (3) trajeto ao longo do córrego do Rego, dentro dos limites do Parque Nacional de Brasília (PD); e (4) trajeto ao longo do ribeirão Bananal, na zona de entorno do Parque Nacional de Brasília (PE) (Fig. 2).

Cada trajeto foi marcado por quinze pontos de amostragem consecutivos, totalizando 60 pontos de amostragem. Cada ponto compreende um raio de amostragem de 10 m, a partir do centro marcado por uma fita (Fig. 6). Assim cada trajeto apresenta 300 m de comprimento, que segue ao longo das matas de galeria, paralelamente aos córregos (Fig. 6). A parcela RD fica localizada a aproximadamente 1.200 m de distância da parcela RE, enquanto a parcela PD se localiza a cerca de 3.600 m da parcela PE (Fig. 2).

Coleta de dados

Os dados de riqueza e abundância das espécies foram registrados regularmente em intervalos de quinze dias, desde março de 2007 até janeiro de 2008, em campanhas noturnas constituídas por duas noites consecutivas, totalizando 22 visitas em cada parcela de amostragem. Na primeira noite de campanha eram visitadas duas parcelas correspondentes, dentro e fora de uma das UCs. As outras duas parcelas eram amostradas na noite seguinte. Os trajetos foram percorridos sempre no mesmo sentido e cada ponto de amostragem, com 10 metros de raio, vasculhado por 5 minutos, totalizando aproximadamente 1 hora de esforço amostral por transecto/noite.

A contagem de indivíduos dentro do raio de amostragem dos pontos foi conduzida por meio de métodos de amostragem direta (encontros visuais) e indireta (canto) (e.g Heyer et al., 1994). Devido à inviabilidade metodológica de capturar as espécies arborícolas por meio de armadilhas, não foram utilizados métodos de marcação e recaptura. Quando necessário, os animais foram coletados para identificação taxonômica, fotografados e posteriormente liberados no mesmo local onde foram capturados.

Seis variáveis ambientais foram registradas no raio de amostragem de cada ponto (e.g Vitt et al., 2007): (1) cobertura de folhiço no solo - CF; (2) cobertura de dossel - CD; (3) densidade de árvores e arbustos vivos com mais de três centímetros de diâmetro - DA; (4) número de troncos caídos com mais de 10 cm de diâmetro e três metros de comprimento, fora do curso dos córregos - TC; (5) presença ou ausência de poças e alagados - PC e (6) presença ou ausência de ocupação humana adjacente a mata de galeria - OH. A presença ou ausência de poças e alagados - PC e o número de troncos caídos - TC em cada ponto de amostragem foram verificados mensalmente, para analisar possíveis variações temporais. Como as matas de galeria constituem uma fisionomia perenifólia, ou

seja, não apresenta perda acentuada de folhas durante a estação seca (Ribeiro e Walter, 2001), a variação temporal da cobertura de folhíço e dossel foi desconsiderada.

As variáveis CD, CF e DA foram medidas nos pontos de amostragem, durante duas saídas de campo diurna, realizadas seqüencialmente no mês de Dezembro de 2007. As variáveis CF e CD foram medidas com o auxílio de um suporte de madeira quadrado, de 0,40 kg e dimensões 50 x 50 cm, no qual foram amarrados quatro cordões de barbante no sentido vertical e outros quatro no sentido horizontal, resultando em 25 quadrados de 10 x 10 cm. Este leve suporte de madeira foi lançado 10 vezes ao acaso, a partir do centro do ponto amostral, dentro dos 10 metros de raio previamente estipulados. Para cada lançamento foi calculado o número de quadrados (10 x 10 cm) cobertos por mais de 50% de folhíço (e.g Vitt et al., 2007). Em seguida, o mesmo instrumento de madeira era apontado para o alto e o número de quadrados (10 x 10 cm) cobertos por mais de 50% de dossel contados. O valor final foi calculado a partir da média de quadradinhos fechados nos dez lançamentos, sendo que 25 quadrados fechados representam 100% de cobertura por dossel ou folhíço.

A variável DA foi medida no mesmo local onde se encontrava o referido quadrado de madeira após cada lançamento. Para isto, foi utilizada uma estaca de madeira de um metro de comprimento, sustentada horizontalmente a 20 cm do solo por uma haste de madeira que, por sua vez, era girada 360°. Desta maneira, foram contadas todas as árvores e arbustos vivos com mais de três cm de diâmetro, tocados pela estaca horizontal, no raio de alcance de um metro (e.g Vitt et al., 2007). O valor final relativo à densidade de árvores e arbustos foi calculado a partir da média das dez medidas.

A variável TC foi medida através da contagem visual dos troncos caídos com mais de 10 cm de diâmetro e 3 metros de comprimento, fora do curso dos córregos (e.g Vitt et

al., 2007). A variável OH representa a presença ou ausência de habitações adjacentes à mata de galeria e foi levada em consideração devido à diferença na integridade dos ambientes naturais, ocasionada pela presença humana (Fig. 2).

As coordenadas geográficas em UTM (*Universal Transverse Mercator*) foram obtidas para cada ponto de amostragem através do software livre Google Earth, uma vez que nosso aparelho manual do sistema de posicionamento global - GPS (Garmin[®]) não alcançou sinal confiável no interior das matas de galeria. Os pontos de amostragem foram localizados na imagem de satélite pela visualização de características marcantes do ambiente como estradas, clareiras e casas.

Análises Estatísticas

Para conferir se o esforço da coleta de dados foi suficiente para amostrar a riqueza de espécies nas parcelas de estudo, foram elaboradas curvas de acumulação de espécies, com 1.000 aleatorizações sem reposição, utilizando o programa EstimateS versão 8.0 para o sistema operacional Windows XP (Cowell, 2005; Cowell et al., 2004). A curva de acumulação de espécies é um gráfico do número esperado de espécies em função do esforço amostral (Mao et al., 2005; Cowell et al., 2004), que estima a possibilidade de detectar espécies não observadas com a continuidade da amostragem. Dois estimadores foram utilizados nesta análise: (1) riqueza esperada Tau de Mao, que representa a riqueza de espécies esperada para sub-amostras do total observado, (2) e Chao 2, que estima o número de espécies observadas e não observadas. Chao 2 é baseado no conceito de espécies raras, que utiliza espécies com um e dois registros de ocorrência para estimar o número de espécies não observadas (Chao, 1984). As matrizes de dados foram elaboradas seguindo o modelo sugerido por Vasconcellos e Rossa-Feres (2005), apropriado para levantamentos

conduzidos por método acústico, que utiliza os registros de ocorrência das espécies (colunas) ao longo das campanhas de campo (linhas) (e.g Bertoluci e Rodrigues, 2002; Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005; Moraes et al., 2007). Desta forma, cada visita às parcelas representou uma amostragem, totalizando 22 amostras para cada ambiente.

A riqueza de espécies é uma medida muito utilizada para caracterizar a diversidade das comunidades e examinar diferenças entre habitats e localidades (Mao et al., 2005; Pearman, 1997). Apesar do esforço de amostragem ser idêntico entre as parcelas, houve uma desigualdade do número de indivíduos encontrados nestes ambientes. A diferença do número de indivíduos pode dificultar as comparações, uma vez que a riqueza de uma taxocenose tende a aumentar com o aumento do número de indivíduos amostrados (Begon et al., 2006).

Assim, para realizar comparações entre a riqueza de espécies de duas parcelas de amostragem, foi utilizado o método de rarefação baseado em indivíduos proposto por Sanders (1968), que controla a diferença na abundância entre as taxocenoses comparadas. A rarefação estima qual seria a riqueza esperada de uma taxocenose com número de indivíduos originalmente maior, a partir da média e variância da riqueza de espécies obtidas em inúmeras simulações de re-amostragem aleatórias baseadas no número de amostras da taxocenose de menor abundância (Sanders, 1968). A abundância de cada espécie foi considerada como o maior número de ocorrências registrado em uma das 22 campanhas de campo (Bertoluci e Rodrigues, 2002; Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005). Estes valores não podem ser interpretados como a verdadeira abundância das espécies, mas como indicadores da abundância relativa (Parris, 2004).

O programa EcoSim v. 7 (Gotelli e Entsminger, 2004) foi utilizado para realizar as rarefações, com 1.000 interações aleatórias. Para testar a significância da diferença na

riqueza de espécies entre as parcelas comparadas foi utilizado o Teste Z, com nível de significância estabelecido em 0,05 (Zar, 1999).

Assim como a riqueza de espécies, a equidade apresenta um papel fundamental na caracterização da diversidade biológica. A equidade pode ser definida como a distribuição do número de indivíduos entre as espécies de uma comunidade ou taxocenose (Begon et al., 2006). Quanto mais heterogênea é a distribuição do número de indivíduos entre as espécies, menor é o valor do índice. Para comparar a equidade entre as áreas amostradas foram utilizados os dados de abundância das espécies. A equidade foi calculada pelo índice de Hurlbert's PIE, que calcula a probabilidade de dois indivíduos retirados aleatoriamente da mesma amostra representarem duas espécies diferentes. A diversidade foi calculada pelo índice de Shannon. Estas análises foram realizadas através do programa EcoSim versão 7 (Gotelli e Entsminger, 2004), com 1.000 aleatorizações.

A significância estatística da variação temporal na presença e ausência de poças e número de troncos caídos em cada ponto amostral, entre Março de 2007 e Janeiro de 2008, foi verificada por Análise Multivariada de Variância de medidas repetidas (MANOVA), ao nível de significância de 0,05 (Zar, 1999; Tabachnick e Fidell, 2006). Esta análise foi realizada através do programa estatístico R 2.6.2 (R Development Core Team, 2007; Venables *et al.*, 2005) para sistema operacional Windows XP.

Para verificar se a distribuição e abundância das espécies variam em função de características do ambiente foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (ACC), uma técnica multivariada de gradiente proposta por Ter Braak (1986) para associar diretamente dados de ocorrência das espécies (variáveis dependentes) aos parâmetros do ambiente (variáveis independentes), desde que estas variáveis sejam medidas nos mesmos sítios de amostragem. A ACC identifica quanto da variação extraída da composição da

comunidade pode ser explicada pelas variáveis ambientais e permite averiguar se determinadas espécies estão vinculadas a características particulares do ambiente (Ter Braak, 1986).

Os padrões de variação na composição da comunidade podem ser visualizados em um diagrama de ordenação, onde as espécies são representadas por pontos e as variáveis ambientais por setas individuais dispostas entre os dois primeiros eixos canônicos. O comprimento e direção das setas representam a intensidade de correlação das variáveis ambientais com os eixos canônicos (Ter Braak, 1986). Assim, as setas com maior comprimento representam as variáveis ambientais mais importantes para explicar a variação na composição da comunidade. Atualmente, a ACC representa uns dos métodos multivariados de ordenação mais utilizados na interpretação de dados ecológicos (Borcard et al., 1992; Peres-Neto, 2006), devido à praticidade de combinar, em apenas uma análise, um grande número de variáveis dependentes e independentes (Ter Braak, 1986; Ter Braak e Smilauer, 2002) e possibilidade de medir a contribuição das variáveis explanatórias na explicação dos dados da comunidade (Borcard et al., 1992).

Para realizar a ACC foram elaboradas três matrizes de dados: (1) dados da taxocenose (TX) – maior número de ocorrências das espécies em cada ponto de amostragem ao longo das 22 campanhas de campo (e.g Parris, 2004); (2) dados do ambiente (AM) – conjunto de variáveis ambientais que caracterizam os pontos de amostragem; e (3) dados espaciais (EP)– coordenadas geográficas XY (UTM) dos pontos de amostragem (e.g Legendre e Fortin, 1989).

Para neutralizar a influência da autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem e isolar o componente de variação puramente ambiental, a matriz de dados espaciais (EP) foi utilizada como co-variável na análise (Borcard et al., 1992; Peres-Neto,

2006). Os pontos em que não houve registros de ocorrência das espécies foram excluídos da análise. *Leptodactylus labyrinthicus* foi a única espécie excluída da análise, uma vez que sua presença estava restrita a apenas dois pontos de amostragem, número insuficiente para verificar possíveis associações com o ambiente. Os dados de abundância das espécies foram transformados para raiz quadrada para reduzir a influência das espécies mais abundantes sobre a análise de ordenação (e.g Urbina-Cardona et al., 2006). A ocupação humana (OH) e a presença ou ausência de poças e alagados (PC) constituem variáveis binárias, sendo a presença representada pelo número um (1) e a ausência pelo número zero (0), como recomendado por Ter Braak (1986). Com exceção das variáveis binárias, as demais variáveis ambientais foram transformadas para escala logarítmica ($\log_{(10)+1}$) (Zar, 1999).

A significância das associações observadas entre espécies e variáveis ambientais foi testada pelo método de permutações, com 200 simulações e nível de significância de 0,05 (Oksanen et al., 2007). As análises foram realizadas através do programa estatístico R 2.6.2 (R Development Core Team, 2007; Venables et al., 2005) implementado pelo pacote Vegan (Oksanen et al., 2007), para sistema operacional Windows XP.

Para decompor a variação entre os componentes ambiental e espacial e conhecer suas interações, foi empregado o método descrito por Borcard et al. (1992), que reparte a variação total da taxocenose em quatro componentes independentes: (A) variação puramente ambiental, (S) variação puramente espacial, (AS) variação ambiental estruturada espacialmente e (U) variação não explicada pelas variáveis explanatórias. Este método permite mensurar a importância do efeito das variáveis ambientais e espaciais sobre a variação dos dados biológicos (Borcard et al., 1992). Três matrizes de dados foram utilizadas na análise: TX - taxocenose, AM - ambiente, e EP - espaço.

O método de repartição da variação total emprega a Análise de Correspondência Canônica – ACC e envolve quatro passos descritos por Borcard et al. (1992): (1) ACC da matriz TX restringida por AM; (2) ACC da matriz TX restringida pela matriz EP; (3) ACC da matriz TX restringida pela matriz AM, utilizando a matriz EP como co-variável; (4) ACC da matriz TX restringida pela matriz EP, utilizando a matriz AM como co-variável. A porcentagem de variação explicada por cada passo representa a soma dos autovalores (*eigenvalues*) dos eixos restringidos na análise. Em seguida, a variação total da taxocenose pode ser decomposta em quatro componentes independentes:

- Componente A - variação puramente ambiental – porcentagem de variação explicada pelo passo (3).
- Componente AS - variação ambiental estruturada espacialmente – porcentagem de variação, produto da subtração do passo (1) pelo passo (3) ou do passo (2) pelo passo (4).
- Componente S - variação puramente espacial – porcentagem de variação explicada no passo (4).
- Componente U - variação não explicada – A porcentagem total de variação explicada (Ω) é igual a soma dos componentes (A) + (AS) + (S). Assim, o componente $U = (100\% - \Omega)$.

O resultado desta análise pode ser representado pelo diagrama de Venn (Anderson e Gribble, 1998). A significância estatística das ACCs foi testada pelo método de permutações, com 200 simulações e nível de significância de 0,05 (Oksanen et al., 2007). Estas análises foram realizadas através do programa estatístico R 2.6.2 (R Development

Core Team, 2007; Venables *et al.*, 2005) implementado pelo pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2007), para sistema operacional Windows XP.

RESULTADOS

Riqueza e Composição de Espécies

Foi registrada uma abundância relativa de 96 indivíduos e um total de 396 observações, distribuídos em oito espécies de anfíbios anuros, pertencentes a três famílias: Hylidae, Leptodactylidae e Leiuperidae (Tabela 1, Fig. 7). Hylidae representou a família com maior diversidade de espécies (6), enquanto Leptodactylidae (1) e Leiuperidae (1) apresentaram apenas uma espécie cada (Tabela 1). As espécies com maiores abundâncias relativas foram *Hypsiboas goianus* (38,5%), *Hypsiboas lundii* (19,6%), *Dendropsophus minutus* (12,5%), *Aplastodiscus perviridis* (9,3%) e *Physalaemus cuvieri* (9,3%).

Aplastodiscus perviridis (RD e PD), *Bokermannohyla pseudopseudis* (RD) e *Leptodactylus labyrinthicus* (PD) foram encontradas somente dentro das unidades de conservação, enquanto *Hypsiboas goianus* foi registrada apenas na parcela fora dos limites da Reserva Biológica da Contagem (RE). *Dendropsophus minutus* e *H. albopunctatus* só não foram encontradas fora dos limites do Parque Nacional de Brasília. *Hypsiboas lundii* e *P. cuvieri* foram encontrados nas quatro parcelas de estudo, representando as espécies com distribuição mais ampla. *Hypsiboas goianus* representou a espécie de maior abundância (37 indivíduos) e *L. labyrinthicus* a espécie de ocorrência mais rara, com apenas dois avistamentos registrados dentro do Parque Nacional de Brasília (Tabela 1). Apesar de *D. minutus* (PE) e *L. labyrinthicus* (PD) terem sido avistados nas matas de galeria, não houve

registros de vocalização destas espécies, indicando que, provavelmente, não ocorreu atividade reprodutiva no interior destes ambientes.

As curvas de acumulação de espécies referentes às parcelas do Parque Nacional de Brasília (PD e PE) atingiram um platô (Fig. 8), sugerindo que o esforço de coleta de dados foi suficiente para amostrar satisfatoriamente a riqueza de espécies destes ambientes. No entanto, a curva Tau de Mao referente às parcelas amostradas dentro e fora da Reserva Biológica (RD e RE) apresenta uma leve inclinação, indicando que existe uma pequena possibilidade de se registrar novas espécies nestes ambientes com a continuidade da coleta de dados. Nos quatro gráficos elaborados, a curva de Mao Tau e de Chao 2 obtiveram formatos semelhantes e apresentaram sobreposição ao final das campanhas de campo (Fig. 8), indicando que as estimativas de riqueza são similares.

A comparação entre a riqueza de espécies nas parcelas RD e RE apresentou diferença significativa ($Z=3,24$; $p=0,006$), indicando que a riqueza de espécies é maior no interior da Reserva Biológica - RD, onde foram registradas seis espécies e abundância relativa de dezoito indivíduos, enquanto em RE, foram encontradas cinco espécies e abundância relativa de cinquenta indivíduos (Tabela 1). O entorno da Reserva Biológica - RE apresentou grande dominância de *H. goianus*, que representa 74% da abundância relativa desta parcela. Duas espécies encontradas em RD (*A. perviridis* e *B. pseudopseudis*) não foram registradas em RE, enquanto uma espécie encontrada em RE (*H. goianus*) não foi registrada em RD (Tabela 1).

Resultado semelhante foi encontrado na comparação da riqueza de espécies entre as parcelas localizadas dentro e fora do Parque Nacional de Brasília. O resultado do teste Z mostra que a riqueza de espécies é significativamente diferente entre PD e PE ($Z=1,76$; $p=0,03$). A parcela no interior do Parque Nacional - PD, onde foram registradas seis

espécies e abundância relativa de vinte e três indivíduos, apresentou maior riqueza que PE, onde foram encontradas apenas duas espécies e abundância relativa de cinco indivíduos (Tabela 1). Quatro espécies registradas em PD (*A. perviridis*, *H. albopunctatus*, *H. minutus* e *L. labyrinthicus*) não foram encontradas em PE. As duas espécies registradas em PE também foram encontradas em PD (Tabela 1).

Comparações de riqueza foram realizadas também entre as combinações PD versus RE e RD versus PE. A diferença na riqueza de espécies entre PD e RE foi significativa ($Z=2,94$; $p=0,001$), sendo PD considerada mais rica do que RE. Duas espécies encontradas em PD (*A. perviridis* e *L. labyrinthicus*) não foram registradas em RE e uma espécie encontrada em RE (*H. goianus*) não foi registrada em PD. Por fim, RD foi considerada significativamente mais rica do que PE ($Z=2,13$; $p=0,01$). Quatro espécies encontradas em RD (*A. perviridis*, *H. albopunctatus*, *D. minutus* e *B. pseudopseudis*) não foram registradas em PE, enquanto as duas espécies encontradas em PE foram registradas em RD. Portanto, as parcelas amostradas no interior de ambas unidades de conservação são significativamente mais ricas em espécies do que as parcelas amostradas na região de entorno, onde existe ocupação humana (Tabela 2).

O índice de Hurlbert's PIE indica que RD apresenta distribuição mais homogênea de indivíduos por espécie do que as demais parcelas (Tabela 1). Por outro lado, RE apresentou o menor índice de Hurlbert's PIE, refletindo à grande dominância de indivíduos de *H. goianus* neste ambiente (Tabela 1). De maneira geral, maior equidade foi encontrada dentro dos limites de ambas unidades de conservação (Tabela 1).

O índice de diversidade de Shannon revela que as parcelas amostradas no interior das unidades de conservação apresentam maior diversidade do que as parcelas amostradas na região de entorno. Este resultado era esperado uma vez que RD e PD apresentaram maior

riqueza de espécies e menor equidade do que as parcelas RE e PE (Tabela 1). A parcela localizada no interior do Parque Nacional - PD apresentou maior diversidade de espécies dentre as demais, enquanto PE representou a parcela com menor diversidade (Tabela 1).

Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais

O resultado da MANOVA de medidas repetidas mostra que não houve variação significativa na presença ou ausência de poças e no número de troncos caídos nos pontos de amostragem ao longo do ano ($F=0,15$; $p=0,69$). Assim, estas duas variáveis foram incluídas na Análise de Correspondência Canônica - ACC.

A ACC foi implementada pela matriz de taxocenose (TX) restringida pela matriz ambiental (AM), utilizando a matriz de dados espaciais (EP) como co-variável, ou seja, a análise verifica a associação entre sete espécies de anfíbios e seis variáveis ambientais, após remover o efeito da autocorrelação espacial entre os pontos. O autovalor total de ordenação obteve o valor de 2,25. A soma dos autovalores de todos os eixos restringidos foi de 0,45, que corresponde à cerca de 20,3% da variação total da taxocenose. A soma dos autovalores dos dois primeiros eixos canônicos foi 0,35. Os dois primeiros eixos explicaram cerca de 15,8% da variação total da taxocenose (Fig. 9). As associações encontradas entre os dados da taxocenose e as variáveis ambientais apresentaram significância estatística ($F= 0,20$; $p= 0,005$).

O primeiro eixo canônico está representado na horizontal (Fig. 9) e explicou cerca de 11,8% da variação total da taxocenose. O número de troncos caídos (TC) foi a variável ambiental que apresentou maior correlação com este eixo de ordenação (Tabela 3). A distribuição das espécies em relação ao primeiro eixo de ordenação ilustra a variação na composição da taxocenose em associação com as variáveis ambientais (Fig. 9). Foram

encontradas associações positivas fortes entre *H. goianus* e a ocupação humana (OH) e troncos caídos (TC) (Fig. 9). Por outro lado, *B. pseudopseudis*, *P. cuvieri*, *A. perviridis* e *H. minutus* apresentaram associação negativa com estas duas variáveis (Fig. 9). *Hypsiboas lundii* e *H. albopunctatus* não apresentaram associação representativa com este eixo de ordenação (Fig. 9).

O segundo eixo canônico está representado na vertical e explicou cerca de 4,0% da variação na taxocenose. A cobertura de dossel (CD) e presença ou ausência de poças (PC) apresentaram maior correlação com este eixo de ordenação (Tabela 3). *Aplastodiscus perviridis* apresentou forte associação positiva com a presença de poças e alagados (PC), enquanto *P. cuvieri* e *H. albopunctatus* mostraram associação moderada com esta variável (Fig. 9). Por outro lado, *D. minutus* e *B. pseudopseudis* apresentaram associação negativa com a cobertura de dossel (CD) (Fig. 9). *Hypsiboas lundii*, *H. albopunctatus* e *H. goianus* não apresentaram associação representativa com este eixo de ordenação (Fig. 9).

Repartição da Variação Total da Taxocenose

A variação total dos dados biológicos foi decomposta segundo o método proposto por Borcard et al. (1992). As análises de ordenação mostraram uma correlação estatisticamente significativa entre os eixos canônicos e as variáveis explanatórias (Tabela 4). Os componentes extraídos das análises explicaram a variação da taxocenose nas seguintes proporções: o componente puramente ambiental (A) explicou cerca de 20,3%; o componente puramente espacial (S) explicou cerca de 8,3%; o componente ambiental estruturado espacialmente (AS) explicou cerca de 15,5%; e a proporção do componente de variação não explicada pelas variáveis explanatórias (U) foi de 55,9% (Fig. 10; Tabela 5). O componente puramente ambiental e as variáveis ambientais mais importantes para

explicar a variação dos dados biológicos podem ser observados no diagrama de ordenação (Fig. 9).

DISCUSSÃO

Riqueza e Composição de Espécies

Neste estudo foi averiguada a variação na composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em dois regimes de manutenção das matas de galeria; dentro e fora de unidades de conservação. A riqueza registrada ao longo do ano foi de oito espécies, sendo que nenhuma delas se encontra ameaçada de extinção. O método de amostragem foi eficiente para verificar a riqueza destes ambientes, considerando que os estimadores de riqueza praticamente atingiram um platô para as quatro parcelas amostradas. No entanto, a utilização de armadilhas de interseção e queda (pitfalls) provavelmente ampliaria o número de indivíduos das espécies de hábitos terrestres (Gotelli e Colwell, 2001), principalmente das espécies independentes das matas de galeria (sensu Brandão e Araújo, 2001), que estivessem de passagem por estes ambientes.

A riqueza de espécies registrada nestas matas é relativamente baixa quando comparada à de fisionomias abertas de cerrado, como os campos úmidos ou limpos (e.g Brandão e Araújo, 1998; 2001). No entanto, o número de espécies não está fora de conformidade com os registros de riqueza apresentados por Brandão e Araújo (2001), que amostraram cinco matas de galeria em diferentes localidades do Distrito Federal. O pequeno número de espécies de anfíbios anuros encontrados nas matas de galeria do DF parece constituir um padrão regional (e.g Brandão e Araújo, 2001). Porém, avaliações mais precisas só serão possíveis com o aprofundamento de estudos detalhados, que abordem os

fatores que influenciam os padrões de distribuição das espécies em matas de galeria de diferentes localidades do Brasil Central.

Existe um consenso sobre a relevância ecológica desempenhada pelas matas de galeria na conservação da biodiversidade de anfíbios (Lima e Gascon, 1999; Brandão e Araújo, 2001). Apesar de não ser utilizada por todas as espécies, é importante considerar a influência destas matas como corredores de movimentação da fauna na integração entre unidades de conservação e região de entorno. Nesse sentido, é interessante constatar que maior riqueza e diversidade de espécies foram encontradas no interior de ambas as unidades de conservação, mesmo com a pequena distância geográfica das parcelas correspondentes na região de entorno. Os distúrbios ocasionados pela ocupação humana fora das UCs podem estar afetando diretamente estes ambientes, comprometendo sua qualidade. Impactos diretos são evidentes como a substituição da vegetação nativa por pastagem e asfalto, aterro de nascentes, erosão, presença de fossas sanitárias, esgoto, animais domésticos e lixo.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram dados encontrados em outras regiões, tanto em comparações entre a diversidade de espécies registrada em áreas degradadas e conservadas no interior de UCs (e.g. Krishnamurthy, 2003), como entre fragmentos de florestas primárias, secundárias e pastagens (e.g. Tocher et al., 2001; Urbina-Cardona et al., 2006). Maior riqueza e diversidade de espécies encontradas dentro das UCs reforçam os argumentos de que espaços protegidos constituem importantes ferramentas para a preservação e manutenção da diversidade biológica. No entanto, a ocupação humana ao longo das matas de galeria compromete o desempenho na conectividade da paisagem, que representa uma função primordial para a conservação da biodiversidade.

É importante considerar que nem sempre as áreas conservadas apresentam maior riqueza de espécies do que áreas degradadas. Modificações na estrutura dos ambientes podem acarretar alterações na composição e abundância das espécies (e.g Moraes et al., 2007), devido à invasão de espécies generalistas ou oportunistas de ambientes degradados e redução na abundância ou mesmo exclusão das espécies com baixa plasticidade ecológica (Tocher et al., 2001; Moraes et al., 2007). Portanto, isoladamente, os índices de riqueza e diversidade de espécies não são bons indicadores de qualidade do ambiente quando a conservação de uma área está sendo avaliada, sendo importante considerar os aspectos relacionados à ecologia e distribuição das espécies.

Cinco espécies encontradas no ambiente de estudo apresentam hábitos arbustivos e arborícolas, enquanto *B. pseudopseudis*, *L. labyrinthicus* e *P. cuvieri*, que possuem hábitos terrestres (Brandão e Araújo, 2001). *Aplastodiscus perviridis*, *B. pseudopseudis*, *H. goianus* e *H. lundii* são espécies consideradas especialistas de ambiente e dependem das matas de galeria para concluir seus ciclos biológicos (Brandão e Araújo, 2001). As demais espécies registradas são independentes das matas e podem ser encontradas em outras fisionomias (Brandão e Araújo, 2001). A rã-pimenta *L. labyrinthicus* e a perereca *D. minutus* provavelmente utilizam a matas de galeria apenas como refúgios temporários, pois foram observadas principalmente no período seco do ano e não houve sinais de atividade reprodutiva ou vocalização.

Variações na estrutura das taxocenoses puderam ser verificadas entre os ambientes de estudo. Das sete espécies encontradas no interior das UCs (Tabela 1), três foram registradas exclusivamente nestes ambientes (*Aplastodiscus perviridis*, *Bokermannohyla pseudopseudis* e *Leptodactylus labyrinthicus*). Na região de entorno das UCs foram encontradas cinco espécies (Tabela 1), sendo apenas uma exclusiva (*Hypsiboas goianus*).

De maneira geral, as espécies que habitam estas matas de galeria apresentaram pequenas densidades populacionais (Tabela 1). Mesmo assim, diferenças puderam ser observadas entre o número de indivíduos das espécies registradas tanto dentro como fora das UCs. *Hypsiboas albopunctatus* e *D. minutus* foram mais abundantes no interior das UCs, enquanto *P. cuvieri* foi mais abundante nas parcelas do entorno.

Apesar de *H. albopunctatus*, *P. cuvieri* e *D. minutus* serem ecologicamente generalistas (Heyer et al., 1988; 1990; Brandão e Araújo, 2001) e apresentarem grande plasticidade ecológica no uso de ambientes degradados (Moraes et al., 2007), os ambientes antropizados não parecem ter favorecido a ocupação destas espécies nas matas de galeria. Em geral, estas espécies costumam compor grandes agregados de indivíduos em corpos d'água formados nas estações reprodutivas (Bertoluci e Rodrigues, 2002), o que não ocorreu nas parcelas de matas de galeria amostradas (Tabela 1). O índice de equidade (Hurlbert's PIE) apresentou valores mais baixos para as parcelas amostradas na região do entorno das UCs, indicando que a distribuição do número de indivíduos das espécies é mais heterogênea nestes ambientes. Este fato é nítido na parcela localizada fora da Reserva Biológica, que obteve o menor índice de equidade, devido à predominância de *H. goianus*, que representou a espécie de maior abundância nas matas.

Considerando que *L. labyrinthicus* é encontrado principalmente em ambientes abertos (e.g Brandão e Araújo, 2001) e que apenas duas observações foram registradas ao longo do ano, entende-se que a ocupação antrópica não foi o fator responsável por limitar a ocorrência desta espécie aos ambientes protegidos por unidades de conservação. Por outro lado, *A. perviridis* e *B. pseudopseudis* são espécies dependentes de matas e não foram encontradas nas parcelas amostradas fora das UCs. Estas duas espécies estão vinculadas a microambientes específicos, sendo que *A. perviridis* é encontrado em ambientes lênticos

(Haddad et al., 2005), enquanto *B. pseudopseudis* utiliza ambientes lóticos levemente encachoeirados (Eterovick e Brandão e Araújo, 2001). Apesar do pouco conhecimento sobre a ecologia destas espécies, aparentemente elas apresentam baixa tolerância no uso de ambientes degradados e são incapazes de colonizar fisionomias abertas ou áreas antropizadas adjacente às matas de galeria. Estes resultados sugerem que *A. perviridis* e *B. pseudopseudis* possam ser espécies indicadoras de qualidade ambiental para as matas de galeria do DF.

Outra espécie também merece atenção especial neste trabalho. Apesar de representar a espécie com maior densidade populacional dos ambientes amostrados, *H. goianus* é uma espécie de comportamento territorialista (Menin et al., 2004). Esta perereca é encontrada em matas de galeria das regiões Centro-Oeste e Sudoeste do Brasil (Eterovick et al., 2002) e seus girinos utilizam ambientes lóticos (Eterovick et al., 2002; Menin et al., 2004). *Hypsiboas goianus* apresentou atividade de vocalização entre março e agosto, que representa a estação seca e fria na região Centro-Oeste. Entre julho e agosto, quando as temperaturas atingiram a mínima registrada de 8°C no interior das matas de galeria, *H. goianus* foi a única espécie a apresentar atividade de vocalização.

O estudo verificou que a distribuição de *H. goianus* está restrita à parcela de mata de galeria localizada fora da Reserva Biológica da Contagem, onde os indivíduos foram observados inúmeras vezes utilizando gramíneas invasoras (*Brachiaria*) como poleiro. A distribuição da espécie ao longo da mata de galeria teve como limite final uma pequena barragem de captação de água, construída antes da criação desta unidade de conservação, próximo aos limites que demarcam o polígono da reserva (Fig. 4). As margens desta barragem são destituídas de mata de galeria, com presença de vegetação aberta, como pequenos arbustos e gramíneas invasoras (Fig. 4). Este ambiente de vegetação aberta parece

constituir uma barreira que impede a penetração desta espécie no interior da reserva. O padrão de ocupação de *H. goianus* na área de estudo sugere que esta espécie possa ser oportunista de ambiente degradado.

Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais

Diversos estudos mostram que espécies de anfíbios apresentam associação com determinadas características do ambiente (Parris, 2004; Bastazini et al., 2007). Por isso, a estrutura da comunidade se modifica com a degradação e fragmentação dos habitats naturais (Heyer et al., 1990; Pearman, 1997; Urbina-Cardona et al., 2006). A análise de ordenação revela que o número de troncos caídos, a ocupação humana e a presença de poças foram as variáveis mais importantes para explicar a variação da abundância de algumas espécies ao longo das matas de galeria. Esta análise representa o efeito do componente puramente ambiental sobre a variação dos dados biológicos, sem influência das variáveis espaciais.

A distribuição e abundância de *H. goianus* apresentou forte relação com a ocupação humana e número de troncos caídos ao longo da mata de galeria, enquanto as demais espécies apresentaram associação negativa ou nula com estas duas variáveis. A influência exercida pela ocupação humana sobre o ambiente e a taxocenose de anfíbios é facilmente compreendida (e.g Heyer et al., 1990; Tocher et al., 2001; Bank et al., 2006), uma vez que as espécies apresentam diferentes graus de tolerância às alterações nos ecossistemas naturais (Gibbs, 1998). A intensa associação encontrada entre *H. goianus* e a ocupação humana reforça ainda mais a hipótese de que se trata de uma espécie oportunista de ambientes degradados. Por outro lado, o efeito dos troncos caídos sobre a variação da abundância e composição de espécies de anfíbios nunca foi um fator amplamente

explorado. A presença de troncos caídos, resultado de mortandade de árvores, pode indicar modificações recentes ocorridas nos ambientes, por motivos naturais ou não, acarretando alterações no microclima (temperatura, umidade, luminosidade) e na estrutura física, que representam fatores que podem determinar a ocorrência das espécies no local. No entanto, os troncos caídos também podem oferecer abrigo, reter umidade no solo e representar uma fonte interessante de recursos alimentares para os anfíbios, tendo em vista a diversidade de invertebrados que habitam e atuam na decomposição destes elementos (Schieeg, 2000). Compreender como este elemento influencia a distribuição e abundância de *H. goianus* só será possível com o aprofundamento dos estudos de ecologia para esta espécie.

A presença de poças e alagados também constituiu um importante atributo para explicar a distribuição e abundância de algumas espécies ao longo das matas de galeria. Esta variável apresentou forte associação positiva com *A. perviridis*, que utiliza os ambientes lênticos específicos para a reprodução (Haddad et al., 2005). *Physalaemus cuvieri* e *H. albopunctatus* apresentam associação menos intensa com esta característica do ambiente. Ambas as espécies utilizam ambientes lênticos para depositar seus ovos (Bertoluci e Rodrigues, 2002; Moraes et al., 2007), apesar de ninhos de espuma de *P. cuvieri* também terem sido observados em remansos e pequenos represamentos em ambientes lóticos, com pequeno fluxo d'água. Assim, a presença de poças constitui um fator de influência sobre a distribuição e abundância destas duas espécies, uma vez que desempenha um papel crucial na ecologia reprodutiva. Outra interessante associação encontrada foi a relação negativa entre a cobertura de dossel e a distribuição e abundância de *D. minutus* e *B. pseudopseudis*. Estas duas espécies parecem preferir ambientes com maior abertura de dossel. As características do dossel certamente podem influenciar nas

condições climáticas do ambiente como temperatura, umidade e intensidade de luz, que representam importantes variáveis para determinar a distribuição destas espécies.

Desta forma, fica evidente que os anfíbios não se distribuem uniformemente pelas matas de galeria. Algumas espécies estão vinculadas ecologicamente a características específicas dos habitats, que fornecem recursos necessários para viabilizar sua presença no local. No entanto, é importante destacar que outros fatores, além das variáveis ambientais, podem ser responsáveis pela heterogeneidade espacial observada nas comunidades naturais como as relações ecológicas, as migrações e as extinções (Borcard et al., 1992).

Repartição da Variação Total da Taxocenose

A organização espacial das comunidades naturais é determinada por inúmeros fatores que interagem e se sobrepõem no espaço (Borcard, 1992; Parris, 2004). Quando variáveis espaciais são integradas aos modelos ecológicos, existe a possibilidade de se verificar a estruturação espacial das comunidades e discernir o efeito dos componentes mensurados sobre a variação na distribuição e abundância das espécies (Borcard et al., 1992). O componente puramente ambiental representa a fração de variação da taxocenose explicada pelos dados do ambiente, independente da estrutura espacial (Borcard et al., 1992). Este componente explicou cerca de 20,3% da variação total da taxocenose e as variáveis que mais influenciaram a distribuição e abundância das espécies foram os troncos caídos, a ocupação humana, a cobertura de dossel e as poças e alagados (Fig. 5; Tabela 3).

O componente ambiental estruturado espacialmente explicou cerca de 15,5% da variação total da taxocenose. Este componente mostra que uma parte da variação dos dados da taxocenose está sendo explicada pela estruturação espacial das variáveis ambientais mensuradas, ou seja, pela sobreposição da variação explicada pelo espaço e ambiente

(Borcard et al., 1992; Anderson e Gribble, 1998). Isto significa que a taxocenose e o ambiente compartilham uma estrutura espacial semelhante. Segundo Borcard et al. (1992), existe a possibilidade da taxocenose e das variáveis do ambiente estarem respondendo da mesma forma a determinadas características estruturadas no espaço, como por exemplo, o relevo, ou sendo influenciadas por outras variáveis não incluídas neste trabalho. Por outro lado, Peres-Neto (2006) destaca que este componente é associado com a autocorrelação espacial das variáveis ambientais. Isto porque os pontos mais próximos apresentam a tendência de serem mais semelhantes entre si do que os pontos mais distantes, resultando numa distribuição das espécies associada à distância geográfica. Apesar do método de repartição quantificar a variação explicada pela interação espaço e ambiente, os mecanismos por trás disso não podem ser precisamente deduzidos a partir dos resultados encontrados (Borcard et al., 1992).

O componente puramente espacial explicou cerca de 8,3% da variação da variação na composição e abundância das espécies. Este componente confirma uma estruturação espacial na taxocenose, independente das variáveis ambientais mensuradas. O padrão de ocupação espacial pode representar, pelo menos parcialmente, determinados fatores que não foram medidos como o comportamento de territorialismo ou agregação, a capacidade de dispersão das espécies, a taxa de crescimento populacional, além de interações ecológicas como a predação e a competição (Borcard et al., 1992), tanto entre os indivíduos adultos como em girinos.

A maior parcela da variação total da taxocenose (55.9%) não pôde ser explicada pelas variáveis ambientais ou espaciais mensuradas (Fig. 6). Este componente é a porcentagem de variação remanescente do autovalor total de ordenação (2,25), que representa a variação total da taxocenose (100%). Borcard et al. (1992) sugere que parte

desta variação se deve a efeitos locais de variáveis bióticas e abióticas, que não foram medidas ou por aspectos da estrutura espacial do ambiente que não podem ser descritos simplesmente por coordenadas geográficas. No entanto, os processos que controlam esta variação não puderam ser identificados neste estudo.

CONCLUSÃO

Este estudo demonstra a importância das unidades de conservação na manutenção da diversidade de anfíbios associados a matas de galeria do Distrito Federal. Modificações na estrutura da taxocenose puderam ser observadas, quando comparações foram realizadas entre as parcelas amostradas dentro e fora das unidades de conservação. A degradação dos ecossistemas naturais na região de entorno destes espaços legalmente protegidos afeta tanto a riqueza como a composição e abundâncias de espécies, sendo que maior riqueza de anfíbios foi registrada nas matas de galeria localizadas no interior das UCs. Estes resultados indicam que a presença humana ao longo das matas de galeria interfere no papel de integração e conectividade, que estes corredores de movimentação da fauna e flora podem exercer na paisagem.

Considerando a importância das associações entre os anfíbios e determinadas características dos ambientes naturais (Parris, 2004; Bastazini et al., 2007) para a compreensão da distribuição das espécies na paisagem. Este estudo verificou que a distribuição dos anfíbios não é uniforme ao longo das matas, sendo o número de troncos caídos, a ocupação humana, a presença de poças e a cobertura de dossel foram as variáveis ambientais mais importantes para explicar a variação na estrutura das taxocenoses ao longo do gradiente ambiental. Estas variáveis desempenham um importante papel, por fornecer

recursos e serviços que viabilizam a presença das espécies nestes ambientes (Tews et al., 2004). Por isso, identificar estas associações apresenta grande relevância na prática do manejo e da conservação das espécies (Hughes, 2006; Neves, 2006; Barros, 2006) ou na recuperação de ambientes degradados.

Apesar disso, o ambiente natural não é o único fator responsável pela heterogeneidade espacial observada nas comunidades naturais (Borcard et al., 1992; Peres-Neto, 2006). Inúmeros fatores, que interagem e se sobrepõem espacialmente, influenciam a organização espacial das comunidades como as interações ecológicas, as migrações, as extinções e a taxa de crescimento populacional das espécies. Tendo em vista a complexidade de se mensurar determinadas variáveis e o grande número de fatores envolvidos, que devem ser levados em consideração quando a intenção é compreender os mecanismos responsáveis pelos padrões de distribuição das espécies. A análise de repartição da variação total da taxocenose (Borcard et al., 1992) representa um importante instrumento de análise, que permite discernir a relevância dos componentes mensurados sobre a variação da taxocenose, além de possibilitar conhecer a porcentagem de variação da taxocenose que ainda pode ser compreendida pela inclusão de novas variáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFORD, R. A. 1989. Variation in predator phenology affects predator performance and prey community composition. *Ecology*. 60:206-219.
- ALHO, C. J. R. 1980. Small mammal populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance e diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia*. 41:223-230.

- ANDERSON, M. J., e N. A. GRIBBLE. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology*. 23:158-167.
- ARAÚJO, A. F. B., e G. R. COLLI. 1998. Biodiversidade do Cerrado: herpetofauna, p. 25. *In: Relatório para subsidiar o Workshop: Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal, Brasília, DF.*
- BANK, M. S., J. B. CROCKER, S. DAVIS, D. K. BROTHERTON, R. COOK, J. BEHLER, e B. CONNERY. 2006. Population decline of northern dusky salamanders at Acadia National Park, Maine, USA. *Biological Conservation*. 130:230-238.
- BARROS, T. M., S. T. P. LINARES, A. E. B. A. SOUSA, J. R. S. NETO, P. S. NETO, C. A. BIANCHI, O. J. MARINI-FILHO, J. L. X. NASCIMENTO, e J. M. FLÔRES. 2006. Plano de manejo da Arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*), p. 79. *In: Série Espécies Ameaçadas. Vol. 4. IBAMA, Brasília.*
- BASTAZINI, C. V., J. V. MUNDURUCA, P. L. B. ROCHA, e M. F. NAPOLI. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran composition? A case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*. 63: 459-471.
- BAZ, A., e A. GARCIA-BOYERO. 1995. The effects of forest fragmentation on butterfly communities in central Spain. *Journal of Biogeography*. 22:129-149.
- BAZZAZ, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*. 56:485-488.
- BEGON, M., C. R. TOWNSEND, e J. L. HARPER. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. 4ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- BERTOLUCI, J., E M. T. RODRIGUES. 2002. Utilização de habitats reprodutivos e microhabitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da mata Atlântica do sudeste do Brasil. *Papeis Avulsos de Zoologia*. 42:287- 297.
- BIERREGAARD, R. O., T. E. LOVEJOY, V. KAPOs, A. A. D. SANTOS, e R. W. HUTCHINGS. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*. 42:859-866.
- BORCARD, D., P. LEGENDRE, E P. DRAPEAU. 1992. Partialling out the spacial component of ecological variation. *Ecology*. 73:1045-1055.
- BRANDÃO, R. A., e A. F. B. ARAÚJO. 1998. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. *In: Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: História Natural e Ecologia de um Fragmento de Cerrado do Brasil Central*. J. S. Marinho-Filho (ed.). Instituto de Ecologia e Meio Ambiente do Distrito Federal, Brasília.
- . 2001. A herpetofauna associada às matas de galeria do Distrito Federal. *In: Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, e J. C. Sousa-Silva (eds.). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Brasília.
- BRASIL. 1961. Decreto de Criação do Parque Nacional de Brasília. Decreto n° 241 de 29 de Novembro de 1961.
- BRASIL. 1965. Código Florestal Brasileiro. Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965.
- BRASIL. 2000. SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Lei 9.985 de 18 de julho de 2000.
- BRASIL. 2004. Ampliação do Parque Nacional de Brasília. Lei n° 4186 de 2004.

- CARO, T. M. 2000. Species richness and abundance of small mammals inside and outside an Africa Nacional Park. *Biological Conservation*. 98:251-257.
- CHAO A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*. 11:265-270.
- COLLI, G. R., R. P. BASTOS, e A. F. B. ARAUJO. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, p. 223-241. *In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. P. S. Oliveira e R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS 8.0: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. User Guide and Application. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO, e J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85:2717-2727.
- DAVIDOWITZ, G., e M. L. ROSENZWEIG. 1998. The latitudinal gradient of species diversity among north american grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography*. 25:553-560.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., L. M. BINI, M. P. PINTO, T. F. L. B. V. RANGEL, P. CARVALHO, e R. B. BASTOS. 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica*. 29:9-15.
- ETEROVICK, P. C., e R. A. BRANDÃO. 2001. A description of the tadpole and advertisement call of members of the *Hyla pseudopseudis* group. *Journal of Herpetology*. 35:442-450.

- ETEROVICK, P. C., I. S. BARROS, e I. SAZIMA. 2002. Tadpoles of two species in the *Hyla polytaenia* species group and comparison with other tadpoles of *Hyla polytaenia* and *Hyla pulchella* groups (Anura, Hylidae). *Journal of Herpetology*. 36:512-515.
- ETEROVICK, P. C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 19:129-228.
- ETEROVICK, P. C., A. C. O. Q. CARNAVAL, D. M. BORGES-NOJOSA, D. L. SILVANO, M. V. SEGALLA, e I. SAZIMA. 2005. An overview of amphibian declines in Brazil with new records from Serra do Cipó, State of Minas Gerais. *Biotropica*. 37:166-179.
- ETEROVICK, P. C., e I. M. BARATA. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica*. 62: 365-377.
- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD, J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. R. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, e S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91:223-229.
- GIBBS, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*. 13:263-268.
- GOTELLI, N. J., e R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4: 379-391.
- GOTELLI, N. J., e G. L. ENTSMINGER. 2004. EcoSim: Null models software for ecology *In*: Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear. Jericho, VT 05465.
<http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.

- HADDAD, C. F. B., J. FAIVOVICH, e P. C. A. GARCIA. 2005. The specialized reproductive mode of the tree frog *Aplastodiscus perviridis* (Anura: Hylidae). *Amphibia-Reptilia*. 26:87-92.
- HEINEN, J. T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantation and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for faunal restoration. *Biotropica*. 24: 431-439.
- HERO, J. M., C. GASCON, e W. E. MAGNUSSON. 1998. Direct and indirect effects of predation on tadpole community structure in the Amazon rainforest. *Australian Journal of Ecology*. 23:474-482.
- HEYER, W. R., A. S. RAND, C. A. G. CRUZ, e O. L. PEIXOTO. 1988. Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*. 20:230-235.
- HEYER, W. R., A. S. RAND, C. A. G. CRUZ, O. L. PEIXOTO, e C. E. NELSON. 1990. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia*. 31:231-410.
- HEYER, W. R.; M. A. DONNELLY, R. W. MCDIARMID; L. C. HAYEK, e M. S. FOSTER. 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, U.S.A.
- HUGHES, B.; B. DUGGER; H. J. CUNHA; I. LAMAS; J. GOERCK; L. LINS; L. F. SILVEIRA; R. ANDRADE; S. F. BRUNO; S. RIGUEIRA; e Y. MELO. 2006. Plano de ação para a conservação do pato-mergulhão (*Mergus octosetaceus*). *In: Serie Espécies Ameaçadas*. Vol. 3. IBAMA, Brasília.
- IBAMA. 1998. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília. Brasília, DF.
- . 2004. Unidades de Conservação. www.ibama.gov.br (acessado em 12/12/2006).

- KRISHNAMURTHY, S. V. 2003. Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. *Environmental Conservation*. 30:274-282.
- LEGENDRE, P., and M. J. FORTIN. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*. 80:107-138.
- LIMA, M., e C. GASCON. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central amazonia. *Biological Conservation*. 91:241-247.
- MACHADO, R. B., M. B. RAMOS NETO, P. G. P. PEREIRA, E. F. CALDAS, D. A. GONÇALVES, N. S. SANTOS, K. TABOR, E M. STEININGER. 2004. Estimativas de perda da área de Cerrado Brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional. Brasília, DF.
- MALCOLM, J. R. 1994. Edge effects of central Amazonian forest fragments. *Ecology*. 75:2438-2445.
- MAO, A., R. K. COWELL, E J. CHANG. 2005. Estimating the species accumulation curve using mixtures. *Biometrics*. 61: 433-441.
- MARINHO-FILHO, J., M. L. REIS, O. S. OLIVEIRA, E. M. VIEIRA, e M. N. PAES. 1994. Diversity Standards and small mammal number: conseravation of the Cerrado biodiversity. *An. Acad. Brás. Ci.* 66:149-157.
- MENIN, M., R. A. SILVA, E A. A. GIARETTA. 2004. Reproductive biology of *Hyla goiana* (Anura, Hylidae). *Iheringia*. 94:49-52.
- MMA. 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, Ministério de Meio Ambiente, Brasília.

- . 2006. Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- MORAES, R. A., R. J. SAWAYA, e W. BARRELLA. 2007. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*. 7:27-36.
- MORIN, P. J. 1986. Interactions between intraspecific competition and predation in an amphibian predator-prey system. *Ecology*. 67:713-720.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications on conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 10: 59-62.
- NEVES, T., F. OLMOS, F. PEPPE, e L. V. MOHR. 2006. Plano de Ação Nacional para a conservação de albatrozes e petréis (Planacap), p. 126. *In: Série Espécies Ameaçadas*. Vol. 2. IBAMA, Brasília.
- OKSANEN, J., R. KINDT, P. LEGENDRE, and O'HARA, B. 2007. The vegan package. Community ecology package. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 10/01/2008.
- PARRIS, K. M. 2004. Environment and spatial variables influence the composition of frogs assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*. 27:392-400.
- PEARMAN, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*. 11:1211-1225.
- PERES-NETO, P. R. 2006. A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. *Oecol. Bras.*, 10:105-119.
- POUNDS, J. A. 2001. Climate and amphibian declines. *Nature*. 410: 639 - 640.

- POUNDS, J. A., e M. L. CRUMP. 1993. Amphibian declines and Climate disturbance: The case of the Golden toad and Harlequin frogs. *Conservation Biology*. 8:72-85.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2007. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 07/01/2008.
- RAINIO, J., e J. NIEMELA. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*. 12:487-506.
- RIBEIRO, J. F., e B. M. T. WALTER. 2001. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. *In: Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, e J. C. Sousa-Silva (eds.). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Brasília.
- SANDERS, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*. 102:243-282.
- SCHIEEG, K. 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience*. 7:290-298.
- SCHNEIDER, M. P. C., C. G. BATISTA, D. CARVALHO, R. CERQUEIRA, A. Y. CIAMPI, E. V. FRANCESCHINELLI, R. GENTILE, E. C. GONÇALVES, A. D. GRATIVOL, M. T. NASCIMENTO, J. R. POVOA, G. M. P. VASCONCELOS, L. H. WADT, e E. H. C. WIEDERHECKER. 2005. Genética de populações naturais, p. 297-315. *In: Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. D. M. Rambaldi and D. A. S. Oliveira (eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- STOW, A. J., e D. A. BRISCOE. 2005. Impact of habitat fragmentation on allelic diversity at microsatellite loci in Cunningham's skink (*Egernia cunninghami*): a preliminary study. *Conservation Genetics*. 6:455-459.

- TABACHNICK, B. G., e L. S. FIDELL. 2006. Using Multivariate Statistics. Pearson Education.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67:1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F., e P. SMILAUER. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- TEWS, J., U. BORSE, V. GRIMM, K. TIELBORGER, M. C. WICHMANN, M. SCHWAGER, e F. JELTSCH. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of key stone structures. *Journal of Biogeography*. 31:79-92.
- TOCHER, M. D., C. GASCON, e J. MEYER. 2001. Community Composition and Breeding Success of Amazonian Frogs in Continuous Forest and Matrix Habitat Aquatic Site, p. 235-247. *In: Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. R. O. Bierregaard, C. Gascon, T. E. Lovejoy, e R. Mesquita (eds.). Yale University Press, Yale.
- TOCHER, M. D., C. GASCON, e B. L. ZIMMERMAN. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten year study, p. 124-137. *In: Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, e Conservation of Fragmented Communities*. W. F. Laurance and R. O. Bierregaard (eds.). University of Chicago Press, Chicago.
- URBINA-CARDONA, J. N., M. OLIVARES-PÉRES, e V. H. REYNOSO. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*. 132: 61-75.

- VASCONCELOS, T. S., E D. C. ROSSA-FERES. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (AMPHIBIA, ANURA) na Região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 5.
- VENABLES, W. N., D. M. SMITH, E R DEVELOPMNT CORE TEAM. 2005. An introduction to R. Notes on R: A programming environment for data analysis and graphics. Versão 2.2.1. Network Theory Limited, Bristol, United Kingdom, 97p.
- VITT, L.J; G.R. COLLI; J. P. CALDWELL; D. O. MESQUITA; A. A. GARDA, E F. G. R. FRANÇA. 2007. Detecting variation in microhabitat use in low diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology* 41:653-662.
- VONESH, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical african leaf-litter herpetofauna. *Biotropica*. 33:502-510.
- WYMAN, R. L. 1990. What is happening to amphibians? *Conservation Biology*. 4:350-352.
- YOUNG, B., K. R. LIPS, J. K. REASER, R. IBÁÑEZ, A. W. SALAS, J. R. CEDEÑO, L. A. COLOMA, S. RON, E. L. MARCA, J. R. MEYER, A. MUÑOZ, F. BOLAÑOS, G. CHAVES, e D. ROMO. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*. 15:1213-1223.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

TABELAS

Tabela 1 – A abundância relativa (AB) representa o maior número de indivíduos registrado em uma das 22 campanhas de campo, realizadas entre Março de 2007 e Dezembro de 2008. As observações (OB) representam a soma dos registros de indivíduos em 22 campanhas de campo. RD = parcela amostrada dentro da Reserva Biológica da Contagem; RE = parcela amostrada no entorno da Reserva Biológica da Contagem; PD = parcela amostrada dentro do Parque Nacional de Brasília; PE = parcela amostrada no entorno do Parque Nacional de Brasília. Foram calculados a riqueza estimada (Chao 2), o índice de diversidade de Shannon e o índice de equidade de Hurlbert's PIE para cada parcelas.

Espécies	Parcelas					
	RD	RE	PD	PE	AR	OB
Hylidae						
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	6	0	3	0	9	22
<i>Hypsiboas goianus</i>	0	37	0	0	37	209
<i>Hypsiboas lundii</i>	2	7	8	2	19	95
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	3	1	2	0	6	22
<i>Dendropsophus minutus</i>	4	1	7	0	12	20
<i>Bokermannohyla pseudopseudis</i>	2	0	0	0	2	7
Leptodactylidae						
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	0	2	0	2	2
Leiuperidae						
<i>Physalaemus cuvieri</i>	1	4	1	3	9	19
Total	18	50	23	5	96	396
Riqueza de espécies	6	5	6	2	8	
Chao 2	6 ± 0,43	5 ± 0,24	6 ± 0,3	2 ± 0,31		
Índice de Diversidade de Shannon	1,64	0,85	1,55	0,67		
Hurlbert's PIE	0,83	0,43	0,78	0,60		

Tabela 2 – Comparação por teste Z da riqueza e diversidade de espécies entre as parcelas amostradas, segundo o método de rarefação baseada em indivíduos. O valor de Z está representado na diagonal inferior da Tabela, enquanto o valor de p está indicado na diagonal superior. Os valores de p contendo asterisco (*) indicam resultados significativos ($< 0,05$). RD – parcela dentro da Reserva Biológica da Contagem; RE – parcela no entorno da Reserva Biológica da Contagem; PD – parcela dentro do Parque Nacional de Brasília; PE – parcela no entorno do Parque Nacional de Brasília.

	RD	RE	PD	PE
RD	-	0,006*	0,264	0,01*
RE	3,24*	-	0,001*	0,41
PD	0,64	2,94*	-	0,03*
PE	2,13*	0,122	1,76*	-

Tabela 3 – Coeficientes de correlação das variáveis do ambiente com os dois primeiro eixos canônicos. TC – número de troncos caídos; CD – cobertura do dossel; CF – cobertura de folhiço; PC – presença ou ausência de poças e alagados; DA – densidade de árvores e arbustos; OH – presença ou ausência de ocupações humanas.

Variáveis Ambientais	Coeficientes de correlação	
	Eixo 1	Eixo 2
Troncos Caídos	0,416	0,047
Cobertura de Dossel	0,164	0,390
Cobertura de Folhiço	-0,163	-0,101
Poças e Alagados	-0,159	0,290
Densidade de Árvores e Arbustos	-0,138	0,099
Ocupação Humana	0,135	-0,063

Tabela 4 – O valor da soma dos autovalores dos eixos constringidos, a porcentagem de variação explicada e o resultado do teste de permutação para cada ACC, segundo os quatro passos descritos pelo método de repartição da variação total da taxocenose. Os valores de *p* contendo asterisco (*) indicam resultados com significância estatística (< 0.05).

Etapas	autovalores	Variação explicada (%)	F	<i>p</i>
Passo 1	0,807	35,8 %	0,55	0,005*
Passo 2	0,537	23,8 %	0,94	0,005*
Passo 3	0,457	20,3 %	0,36	0,005*
Passo 4	0,187	8,3 %	0,44	0,01*

Tabela 5 – Resumo dos cálculos do método de repartição da variação total da taxocenose em quatro componentes independentes: A – puramente ambiental; S – puramente espacial; AS – ambiental estruturado espacialmente; e U – variação não explicada. Os números entre parênteses se referem aos quatro passos do método proposto por Borcard et al. (1992) e descritos na Tabela 4. Ω representa a soma da variação explicada pelos componentes A, AS e S.

Componente	Calculo	Variação explicada (%)
A	(3)	20,3%
S	(4)	8,3%
AS	(1) – (3) ou (2) – (4)	15,5%
U	100% - Ω	55,9%
Variação Total	autovalor total = 2,25	100%

LEGENDAS DAS FIGURAS

Fig. 1- Localização do Parque Nacional de Brasília e da Reserva Biológica da Contagem na região Centro-Oeste do Brasil e Noroeste do Distrito Federal.

Fig. 2- Imagem de satélite (Ikonos de 2005 e 2006) obtida pelo software Google Earth, mostrando os limites geográficos e a intensidade de ocupação humana na região de entorno do Parque Nacional de Brasília e Reserva Biológica da Contagem. Os números representam as parcelas de amostragem: (1) trajeto ao longo do córrego Paranoázinho, dentro dos limites da Reserva Biológica da Contagem (RD); (2) trajeto ao longo do córrego Paranoázinho, na zona de entorno da Reserva Biológica da Contagem (RE); (3) trajeto ao longo do córrego do Rego, dentro dos limites do Parque Nacional de Brasília (PD); e (4) trajeto ao longo do ribeirão Bananal, na zona de entorno do Parque Nacional de Brasília (PE).

Fig. 3- Mapa ilustrando a hidrografia da região, as unidades de conservação e os córregos selecionados para o estudo. Os números representam as áreas de amostragem ao longo das matas de galeria: (1) – PD, área de amostragem na mata de galeria do córrego do Rego, afluente do ribeirão Bananal, que nasce dentro dos limites do Parque Nacional de Brasília; (2) – PE, área de amostragem na mata de galeria do ribeirão Bananal, fora dos limites do parque; (3 e 4) – RD e RE, respectivamente, áreas de amostragem na mata de galeria do córrego Paranoázinho, dentro e fora dos limites da Reserva Biológica da Contagem.

Fig. 4- Imagem de satélite (Ikonos de 2006) obtida pelo software Google Earth. Os números representam as áreas de amostragem ao longo da mata de galeria do córrego

Paranoázinho: (1) interior da Reserva Biológica da Contagem, (2) entorno da Reserva Biológica da Contagem. A seta em amarelo indica a barragem de captação de água, construída antes da criação da unidade de conservação, próxima aos limites que demarcam o polígono da reserva.

Fig. 5- Imagem de satélite (Ikonos de 2006) obtida pelo software Google Earth. Os números representam as áreas de amostragem ao longo da mata de galeria do (1) córrego do Rego, localizado no interior do PARNA de Brasília e (2) ribeirão Bananal, localizado na zona de entorno do PARNA de Brasília.

Fig. 6- Ilustra a disposição dos pontos de amostragem ao longo da mata de galeria. Os números representam o centro dos pontos. Os pontos de amostragem possuem raio de 10 metros e diâmetro de 20 metros. Cada parcela de amostragem apresenta um trajeto com 15 pontos consecutivos, totalizando 300 metros de comprimento ao longo da mata de galeria.

Fig. 7- Espécies encontradas no ambientes de estudo. A - *Aplastodiscus perviridis*; B - *Bokermannohyla pseudopseudis*; C - *Dendropsophus minutus*; D - *Leptodactylus labyrinthicus*; E - *Hypsiboas albopunctatus*; F - *Hypsiboas lundii*; G - *Physalaemus cuvieri*; H - *Hypsiboas goianus*.

Fig. 8- Curvas de acumulação de espécies, com 1000 aleatorizações sem reposição e intervalo de confiança de 95%. As curvas tracejadas representam o estimador de riqueza Chao 2 e as curvas em preto a riqueza esperada de Mao Tau. Os gráficos apresentam o resultado dos estimadores para as parcelas amostradas: (RD) dentro e (RE) entorno da

Reserva Biológica da Contagem; (PD) dentro e (PE) entorno do Parque Nacional de Brasília. PD e PE atingiram a assíntota para ambos estimadores, enquanto a curva de Mau Tao referente às parcelas RD e RE apresenta uma leve inclinação, indicando que ainda existe a pequena possibilidade de se registrar novas espécies nestes ambientes.

Fig. 9- Diagrama de ordenação da ACC. Representa a localização das espécies e das variáveis ambientais em relação aos dois primeiros eixos canônicos. A direção e sentido das setas representam a intensidade de associação entre as variáveis ambientais e os eixos canônicos. OH = ocupações humanas nas bordas da mata; PC = presença ou ausência de poças e alagados; CD = cobertura do dossel; CF = cobertura de folhicho; DA = densidade de árvores e arbustos e TC = número de troncos caídos.

Fig. 10- O diagrama de Venn ilustra a repartição da variação total da taxocenose, de acordo com os componentes independentes extraídos: componente puramente ambiental (A); componente puramente espacial (S); componente ambiental estruturado espacialmente (AS); e componente que representa a variação não explicada pelas variáveis explanatórias (U). O retângulo maior que engloba os retângulos menores representa a variação total da taxocenose. O componente da variação não explicada (U) está representado pela área escura do retângulo maior. O componente puramente ambiental (A) explicou cerca de 20,3% da variação total da taxocenose; o componente puramente espacial (S) explicou cerca de 8,3%; o componente ambiental estruturado espacialmente (AS) explicou cerca de 15,5%; e o componente da variação não explicada foi de cerca de 55,9%.

Figura 1

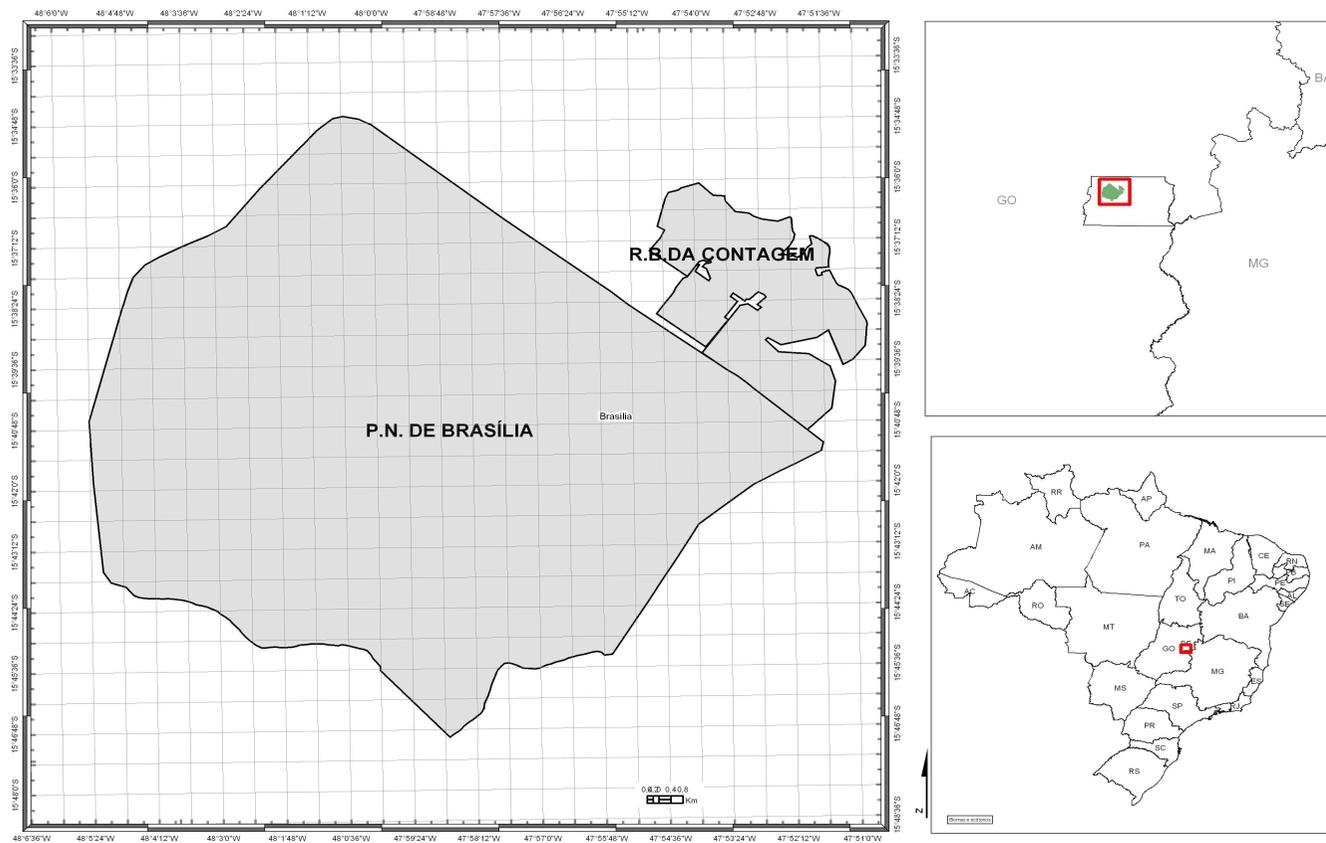


Figura 2



Figura 3

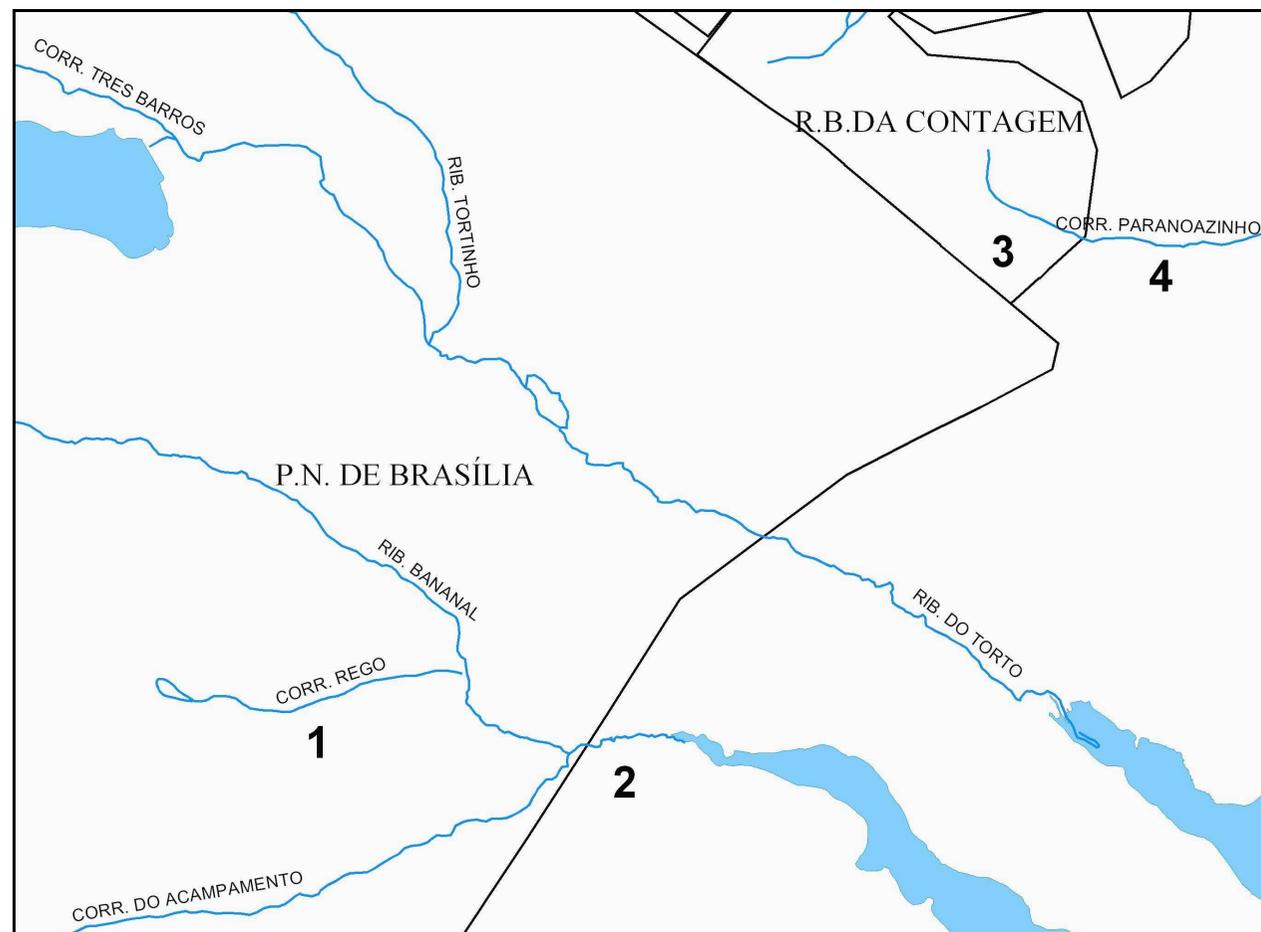


Figura 4



Figura 5

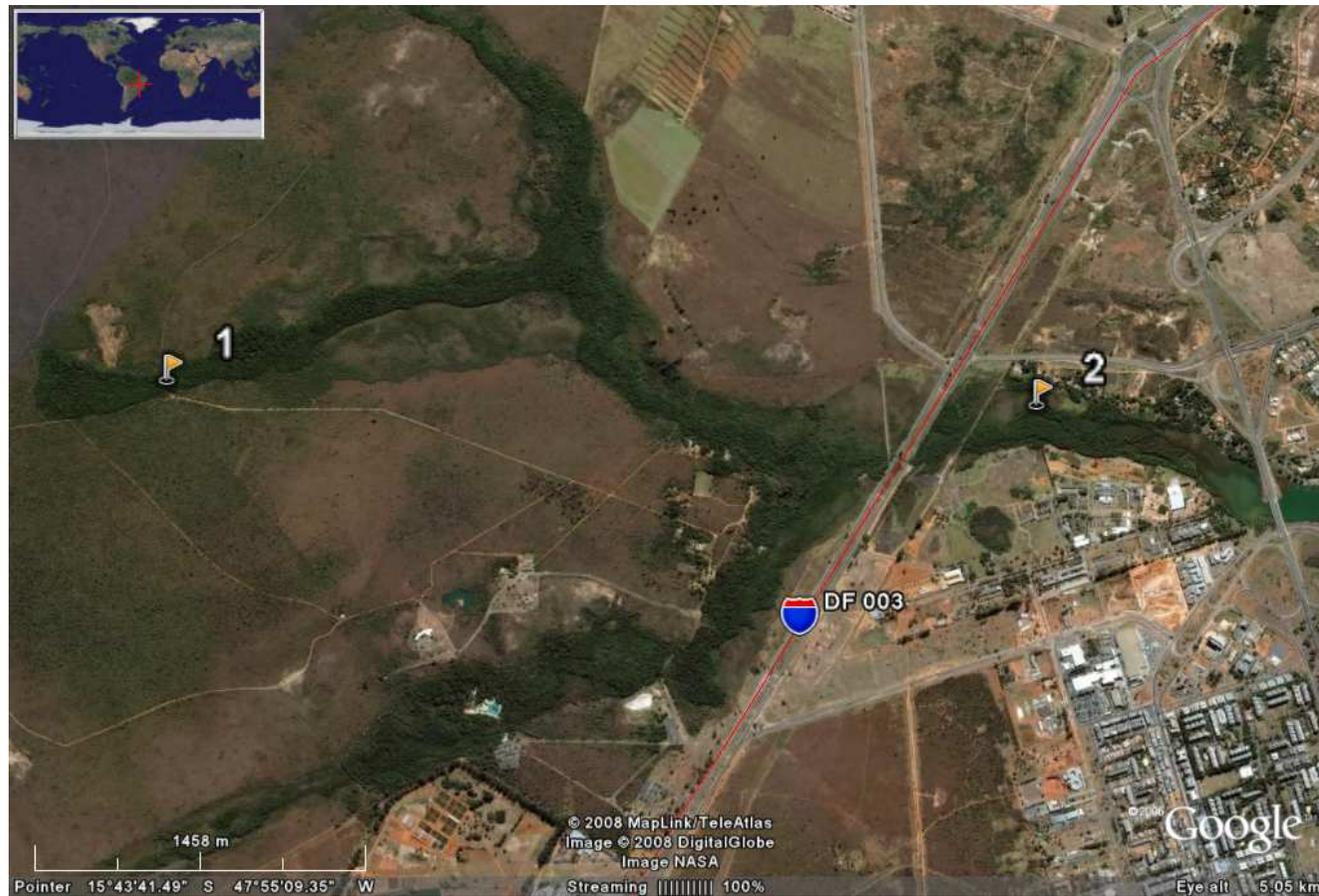


Figura 6

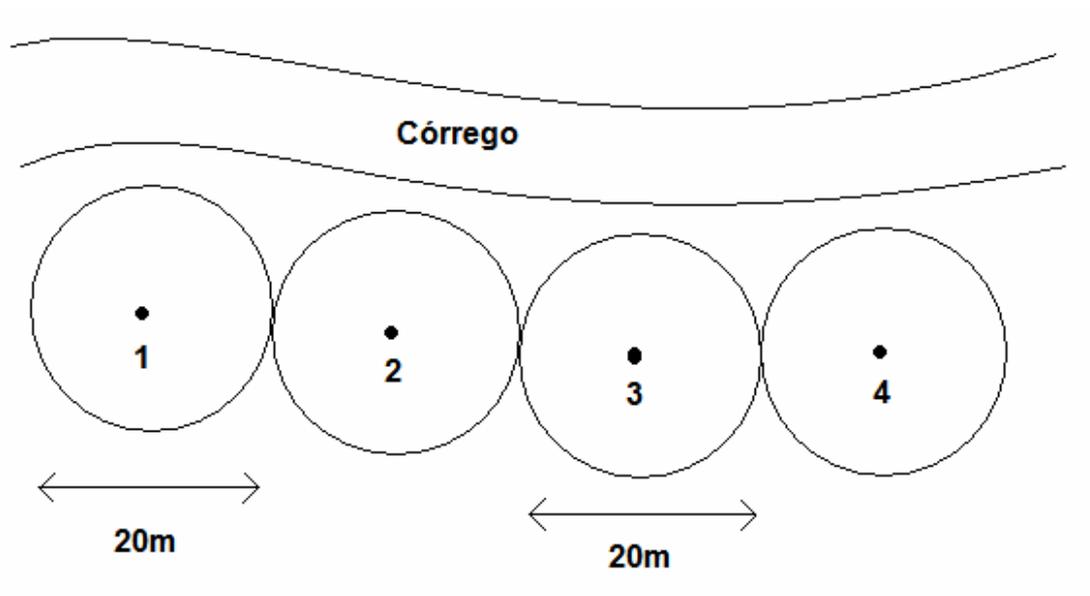


Figura 7

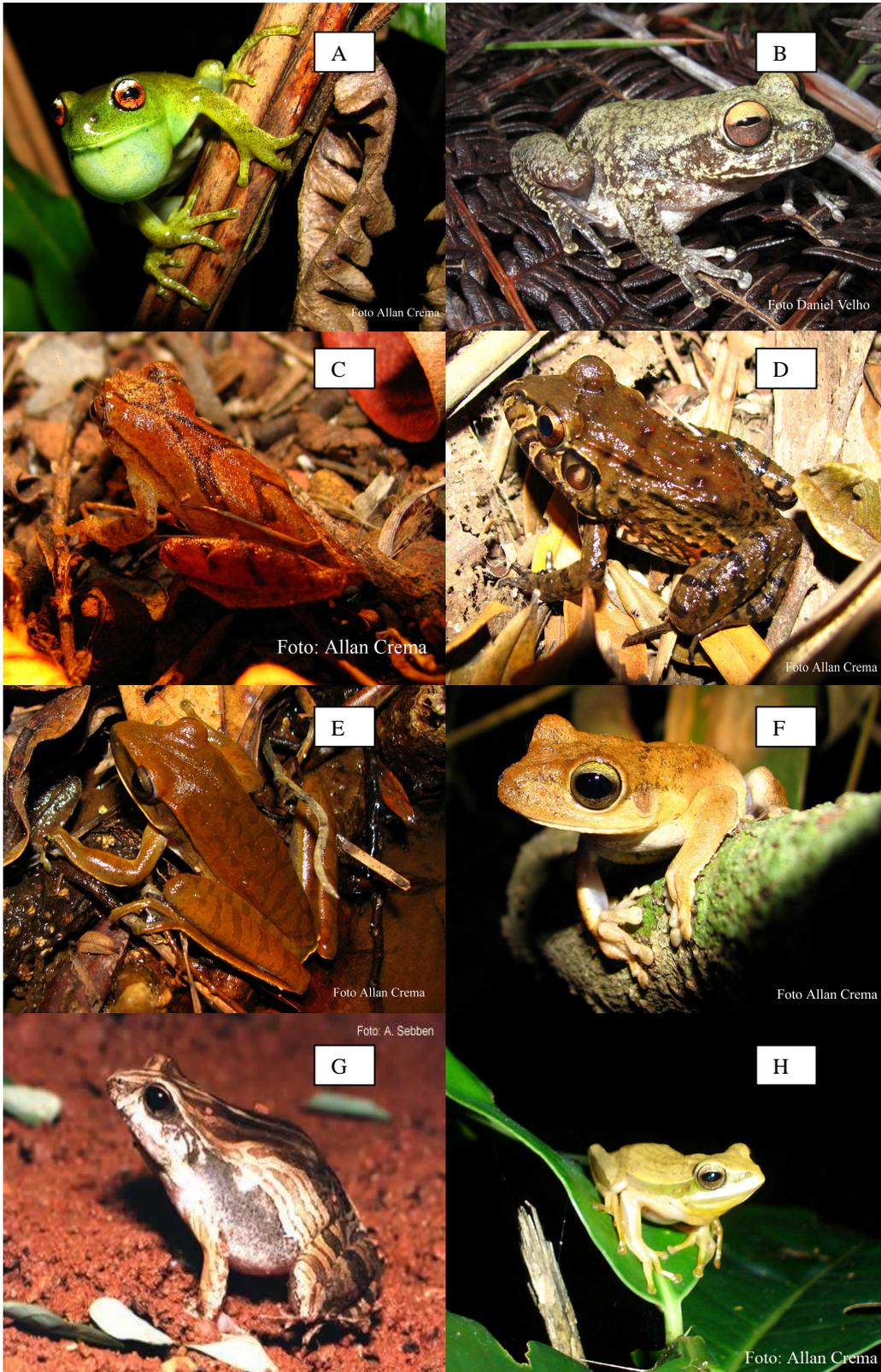


Figura 8

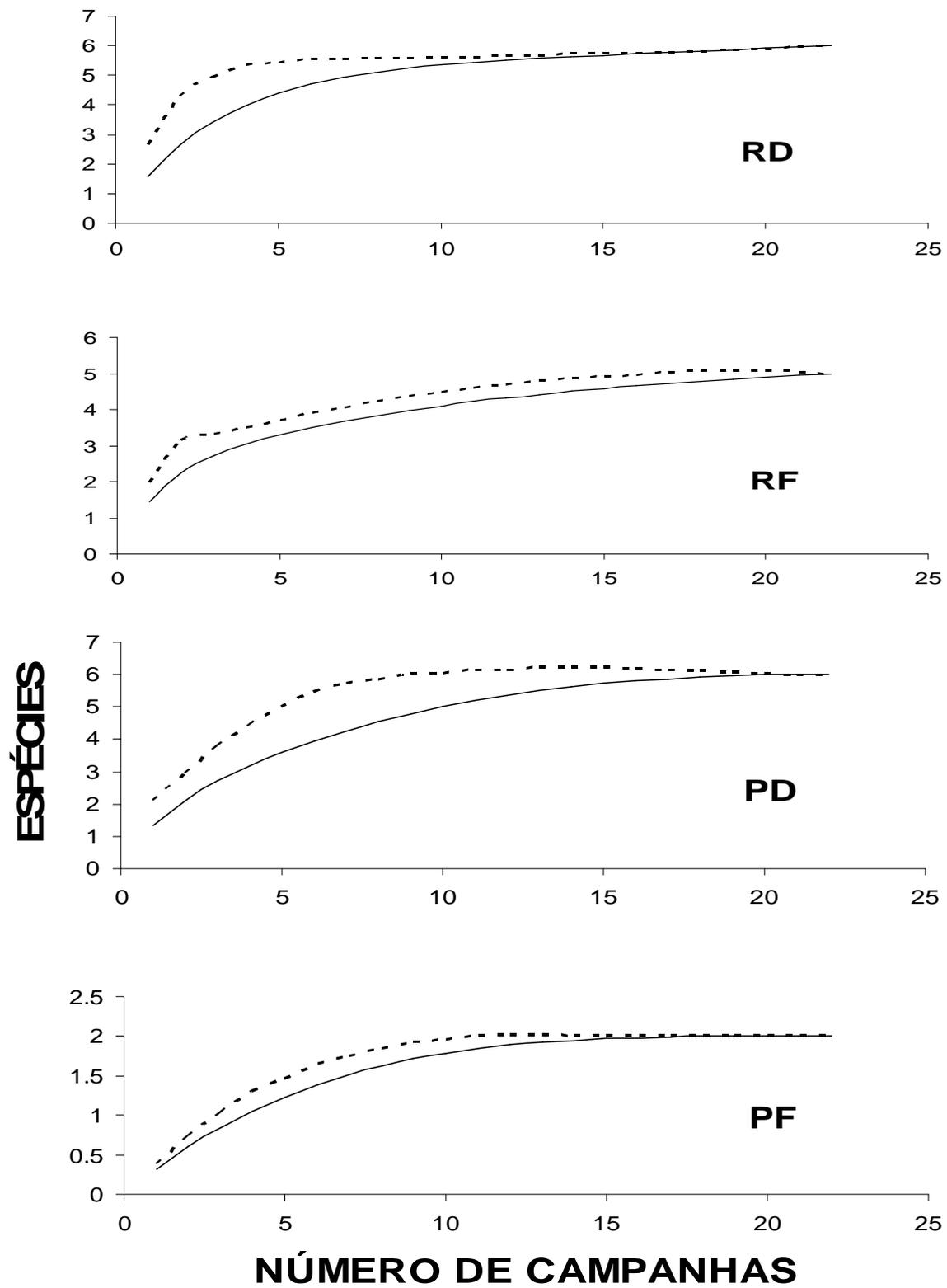


Figura 9

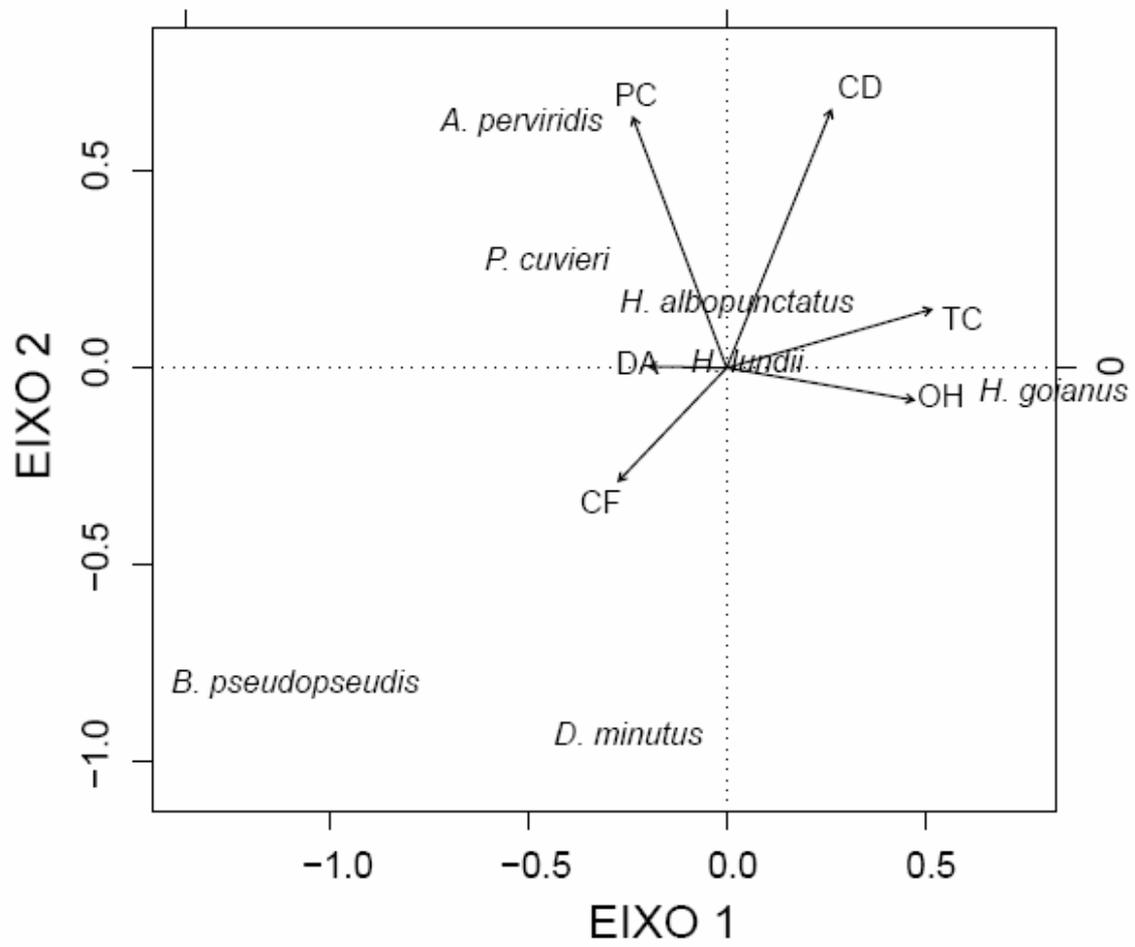


Figura 10

