



UNIVERSIDADE ESTADUAL SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE – PPGECO

RICARDO LOURENÇO DE MORAES

ANÁLISE COMPARADA DE DIVERSIDADE DE ANUROS EM TRÊS SÍTIOS DA
MATA ATLÂNTICA NO SUL DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL.

ILHÉUS - BA

2011



UNIVERSIDADE ESTADUAL SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE – PPGECO

RICARDO LOURENÇO DE MORAES

ANÁLISE COMPARADA DE DIVERSIDADE DE ANUROS EM TRÊS SÍTIOS
DA MATA ATLÂNTICA NO SUL DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL.

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia

ILHÉUS – BA

2011

RICARDO LOURENÇO DE MORAES

**ANÁLISE COMPARADA DE DIVERSIDADE DE ANUROS EM TRÊS SÍTIOS
DA MATA ATLÂNTICA NO SUL DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL.**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia

APROVADA EM :

Dr. Hélio Ricardo da Silva

(UFRRJ)

Dra. Cinthia Brasileiro

(UNIFESP)

Dr. Luis Felipe de Toledo

(Museu Adão Cardoso - UNICAMP - Co-orientador)

Dr. Mirco Solé

(UESC - Orientador)

*“Dedico este trabalho a
minha mãe que sempre me
apoiou, e agora lá de cima,
me abençoa”*

AGRADECIMENTOS

A Universidade Estadual de Santa Cruz e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, pela oportunidade e pelo apoio.

A CAPES – Coordenação de Amparo e Pesquisa, pela bolsa concedida.

A minha esposa Mel, pelo apoio, paciência e ajuda nas dificuldades. Aos meus filhos que me dão forças para seguir em frente mesmo nas mais difíceis situações.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Mirco Solé, pela oportunidade, por acreditar em minhas idéias, pelo empréstimo de materiais utilizados para o trabalho, pela orientação e amizade.

Ao meu co-orientador, Dr. Felipe Toledo pelo auxílio financeiro para o desenvolvimento deste trabalho, por acreditar em minhas idéias, pela orientação e amizade.

A meus pais e irmãos por sempre terem me apoiado em minhas decisões.

Aos docentes do PPGECB que me ensinaram a ser um ecólogo, transmitindo seus conhecimentos que certamente são e serão importantes para esta e as futuras pesquisas. E também para Vanessa (secretária do PPGECO) que sempre nos lembrou as datas importantes.

A nossa “ecoturma”, pelas diversas canções que surgiram e a grande amizade. São eles: Anderson, Pedro, Sara, Gabriel, Larissa, Luciana, Melina, Flávia e Thaline obrigado!

Ao Anderson e ao Pedro principalmente pela amizade... além de me ajudaram desde o início do trabalho com contribuições valiosas e fundamentais para o desenvolvimento do projeto, e cederem suas respectivas casas quando precisei.

Agradeço também a André e Felipe roots (que também cederam suas casas), Daniel, Tadeu, Iuri, Euvaldo Junior, Argôlo, Mônica e Vila Nova pelo auxílio nos trabalhos de campo, taxonomia e amizade.

Ao Sr. Milton Agustinis de Castro por ter cedido a RPPN Boa União para o desenvolvimento do projeto e ao IESB - Instituto de Estudos Sócio ambientais do Sul da Bahia por ter cedido as RPPN Capitão e Nova Angélica. E ao ICMBio pela licença concedida -13708-1.

ÍNDICE

ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO.....	11
LITERATURA CITADA.....	13
CAPÍTULO I.....	17
Distribuição, diversidade e composição das assembléias de anuros em áreas perturbadas e não perturbadas de Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.....	17
RESUMO.....	19
MÉTODOS	21
RESULTADOS	27
DISCUSSÃO	29
AGRADECIMENTOS	35
LITERATURA CITADA	36
TABELAS	43
APÊNDICE.....	47
LEGENDAS DAS FIGURAS	51
CAPÍTULO II.....	57
Influência das alterações antrópicas na previsibilidade das assembléias de anuros na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.....	57
SUMÁRIO.....	59
INTRODUÇÃO	59
MATERIAL E MÉTODOS	61
RESULTADOS	64
AGRADECIMENTOS	70
REFERÊNCIAS.....	70
TABELAS	76
LEGENDAS DAS FIGURAS	80
FIGURAS	81
CAPÍTULO III	83
Uso de hábitat, sobreposição de nicho e estrutura das assembléias de anuros da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.....	83
ABSTRACT:	85

RESUMO:.....	85
INTRODUÇÃO	86
MÉTODOS	87
RESULTADOS	90
DISCUSSÃO	91
LITERATURA CITADA	96
TABELAS	101
LEGENDAS DAS FIGURAS	103
CAPÍTULO IV	114
New species of <i>Adelophryne</i> Hoogmoed & Lescure 1984 (Amphibia, Anura, Eleutherodactylidae) from southern Bahia, Brazil.	114
CAPÍTULO V	135
Tadpole, advertisement call and geographic distribution of <i>Aparasphenodon arapapa</i> Pimenta, Napoli and Haddad, 2009 (Anura, Hylidae).....	135
CONCLUSÃO GERAL	146
LITERATURA CITADA	147

RESUMO

LOURENÇO DE MORAES, Ricardo, M.S., Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Março de 2011. Análise comparada de diversidade e abundância em três sítios da Mata Atlântica do sul do estado da Bahia, Brasil. Orientador: Mirco Solé, Co-orientador: Luis Felipe Toledo.

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados e possui uma das maiores diversidades e endemismos de anuros do mundo, sendo considerado juntamente com o cerrado, um dos hotspots mundiais. O sul da Bahia possui uma anurofauna pouco conhecida, tendo uma carência em estudos de comunidade. Com o objetivo de minimizar esta falta de conhecimento, o seguinte trabalho visa conhecer as espécies de anuros presentes no sul do Estado, e correlacionar sua composição com variáveis ambientais nas áreas estudadas. Sendo assim, escolhemos três áreas de Mata Atlântica em diferentes graus de conservação. Em cada área foram percorridos três transecções retangulares. Nestes, variáveis ambientais foram coletados, afim de quantificar o grau de sucessão, e analisar os estratos e ambientes reprodutivos das espécies observadas. Comparamos os índices de diversidade em cada área e cada macrohábitat. Comparamos os padrões de previsibilidade espaciais entre áreas de florestas secundárias e primárias, além da sobreposição de nicho e estrutura das comunidades. Com o objetivo de minimizar a falta de conhecimento das espécies estudadas, foram feitos estudos descritivos de vocalizações, girinos e novas espécies. Nossos resultados apresentaram similaridade nas composições das espécies entre as reservas estudadas, indicando que fatores ambientais são mais importantes na similaridade entre as composições do que variação espacial. Diferenças significativas foram encontradas entre a diversidade e

abundância em áreas secundárias e primárias e os padrões de previsibilidade e estrutura das comunidades também sofreram alterações. Ampliamos a distribuição de *Aparasphenodon arapapa* descrevemos seu canto e girino; e descrevemos uma nova espécie de *Adelophryne* com dados sobre distribuição e canto.

ABSTRACT

LOURENÇO DE MORAES, Ricardo, M.S., Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, March 2011. Comparative analysis of diversity and abundance at three sites the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. Orientador: Mirco Solé, Co-orientador: Luis Felipe Toledo.

The Atlantic Forest is one of the most threatened biomes and has the largest diversity and endemic species of frogs in the world, being considered alongside the Cerrado, one of the world's hotspots. Few information is available on the frogs of Southern Bahia, and a lack of knowledge of the community also exists. Aiming to minimize this lack of knowledge, the following study intends to know the frog species in the southern state, its composition and correlate with environmental variables in the study areas. Therefore, we chose three areas of Atlantic forest in different degrees of conservation. In each site three rectangular transects were installed. In these, the environmental variables were collected in order to quantify the degree of succession, to analyze the reproductive stratus and used environments of the species observed. We also compared the diversity index in each area and each macrohabitat. We also compared the spatial patterns of predictability between the secondary and primary sites, niche overlap and community structure. In order to minimize the lack of knowledge of the species studied, we have done descriptive studies of advertisement call, tadpoles and new species. Our results showed similarity in the compositions of the studied species among the reserves, indicating that environmental factors are most important between the similarity compositions than spatial variation. Significant differences were found between the diversity and abundance in secondary and primary sites and patterns of predictability

and community structure also changed. We extend the distribution of *Aparasphenodon arapapa*, describe their advertisement call and tadpole; and describe a new species of *Adelophryne* providing data on distribution and advertisement call.

INTRODUÇÃO

Desde a década de 80 foram publicados registros referentes ao declínio dos anfíbios em diversas partes do mundo (Silvano & Segalla 2005). Os anfíbios são animais sensíveis às alterações do meio ambiente e devido as suas restrições fisiológicas ficam limitados aos ambientes úmidos (Blaustein et al. 1994). Alterações antrópicas como desmatamento, alterações nas condições da água e introdução de espécies, podem afetar as populações de anfíbios negativamente de formas variadas, o que torna os anfíbios bioindicadores de stress ambiental (Blaustein et al. 1994; Alford & Richards 1999; Blaustein & Kiesecker 2002; Vredenburg & Wake 2007; Toledo 2009). Além de serem importantes nas teias alimentares as quais pertencem, pois há uma quantidade considerável de vertebrados e invertebrados que se alimentam destes animais (Lima et al. 2005; Pombal Jr. 2007; Toledo et al. 2007), devido a sua característica metabólica (ectotérmicos) passam grande parte da energia que consomem aos níveis tróficos superiores (predadores maiores) (Bastos et al. 2003; Pough et al. 2003). Quase todos os anuros pós-metamórficos são carnívoros, alimentando-se principalmente de invertebrados e pequenos vertebrados, ao passo que, durante o estágio larval, a maioria é herbívora (Blaustein et al. 1994; Alford & Richards 1999; Blaustein & Kiesecker 2002; Bastos et al. 2003; Pough et al. 2003; Lima et al. 2005). Além disso, são importantes organismos edáficos, já que muitas espécies terrestres e de serrapilheira, fazem buracos no solo para, reprodução, tocas e esconderijos (Lima et al. 2005). Sendo assim, a diminuição das populações de anfíbios pode ocasionar problemas significativos nos ecossistemas terrestres (Gardner 2001).

No Brasil são reconhecidas 875 espécies de anfíbios dentre as quais, 847 espécies são de anuros, 27 espécies de gymnophionas e 1 de caudata (SBH, 2010); sendo que, cerca de 50 % desta riqueza ocorre na Mata Atlântica (Conservation International et al. 2000; Haddad et al. 2008). O grande número de microambientes favoráveis aos anfíbios, gerados pelos ambientes úmidos deste meio, ocorrendo com isto, especializações reprodutivas que não são observadas em ambientes mais secos, além de um isolamento entre populações e endemismos devido à existência de uma cadeia de montanhas, podem ser fatores relacionados à riqueza deste bioma (Haddad 1998).

A Floresta Atlântica, que originalmente estendia-se desde a costa do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, devido à excessiva pressão antrópica sofrida, hoje possui alguns últimos remanescentes com um total aproximado de 98.000 Km² (Morellato & Haddad 2000), representando cerca de 16% das florestas da Mata Atlântica original (Ribeiro et al. 2009), expondo-a ao risco de extinção. Considera-se que a Floresta Atlântica do sul do estado da Bahia, possui uma alta quantidade de endemismo, sendo considerada de importância biológica relevante para o estudo e conservação de répteis e anfíbios (Conservation International et al. 2000), contudo o estado da Bahia possui sua anurofauna subestimada, poucos trabalhos de levantamento foram realizados (Silvano & Pimenta 2003; Juncá 2006; Bastazini et al. 2007), e a grande maioria dos estudos referentes a anurofauna se restringem a descrição das espécies da Floresta Atlântica (Silvano & Pimenta 2003).

Procuramos neste trabalho, comparar anurofauna em três sítios de Floresta Atlântica no sul do estado da Bahia em uma faixa que ocupa de 5 a 8 km de distância do mar e 100 km de distância entre os sítios mais distantes. Padrões de diversidade e

abundância foram comparados tal qual a composição das espécies para verificar a semelhança entre os sítios e os padrões de distribuições (Capítulo I). Através de características do ambiente determinamos os macrohabitats de cada área e comparamos as alterações ocasionadas por distúrbios antrópicos nos padrões espaciais de previsibilidade (Capítulo II). Uma das principais perguntas sobre a ecologia de comunidades é como elas são estruturadas tal qual a coexistência entre as espécies (Pianka 1973), procuramos testar se ocorre sobreposição entre as assembléias em áreas secundárias e primárias (Capítulo III). Devido aos erros taxonômicos que podem ocorrer em estudos de ecologia (Bortulos 2008) e a falta de conhecimento da historia natural das espécies da região, assim como o grande número de espécies não descritas, trabalhos de descrição de espécies estudadas foram elaborados (Capítulo IV), além de análises de cantos e descrições de girinos (Capítulo V) sendo estes os primeiros passos para se conhecer e conservar o grupo ao qual se estuda.

LITERATURA CITADA

- Alford, R.A. & Richards, S.J. 1999. Global Amphibians Declines: A problem in Applied Ecology. 1999. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:133-165.
- Bastazini, C.V.; Munduruca, J. F. V.; Rocha, P. L. B. & Napoli, M. F. 2007. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica* 63(4): 459–471.
- Bastos, P.B.; Oliveira, M. J.A.; Lima, L.P. & Guimarães, L.D.A. 2003. *Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás*. Stylo: Goiânia.

- Blaustein, A.R.; Wake, D.B. & Souza, W.P. 1994. Amphibians Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology* 8 (1): 60-71.
- Blaustein, A.R. & Kiesecker, J.M. 2002. Complexity in Conservation: lessons from the global decline of the amphibians populations. *Ecology Letters* 5: 597-608.
- Bortulos, A. 2008. Error cascades in the biological sciences: The unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology. *Ambio* 37(2): 114-118.
- Conservation international do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretária do Meio Ambiente do estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: MMA/SBF, p. 40.
- Gardner, T. 2001. Declining Amphibians Populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(2).
- Goottsberger, B. & Gruber, E. 2004. Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran Community. *Journal of Tropical Ecology* 20: 271-280.
- Haddad, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In: *Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados* (Joly, C.A.; Bicudo, C.E.M., org.). São Paulo: Editora FAPESP, p. 15-26.
- Haddad, C.F.B.; Toledo, L.F. & Prado, C. 2008. *Anfíbios da Mata Atlântica*. ed. Neotropica, p. 243.

- Juncá, F.A. 2006. Diversidade e uso de hábitat por anfíbios anuros em duas localidades de Mata Atlântica, ao norte do estado da Bahia. *Biota Neotropica* 6 (2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?inventory+bn03006022006>
- Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Menin, M.; Erdtmann, L.K.; Rodrigues, D.J.; Keller, C. & Hödl, W. 2005. *Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central = Guide to the frogs of Reserva Adolpho Ducke, Central Amazônia - Manaus* : Áttema Design Editorial.
- Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 786-792.
- Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.
- Pombal Jr, J.P. 2007. Notas sobre predação de uma taxocenose de anfíbios anuros no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (3): 841-843.
- Pough, F.H.; Janis, C.M. & Heiser, J.B. 2003. *A vida dos vertebrados*. 3º ed. São Paulo: Atheneu Editora.
- Silvano, D.L. & Pimenta, B.V.S. 2003. Diversidade de anfíbios na Mata Atlântica do Sul da Bahia. In: *Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia* (Prado, P.I.; Landau, E.C.; Moura, R.T.; Pinto, L.P.S.; Fonseca, G.A.B., Alger, K.; orgs.) CD-ROM, Ihéus, IESB/CI/CABS/UFGM/UNICMP.
- Silvano, D.L. & Segalla, M.V. 2005. Conservação de Anfíbios no Brasil. *Megadiversidade* 1(1).
- Sociedade brasileira de Herpetologia: *Lista brasileira de Anfíbios*. 2010. Disponível em: <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Acesso em 10 fev. 2011.

Toledo, L.F. 2009. Anfíbios como bioindicadores. In: *Bioindicadores da qualidade ambiental* (S. Neumann-Leitão & S. El-Dier, org.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, p.196-208.

Toledo, L.F.; Silva, R. R. & Haddad, C. F. B. 2007. Anurans as prey: an exploratory analysis and size relationships between predators and their prey. *Journal of Zoology* 271: 170-177

Vredenburg, V.T. & Wake, D. B. 2007. *Global Decline of Amphibians*. Encyclopedia of Biodiversity, Elsevier Inc. pp 9.

Capítulo I

Distribuição, diversidade e composição das assembleias de anuros em áreas perturbadas e não perturbadas de Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.

(Ao ser submetido à revista BIOTROPICA)

Distribuição, diversidade e composição das assembléias de anuros em áreas perturbadas e não perturbadas de Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.

Ricardo Lourenço de Moraes¹, Luís Felipe Toledo², and Mirco Solé^{3*}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Ilhéus, Bahia, Brasil, CEP 45662-000, ²Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brasil, Caixa Postal 6.109, CEP 13083-970, e ³Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil. Correspondente: mksole@uesc.br*

ABSTRACT

Little is known about the frogs of the Atlantic Forest of southern Bahia, especially the impact of human activities on the assemblages. Three areas were studied in a range of 100 km distance between them and 4-8 km distance from the sea. The diversity and composition of anuran assemblages is associated with the regeneration degree of the areas. Primary macrohabitats have greater diversity and similarity between the compositions, and spatial variation did not affect the composition. Human activities have altered the composition, diversity and distribution of species of frogs studied.

RESUMO

Pouco se conhece sobre os anuros da Mata Atlântica do sul da Bahia, sobretudo os efeitos antrópicos sobre as assembléias. Três áreas foram estudadas em uma faixa de 100 km de distância e 4 a 8 km do mar. A diversidade e a composição das assembléias de anuros está associada ao grau de regeneração das áreas. Macrohabitats primários possuem maior diversidade e semelhança entre as composições, sendo que a variação espacial não afetou a composição. As ações antrópicas alteraram a composição, diversidade e distribuição das espécies de anuros estudadas.

Key words: Atlantic forest; Amphibia; Hot spot; Brazil; Conservation; Bahia.

O BRASIL POSSUI A MAIOR DIVERSIDADE DE ESPÉCIES de anfíbios do mundo (Frost 2011) e 50 por cento das espécies conhecidas no Brasil ocorrem na Floresta Atlântica (Haddad *et al.* 2008) devido aos diversos microambientes disponíveis neste bioma (Haddad 1998) sendo a heterogeneidade do ambiente, um dos pontos-chaves para a diversidade de anuros em um determinado local (Cardoso *et al.* 1989; Vasconcelos *et al.* 2009). A Floresta Atlântica do sul do estado da Bahia, apresenta um grande número de espécies, havendo ainda uma quantidade considerável de possíveis espécies não descritas (Silvano & Pimenta 2003). Em recente estudo, através de técnicas moleculares, Carnaval *et al.* (2009) mostraram que a região sul da Bahia funcionou como refúgio durante as alterações climáticas no período Pleistocênico, e reforçam a necessidade de realizar estudos nesta área, uma vez que a grande maioria dos estudos com anfíbios foram realizados na região sul e principalmente sudeste do Brasil. Portanto, estudos sobre a diversidade de comunidades, distribuição de habitats, ambientes e condições ideais de reprodução das espécies que ocorrem na região são necessários (Juncá 2006) para que tenhamos um conhecimento mais amplo sobre as espécies que ocorrem na região, possibilitando sua conservação.

Entender os padrões de distribuição, abundância e interações entre as assembléias, é segundo Leibold *et al.* (2004) um dos principais pontos para o estudo da ecologia de comunidades. Comparações entre assembléias, sobretudo em localidades com características ambientais similares não são muito comuns, e muitos estudos de comparações são feitos através de metadados (Conte & Rossa-Feres 2006; Vasconcelos *et al.* 2010). Em alguns casos os estudos são feitos por coletores e técnicas de amostragens distintas, e estas diferenças podem ocasionar dificuldades na comparação das assembléias uma vez que amostras de tamanhos diferentes, podem apresentar

resultados pouco propícios para se fazer comparações. Além disso, os anfíbios são sensíveis as alterações do ambiente (Blaustein *et al.* 1994), e devido a degradação antrópica, estes animais vem sofrendo um forte declínio, (Lambert 1997; Lips & Donnelly 2002; Becker *et al.* 2007) e estas modificações no ambiente podem alterar a composição e a diversidade das assembléias (Gardner *et al.* 2007), portanto o grau de conservação de um ambiente, deve ser levado em consideração ao se fazer uma comparação.

No seguinte trabalho, nos estudamos a diversidade de anuros e as diferenças entre as assembléias de anuros florestais em três sítios da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia em áreas de florestas primárias e secundárias, buscando um melhor entendimento sobre a distribuição e diversidade das assembléias na região. Seguindo este contexto testamos as seguintes hipóteses: (1) A diversidade de anuros florestais e maior em florestas primárias; (2) A similaridade entre a composição das espécies esta relacionada com as características do ambiente (floresta primária vs. floresta secundária); (3) A distribuição das espécies é afetada pelas ações antropicas.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – Os locais escolhidos para o estudo compreendem três Reservas localizadas na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia: (1) Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Capitão (RC), localizada no Município de Itacaré (14° 19' S; 039°04' W; asl 123 m); (2) RPPN Nova Angélica (RNA), localizada no Município de Una (15°15' S 39°04' W; asl 79 m); (3) RPPN Boa União (RBU), localizada no Município em Ilhéus (15°04' S 39°03' W; asl 95 m). As áreas estão a uma distância máxima de 100 km e mínima de 22 km, e entre 5 e 8 km do mar em linha reta (Fig. 1).

As florestas do sul da Bahia são classificadas como tropical de várzea (Oliveira-Filho & Fontes 2000). O clima da região é classificado pelo sistema Af de Köppen (1936) como sendo quente e úmido, sem estação seca definida. A média da temperatura mensal é de 24°C e a precipitação anual é bem distribuída ao longo do ano (Asmar & Andrade, 1977; Sá *et al.* 1982) sem sazonalidade acentuada, embora um período de 1 a 3 meses sem chuva pode ocorrer entre dezembro a março (Mori *et al.* 1981). As paisagens estudadas são compostas principalmente por um mosaico de florestas em diferentes estágios sucessionais (Pardini 2004; Martini *et al.* 2007).

DELINEAMENTO – Foram instaladas três transecções em cada área com distância mínima de 200 m entre as transecções – sendo duas transecções em florestas primárias e uma transecção em florestas secundárias em RC e RNA, e duas em florestas secundárias e uma em florestas primárias em RBU, totalizando quatro transecções em florestas secundárias e cinco transecções em florestas primárias - para isso foi delimitado 1 km² de área de floresta com partes primárias (floresta madura) e partes secundárias (floresta em regeneração) em cada RPPN. Calculamos o número possível de transecções retangulares de 600 m dentro da área delimitada (1km²), cada transecção possui uma extensão de Norte-Sul de 200 m e uma extensão Leste-Oeste de 100 m (Rödel & Ernst 2004) dentro de cada área a ser amostrada, e os sorteamos (apenas uma vez) aleatoriamente possibilitando com que as transecções retangulares tivessem a mesma chance de serem amostradas. A confecção das transecções foi realizada com o auxílio de uma bússola. Ao longo da transecção de 600 m foram colocados subunidades/transecções de 25 m marcadas com fitas e numeradas, dispostas sistematicamente, totalizando 24 subunidades (SUs) em cada transecção – formando assim um conglomerado.

As transecções foram percorridas mensalmente nas três áreas, entre os meses de Fevereiro a Setembro de 2010. Para a amostragem foi usado o método de transecção visual (SVTS - standardized visual transect sampling) e o método de transecção acústico (SATS - standardized acoustic transect sampling), simultaneamente (Rödel & Ernst 2004). Foi mantido um registro máximo de distância de 12.5 m para ambos os lados da transecção, criando uma amostragem de 25 m x 25 m (Rödel & Ernst 2004). A cada angulação de 90° somente a subunidade anterior foi incluída nas análises, evitando possíveis sobreposições de amostragem de vocalização.

Os anuros foram registrados através de saídas a campo diurnas e noturnas, que se iniciavam às 16:00hs, 17:00hs e 18:00hs, sendo percorrida uma transecção por dia. Devido à grande quantidade de microhábitats presentes na região e ao comprimento rostro-cloacal (CRC) da maioria das espécies observadas nas áreas estudadas serem igual ou inferior a 30 mm, as transecções eram vistoriadas por duas pessoas (o pesquisador e um auxiliar) e cada microhábitat presente em todos os estratos eram vistoriados durante 12.5 min por subunidade, tomando-se o cuidado para não alterar o ambiente.

Cada transecção foi percorrida por 40 horas/homem somando um total de 360 horas. Os anuros capturados foram transportados em sacos plásticos e fotografados. As vocalizações foram gravadas, para auxiliar na identificação das espécies com auxílio de um gravador digital Marantz® PMDB 660 e um microfone unidirecional Sennheiser® ME45 acoplado ao gravador.

Para auxiliar a captura dos animais de serrapilheira e obter uma melhor amostragem da riqueza de espécies, foram instaladas em cada RPPN três linhas de armadilhas de interceptação e queda com baldes de 100 litros, totalizando 36 baldes (12

por área). Os locais onde foram instaladas as armadilhas foram sorteados após o sorteio das transecções, dentro da área delimitada de 1km²; as armadilhas foram instaladas com cercas guias de 80 cm de altura em forma de Y, com quatro baldes a uma distância de 10 m entre eles em cada armadilha (Cechin & Martins 2000). As armadilhas foram vistoriadas pela manhã e permaneceram abertas durante os três dias/mês totalizando 864 horas/balde.

A abundância de cada espécie registrada visualmente ou acusticamente, foi considerada seguindo Rödel e Ernst (2004) como número de espécies por tempo de observação em cada transecção, levando em consideração a variação do tempo de amostragem entre as transecções (Hofer & Bersier 2001).

As assembléias foram separadas em: (1) assembléias de serrapilheira, que compreende as espécies com desenvolvimento direto com oviposição na serrapilheira ou que não permanecem empoleirados por longos períodos (famílias Bufonidae, Brachycephalidae, Eleutherodactylidae, Craugastoridae, Leptodactylidae, Microhylidae, Leiuperidae, Cicloramphidae, e Aromobatidae); (2) assembléias de dossel, que compreende todas as espécies que permanecem empoleirados por longos períodos descendo raramente na serrapilheira (famílias Hylidae, Hemiphractidae e Centrolenidae); e (3) assembléias gama, que compreende todas as espécies estudadas.

CARACTERIZAÇÃO DO HÁBITAT – Para observar e determinar a influência das particularidades da heterogeneidade ambiental sobre as assembléias, foram contabilizados visualmente o número de bromélias e nas árvores foi medido o diâmetro na altura do peito (DAP), a cada 100 cm do lado esquerdo e direito de todas as transecções.

Para avaliar a densidade de vegetação foram determinados quatro estratos: (1) árvores <0.50m; (2) árvores com 0.50 – 1.50m; (3) árvores com 3 – 10m; e (4) árvores > 20m de altura, divididos em seis categorias (Tabela 1). O tipo de solo, serrapilheira e densidade da serrapilheira também foram registrados (ver Rödel & Ernst 2004). Foram determinados dois pontos - início e meio de cada SU/25 m para avaliação. A cobertura da serrapilheira foi medida seguindo Vitt *et al.* (2007), com um suporte quadrado de cano PVC de 50 x 50 cm, subdividido com quatro cordões de barbante no sentido vertical e quatro no sentido horizontal, resultando em 25 quadrados de 10 x 10 cm. Para cada lançamento aleatório nos sítios determinados (início e meio) foi considerado o número de quadrados (10 x 10 cm) cobertos por mais de 50 por cento de folhíço. O valor final foi calculado a partir da média de quadradinhos fechados nos lançamentos, sendo que 25 quadrados fechados representam 100 por cento de cobertura do folhíço. A cada lançamento e após a contagem dos quadrados foi medido a profundidade da serrapilheira introduzindo um bastão de metal cilíndrico de 0.5 cm de diâmetro nos buracos preenchidos até atingir o solo; a profundidade atingida pelo bastão foi medida com fita métrica. Nos ambientes lóticos e lênticos com uma distância de até 25 m das transecções, foi medido o tamanho, a profundidade e avaliado o potencial de cada corpo d'água (período de duração, tamanho e profundidade). Todos os parâmetros e suas respectivas categorias estão na Tabela 1.

ANÁLISE DE DADOS – Para verificar a eficiência da metodologia, foi construída uma curva de rarefação de espécies (Krebs 1989) com 1000 aleatorizações, geradas com base na matriz de dados de abundância relativa de espécies em cada área amostrada utilizando o software Past 2.04 (Hamer *et al.* 2001).

Para testar as diferenças na similaridade estrutural e a complexidade entre as transecções, garantindo assim a definição a priori de macrohábitats em relação ao seu grau de perturbação (floresta primária vs. floresta secundária) foi utilizado o teste *U* de Wilcoxon-Mann-Whitney que é uma prova não-paramétrica usada para comparar duas amostras independentes de tamanhos iguais ou não. As análises foram baseadas em todos os parâmetros de habitat (abundância de categorias por hábitat, ver Tabela 1) registrado em todas as subunidades de cada transecção. O mesmo teste foi aplicado para testar as diferenças entre as diversidades das assembléias gama entre as florestas secundárias vs. florestas primárias utilizando número de espécies por hora de observação. Todas as análises foram feitas utilizando o software BioEstat (Ayres *et al.* 2003).

Para avaliar a diversidade nas comunidades foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H'), que atribui maior peso a espécies raras, e o índice de Simpson (D), que é pouco influenciado por espécies raras (Magurran 1988). Foram feitas as seguintes análises: (1) para cada reserva separadamente; (2) para cada transecção separadamente; e (3) para as florestas secundárias vs. primárias.

Para melhor visualizar as diferenças nas composições de espécies entre as reservas e entre as transecções, foi criado um cluster através do coeficiente de similaridade de Jaccard com 1000 aleatorizações (Magurran 1988; Krebs 1999). Foram feitas os seguintes clusters: (1) entre as Reservas separadamente; e (2) entre as transecções.

A diversidade beta foi avaliada pelo índice de Whittaker (b), que mede a mudança ou taxa de substituição na composição de espécies de um local para outro (Whittaker 1960). Este índice varia de 0, quando duas amostras não apresentam

nenhuma diferença na composição de espécies a 2, quando esta diferença é máxima, sendo calculado pela fórmula: $\beta = (c/a) - 1$, onde: c = total de espécies nas transecções amostrados; a = média do número de espécies dos transecções amostrados. Esta análise foi feita somente entre as reservas e todas as análises foram feitas utilizando o software Past 2.04 (Hamer *et al.* 2001).

Para verificar se as diferenças entre as riquezas nas reservas estudadas estariam associadas às condições de conservação de cada RPPN estudada, foi realizada uma comparação no padrão de co-ocorrência de anuros em cada área, através de um modelo nulo, gerados com software Ecosim, v. 7.0 (Gotelli & Entsminger 2003) e os modelos foram gerados de três formas: (1) co-ocorrência somente entre as transecções de cada reserva; (2) co-ocorrência entre as transecções secundários e primários de todas as áreas separadamente; e (3) co-ocorrência entre todas as áreas juntas sem separação. Para verificar os padrões de co-ocorrência foi aplicado o índice “C”- C score (Stone & Roberts 1990) que é pouco propenso a erros do Tipo I e II, os modelos um e três foram construídos utilizando o Sim 2 e o modelo dois foi construído utilizando Sim 1 (ver Gotelli 2000).

RESULTADOS

Foram encontradas 34 espécies em RBU, 37 espécies em RC e 38 espécies em RNA sendo um total de 57 espécies de anuros (Apêndice S1) distribuídos em 11 famílias, coletados durante os oito meses de trabalho de campo. Isso corresponde a 11,4 por cento das espécies que ocorrem na Mata Atlântica e cerca de 42,8 por cento das espécies conhecidas para o estado da Bahia. Dentre as espécies encontradas, sete espécies podem ser espécies ainda não descritas e uma delas já está em processo de descrição (*Adelophryne* sp. nov.). A maior riqueza de espécies foi registrada para a

família Hylidae com um total de 30 espécies coletadas, seguido da família Brachycephalidae com seis espécies e a família Bufonidae com cinco espécies. As famílias que apresentaram menor número de representantes foram Centrolenidae, Aromobatidae, Craugastoridae, Leptodactylidae e Leiuperidae com uma espécie cada. Somente três espécies (*Allobates olfersioides*, *Adelophryne* sp nov. e *R. hoogmoedi*) foram coletadas tanto em armadilhas de interceptação e queda quanto no percurso das transecções, é nenhuma espécie foi exclusivamente coletada em armadilhas de interceptação e queda, mostrando que neste trabalho a amostragem por transecções foi mais eficiente.

A curva de rarefação teve tendência para uma estabilização em RC e RNA. Em RBU a curva ainda apresenta crescimento durante os oito meses de amostragem, não atingindo uma estabilização (Fig. 2). Contudo, RBU com a menor quantidade de espécies observadas, se encontra dentro do intervalo de confiança (95%) de RC e RNA indicando que a riqueza foi similar entre os sítios. Todas as 57 espécies foram encontradas em pelo menos uma das transecções em todas as RPPN. A diversidade foi similar entre as três RPPN, tanto pelo índice de Shannon quanto pelo índice de Simpson (Tabela 2). A diversidade beta entre as três reservas foi 0.57; o menor índice de Whittaker foi entre RNA e RC (0.49) e a maior foi entre RBU e RC (0.65), entre RNA e RBU o índice foi de 0.60. Este resultado não foi considerado alto indicando poucas diferenças entre as composições. O coeficiente de Jaccard também indicou maior similaridade entre as composições para as Reservas RNA e RC (Fig. 3).

Os resultados dos testes *U* apresentaram significantes diferenças estruturais entre as florestas secundárias vs. primárias $Z(U) 2.61, p = 0.008$ (Tabela 4). Para as assembléias gama os resultados apresentaram diferenças significativas ($Z(U) 2.21, p =$

0.01) entre a diversidade de anuros nas florestas secundárias vs. primárias, indicando que a diversidade foi maior em florestas primárias.

A simulação de co-ocorrência apresentou resultados diferenciados para as três amostras. A simulação (1) foi consistente para os resultados de cada reserva, indicando que os resultados não diferem das comunidades geradas aleatoriamente: para RNA $p = 0.0060$, observado \leq esperado e o $p = 0.99460$, observado \geq esperado; RBU p observado \leq esperado = 0.07080 e o p observado \geq esperado = 0.94300 e RC p observado \leq esperado = 0.16300 e o p observado \geq esperado = 0.85460.

Para simulação (2): entre os transecções secundários o p observado \leq esperado = 0.83920 e o p observado \geq esperado = 0.17960, entre as transecções primários o p observado \leq esperado = 0.0001 e o p observado \geq esperado = 1.0000, estes resultados indicam aleatoriedade entre as comunidades de florestas secundárias, e entre as comunidades das florestas primárias a diferença foi significativa entre as comunidades simuladas aleatoriamente, indicando não aleatoriedade para as comunidades das florestas primárias.

Para simulação (3) entre as três Reservas estudadas com todas as transecções juntas, o p observado \leq esperado = 0.94040 e o p observado \geq esperado = 0.16780 e portanto não diferiram das simulações, mostrando aleatoriedade (Fig. 4).

DISCUSSÃO

Diferenças significativas entre as florestas foram encontradas, podendo os macrohabitats estudados serem chamados de florestas primárias e florestas secundárias. A curva de rarefação indicou tendência para estabilização para duas das reservas estudadas, no entanto uma delas ainda se encontrava em crescimento (Fig. 2), isto devido às espécies oportunistas terem sido incluído nas análises e baixa abundância.

Contudo, os resultados obtidos indicam que a maioria das espécies presentes nas transecções foram amostradas, e o método aplicado se mostrou eficiente para as espécies florestais neste estudo. Além disso, o método por transecção foi mais eficiente do que as armadilhas de interceptação e queda. Esse resultado deve ter ocorrido possivelmente devido ao fato de que grande parte das espécies de serrapilheira que ocorrem nos sítios estudados serem escansoriais (ver Lourenço De Moraes *et al.* em prep c) e escalam facilmente as paredes do balde. Outro motivo pode ser a aleatorização dos pontos amostrais, e não uma escolha visual dos pontos, onde é possível prever a ocorrência de espécies de serrapilheira que permanecem próximos a corpos d'água por exemplo.

A diversidade e riqueza de espécies apresentaram índices mais elevados em RNA e RC. Essas reservas possuem maior homogeneidade em relação às características ambientais, por possuírem duas transecções em áreas primárias com características similares de recursos e maior cobertura de dossel (ver Lourenço De Moraes *et al.* em prep b), levando a uma maior similaridade na composição das espécies. Os resultados de similaridade de Jaccard e Whittaker corroboram esta relação, mostrando maior similaridade entre a RC e RNA apesar de RBU estar situada entre as duas primeiras. Estes resultados indicam que as similaridades entre as composições estão relacionadas com as características ambientais e o grau de conservação das florestas, e não espaciais.

Tratando as amostras separadamente observamos que o índice de diversidade foi maior em áreas primárias do que em secundárias, apesar da riqueza em uma das áreas secundárias (T3 = 24 spp) ser maior do que na área primária (T2 = 19 spp) na RBU (Tabela 3). Nesta área (T3) aconteceu uma queimada dentro da reserva feita por “sem Terras” que invadiram a área aproximadamente oito anos atrás, o grau de regeneração

neste ponto (um pouco acima do inicial) fez com que esta parte da transecção/600 m ficasse adequada para espécies oportunistas e de áreas abertas, como *Scinax x-signatus*, *S. alter* e *Hypsiboas crepitans*, (ver Ernst & Rödel 2008; Toledo 2009) que foram encontradas neste ponto e não foram observadas nas áreas florestais. Estas espécies foram encontradas pelos autores com abundância em áreas abertas próximos das áreas estudadas. Os demais trechos desta transecção, possuem áreas maduras e diversas espécies de áreas florestais permaneceram nestes pontos, principalmente as espécies que utilizam bromélias.

Devido aos intensos desmatamentos, as espécies de áreas abertas têm expandido seus limites para onde ocorriam áreas florestais (Silvano & Pimenta 2003; Bastos *et al.* 2005). Em função disso, dependendo do grau de perturbação, o número de espécies de áreas abertas podem aumentar o número de espécies locais, sendo estas responsáveis pelo aumento da riqueza. Isso pode gerar interpretações errôneas sobre o grau de importância de uma determinada área. Portanto, avaliar riqueza sem avaliar a composição das espécies ocorrentes em uma determinada área, não significa que uma área com maior número de espécies em relação a uma área com menor número, seja mais importante para conservação devido à riqueza mais elevada. Um fator mais importante que a riqueza, são as espécies raras, endêmicas ou restritas a ambientes florestais (Silvano & Pimenta 2003; Toledo 2009; presente estudo).

Observamos também a situação inversa de invasão, duas espécies comumente encontradas em áreas abertas (*Dendropsophus minutus* e *Leptodactylus cf. latrans*) foram observadas em áreas primárias, porém com baixa abundância (cinco indivíduos para cada espécie), estas espécies são indicativos de que as áreas já foram alteradas (Toledo 2009) e com a conservação da mata, as composições das assembléias ainda se

encontram em fase de alteração, sendo que estas mesmas espécies foram encontradas pelos autores em áreas abertas próximos das áreas estudadas com abundância. Estas são evidências de uma sucessão secundária seguindo um padrão de extinções e colonizações locais (Cook *et al.* 2005).

Além disso, algumas espécies florestais que utilizam áreas de fragmentos naturais, adaptam-se aos ambientes perturbados, como por exemplo, *Hypsiboas faber* (Haddad & Abe 1999). No presente estudo este fenômeno ocorreu principalmente com as espécies *Ischnocnema paulodutrai* e *Phyllodytes melanomystax* que foram encontradas no interior das florestas e observadas também nas bordas onde ocorre exposição direta ao sol com conseqüente aumento de temperatura nestes sítios. Contudo *P. melanomystax* apresentou maior abundância em florestas primárias do que *I. paulodutrai* que foi encontrada com maior abundância em áreas secundárias.

Em função da alteração antrópica, ocorreu uma alteração na composição das assembléias, e com a diminuição de espécies menos tolerantes, e conseqüente competição com espécies oportunistas, possibilitou a estas espécies um aumento populacional neste ponto alterado (T3). Nossos resultados indicam a ocorrência da “Hipótese do Distúrbio Intermediário” proposto por Connell (1978), onde distúrbios naturais ou antrópicos influenciam a estrutura da diversidade e das comunidades por eles afetados.

EFEITOS DAS AÇÕES ANTRÓPICAS NA ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DAS

ASSEMBLÉIAS – No geral as espécies encontradas mostraram diferenças significativas entre áreas de florestas primárias e secundárias, contudo muitas espécies encontradas neste estudo se mostraram resistentes as alterações antrópicas, apesar da riqueza e diversidade serem maiores em áreas primárias, algumas espécies como *I.*

paulodutra e *Ischnocnema* sp 3 foram encontradas com maior abundância em áreas secundárias. Faria *et al.* (2007) fizeram uma comparação entre áreas de cabruca (plantação de cacau) e florestas com as assembléias de serrapilheira. Os resultados apresentados pelos autores mostraram que as diferenças entre as assembléias não foram significativas.

As análises de co-ocorrência mostraram a influência das alterações florestais na composição das espécies: quanto maior as diferenças entre a qualidade das matas, menores foram às diferenças entre os resultados observados e os resultados gerados aleatoriamente pelo modelo nulo. Com maior cobertura florestal e conseqüente aumento da heterogeneidade estrutural, pode ocorrer aumento das especializações reprodutivas (Haddad & Prado 2005). As reservas RBU, RC e RNA apresentam áreas em menor grau de conservação (secundária), devido a isso apresentaram um índice mais próximo dos padrões gerados aleatoriamente, ao passo que entre áreas primárias tratadas separadamente, não há aleatoriedade. Áreas semelhantes, com os mesmos valores de heterogeneidade e recursos, tendem a ser similares em relação à composição de espécies em função dos seus modos reprodutivos. As análises comparando as três reservas com todas as suas transecções mostraram valores semelhantes às comunidades geradas aleatoriamente, indicando que as espécies podem co-ocorrer nas três áreas.

Contudo, as florestas do sul da Bahia sofreram com o corte seletivo de madeira, ou foram alteradas para empreendimentos agrícolas principalmente para plantação de cacau, comum na região (Argôlo 2004). Os fragmentos de matas restantes, possivelmente abrigaram as espécies de anuros florestais sobreviventes que, após o término das ações antrópicas com a implantação de leis de conservação, colonizaram as matas locais restantes e que se recuperaram e continuam em processo de recuperação. O

limite máximo para a composição de espécies de um novo conjunto de desenvolvimento é definido pela composição de estoque de espécies regionais (Ernst & Rödel 2005). Em função disso muitas espécies possuem sua distribuição de forma descontínua pelas florestas da região. A espécie *Aparasphenodon arapapa*, que ocorre no município de Ituberá (Pimenta *et al.* 2009), Ilhéus e continua até Una (Lourenço De Moraes *et al.* em prep d), mas não ocorre em Itacaré, que se localiza entre os municípios de Ituberá e Ilhéus, pode ter a sua área de distribuição afetada em função das atividades antropicas, por se tratar de uma espécie bromelícola (*sensu* Peixoto 1995). Dias *et al.* (2011) registraram a espécie *Phasmahyla spectabilis* no município de Camacan-BA, com relativa abundância para a região. Através de técnicas de modelagem, consideraram possível a ocorrência em Una e Ilhéus, devido às características ambientais serem similares, porém a espécie não foi encontrada no presente estudo. Fragmentos isolados podem ser afetados fortemente quanto ao potencial de colonização durante a sucessão, podendo ser diretamente ou como um modulador de mecanismos locais de condução da sucessão (Butaye *et al.* 2001; Cook *et al.* 2005).

Muitas outras espécies foram observadas nas reservas estudadas com diferentes valores de abundância, por exemplo: *Frostius erytrophthalmus* encontrado em Itacaré com grande abundância, em Ilhéus em menor abundância e Una a espécie não foi encontrada; para algumas espécies como *Adelophryne* sp nov. a abundância foi grande em áreas primárias e menor ou nula em áreas secundárias. Estas fragmentações limitam o potencial das espécies para a dispersão e capacidade de colonização, levando pequenas populações a perda da diversidade genética, aumentando o risco de deriva genética e endogamia, tornando-as mais suscetíveis aos efeitos estocásticos devido ao

menor potencial evolutivo das espécies e ao efeito Alee (Young *et al.* 1996; Steininger *et al.* 2001; Holt *et al.* 2004; Dixo *et al.* 2009), o que pode ocasionar sua extinção.

Dixo *et al.* (2009) encontraram baixa variabilidade genética da espécie *Rhinella ornata* em florestas secundárias no estado de São Paulo. No sul da Bahia a maioria dos fragmentos são florestas secundárias, ou possuem poucos pedaços de florestas primárias que são compostas por pequenos fragmentos desconectados (Argôlo 2004; Pardini 2004; Martini *et al.* 2007), impedindo a dispersão de espécies e conseqüente troca de material genético entre as espécies sensíveis as alterações antrópicas.

As três reservas estudadas são protegidas por lei, a dificuldade na fiscalização possibilita a entrada de cortadores de piaçava e palmito além de caçadores. Durante os trabalhos de campo observamos em diversas ocasiões estes acontecimentos. A ausência de corredores que permitam a dispersão das espécies entre os fragmentos e as ações antrópicas, podem ocasionar a diminuição da diversidade biológica e da área de ocorrência de diversas espécies sensíveis as estas alterações. Nosso estudo reforça a importância e a necessidade de se garantir a regeneração das matas tal qual suas conexões, garantindo assim a diversidade e riqueza da anurofauna florestal do sul do estado da Bahia.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES pela bolsa concedida para RLM. RLM também agradece a Anderson Eduardo, André De Luca, Daniel Sala Ribeiro, Felipe Siqueira Campos, Marcos Vila Nova, Tadeu Medeiros e Pedro Gouvêa pela ajuda nos trabalhos de campo e a Mônica Cardoso pelo auxílio taxonômico. Pelo suporte e logística nós agradecemos ao IESB - Instituto de Estudos Sócio ambientais do Sul da Bahia e a Milton Augustinis

de Castro. Ao ICMBio pela licença concedida -13708-1. LFT agradece à FAPESP pela bolsa e auxílio concedido

LITERATURA CITADA

Ayres, M., M. Ayres Jr., D. L. Ayres., and A. S. Santos. 2003. BioEstat 3.0, Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Bélem.

Argôlo, A. J. S. 2004. As serpentes dos Cacauais do Sudeste da Bahia. Editora da UESC, Ilhéus. pp 260.

Asmar S. R. E., and M. P. Andrade. 1977. Geografia da Microrregião Cacaueira Itabuna – BA. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Ilhéus.

Bastos, E. G. M., A. F. B. Araujo, and H. R. Silva. 2005. Records of the rattlesnakes *Crotalus durissus terrificus* (Laurenti) (Serpentes, Viperidae) in the State of Rio de Janeiro, Brazil: a possible case of invasion facilitated by deforestation. Rev. Bras. Zool. 22(3): 812-815.

Becker, C. G., C. R. Fonseca, C. F. B. Haddad, R. F. Batista, and P. I. Prado. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. Science 318:1775-1777.

Blaustein, A. R., D. B. Wake, and W. P. Souza. 1994. Amphibians Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. Conserv. Biol. 8(1): 60-71.

Butaye, J., H. Jacquemyn, O. Honnay, and M. Hermy. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. J. Veg. Sci. 13:27–34.

Cardoso, A. J., G. V. Andrade, and C. F. B. Haddad. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. Rev. Bras. Bio. 49:241-249.

- Carnaval, A. C., M. J. Hickerson., C. F. B. Haddad., M. T. Rodrigues., and C. Moritz. 2009. Stability Predicts Genetic Diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science*. 323.
- Cechin, S. Z., and M. Martins. 2000. Eficiência de armadilhas de interceptação e queda (pit fall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Rev. Bras. Zoo.* 17(3): 729-740.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain forests and Coral reefs. 1978. *Science*. 199:1302 – 1309.
- Conte, A. E. and D. C. Rossa-Feres. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zoo.* 23 (1): 162-175.
- Cook, W. M., J. Yao, B. L. Foster, R. D. Holt and L. B. Patrick. 2005. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology*. 86: 1267-1279.
- Dias, I. R., D. Röder., F. Weinsheimer., A. Kwet., and M. Solé. 2011. Description of the advertisement call of *Phasmahyla spectabilis* Crus, Feio and Nascimento, 2008 (Anura: Phyllomedusinae) with comments on its distribution and reproduction. *Zootaxa*. 2767:59-64.
- Dixo, M., J. P. Metzger., J. S. Morgante., and K. R. Zamudio. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biol. Conserv.* 142:1560-1569.
- Ernst, R., and M. O. Rödel. 2005. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology*. 86:3111–3118.

- Ernst, R., and M. O. Rödel. 2006. Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans. *Ecotropica*. 12:113–129.
- Ernst, R., and M. O. Rödel. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *J. Trop. Ecol.* 24:111–120.
- Faria, D., M. L. B. Paciencia., M. Dixo., R. R. Laps., and J. Baumgarten. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in Forest fragments and shade caçõ plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest, Brazil. *Biol. Conserv.* 16(8):2335-2357.
- Frost, D. R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> (28 February, 2011).
- Gardner, T. 2001. Declining Amphibians Populations: a global phenomenon in conservation biology. *Anim. Biodiv. Conserv.* 24(2).
- Gardner, T., M. A. Ribeiro-Júnior, J. Barlow, T. C. S. Ávila-Pires, M. S. Hoogmoed, and C. A. Peres. 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21(3):775-787.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*. 81: 2606-2621.
- Gotelli, N. J., and G. L. Entsminger. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- Goottsberger, B., and E. Gruber. 2004. Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran Community. *J. Trop. Ecol.* 20: 271-280.
- Haddad, C. F. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. *In* Joly, C. A., and C. E. M. Bicudo (org.). Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese

do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados. São Paulo: Editora FAPESP, pp. 15-26.

Haddad, C. F. B. and A. S. Abe. 1999. Anfíbios e Répteis. *In* Workshop Floresta Atlântica e Campos Sulinos.

http://www.bdt.org.br/workshop/mata.atlantica/BR/rp_anfib

Haddad, C. B. F. and C. P. A. Prado. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience*, 55:207–217.

Haddad, C. F. B., L. F. Toledo., and C. P. A. Prado. 2008. Anfíbios da Mata Atlântica. ed. Neotropica, pp. 243.

Hammer, Ø., D. A. T. Harper., and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hofer, U., and L. F. Bersier. 2001. Herpetofaunal diversity and abundance in tropical upland forests of Cameroon and Panama. *Biotropica*. 33:142–152.

Holt, R. D., T. M. Knigh., and M. Barfield. 2004. Allee effects, immigration, and the evolution species' niches. *Am. Nat.* 163(2): 253-262.

Juncá, F. A. 2006. Diversidade e uso de hábitat por anfíbios anuros em duas localidades de Mata Atlântica, ao norte do estado da Bahia. *Biot Neot.* 6(2). Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?inventory+bn03006022006>

Köppen, W.P. 1936. *Das geographische System der Klimate*. Gebrüder Borntraeger, Berlin. pp. 44.

Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York. pp.654.

Lambert, M. R. K. 1997. Effects of pesticides on amphibians and reptiles in SubSaharan Africa. *Rev. Env. Cont. Tox.* 150: 31–73.

Leibold, M. A., M. Holyoak., N. Mouquet., P. Amarasekare., J. Chase., M. Hoopes., R. Holt., J. B. Shurin., R. Law., D. Tilman., M. Loreau., and A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 601-613.

Lips, K. R. and M. A. Donnelly. 2002. What the tropics can tell us about declining amphibian populations: current patterns and future prospects. *In* M. J. Lannoo (ed.), *North American Amphibians: Status and Conservation*, Chicago, USA: University of Chicago Press. pp. 388–406.

Lourenço De Moraes, R., L. F. Toledo, and M. Solé. (em prep b). Influência das alterações antrópicas na previsibilidade das assembléias de anuros na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.

Lourenço De Moraes, R., L. F. Toledo, and M. Solé. (em prep d). Tadpole, advertisement call and geographic distribution of *Aparasphenodon arapapa* Pimenta, Napoli and Haddad, 2009 (Anura, Hylidae).

Magurran, A. E. 1998. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.

Martini, A. M. Z., P. Fiaschi, A. M. Amorim, and J. L. Paixão. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.* 16: 3111-3128.

Mori, S. A., B. B. Boom, and G. T. Prance. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia.* 33:233–245.

Morin, P. J. *Community Ecology*. 1999. Blackwell Science, Malden.

- Oliveira-Filho, A. T. and M. A. L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica*. 32:793–810.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on smallmammals in an Atlantic Forest landscape. *Biod. Conserv.* 13:2567– 2586.
- Peixoto, O. L. 1995. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata Atlântica. *Rev. Univ. Rural, Sér. Ciênc. da Vida* 17(2):75-83.
- Pimenta, B.V. S., M. F. Napoli, and C. F. B. Haddad. 2009. A new species of casque-headed tree frog, genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro (Amphibia: Anura: Hylidae), from the Atlantic Rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa*. 2123: 46-54.
- Rödel, M. O., and R. Ernst. 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*. 10:1–14.
- Sá, D. F., H. A. Almeida, L. F. Silva, and A. C. Leão. 1982. Fatores edafo-climáticos seletivos ao zoneamento da cacauicultura no sudeste da Bahia. *Rev. Theo.* 12:169–187.
- Silvano, D. L., and B. V. S. Pimenta. 2003. Diversidade de anfíbios na Mata Atlântica do Sul da Bahia. In Prado, P. I., E. C. Landau, R. T. Moura, L. P. S. Pinto, G. A. B. Fonseca, and K. Alger (orgs.). *Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia CD-ROM*, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICMP.
- Sociedade brasileira de Herpetologia: Lista brasileira de Anfíbios. 2010. Disponível em: <<http://www.sbherpologia.org.br/>>. Acesso em 10 fev. 2011.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. *Biometry*. 1995. W. H. and Freeman, New York.

- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. G. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell, and P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in Bolivian Amazon. *Env. Conserv.* 28(2):127–134.
- Stone, L., and A. Roberts. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia.* 85:74-79.
- Toledo, L. F. 2009. Anfíbios como bioindicadores. *In* Neumann-Leitão, S. and S. El-Dier, (org.). Bioindicadores da qualidade ambiental. Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, pp.196-208.
- Vasconcelos, T. S., T. G. Santos, D. C. Rossa-Feres, and C. F. B. Haddad. 2009. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Can. J. Zool.* 87: 699-707.
- Vasconcelos, T. S., T. G. Santos, C. F. B. Haddad., and, D. C. Rossa-Feres., 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *J. Trop. Ecol.* 26:423-432.
- Vitt, L. J., G. R. Colli, J. P. Caldwell, D. O. Mesquita, A. A. Garda, and F. G. R. Franca. 2007. Detecting Variation in Microhabitat Use in Low-Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *J. Herp.* 41(4): 654–663.
- Young, A., T. Boyle, and T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11: 413–418.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30:279–338.

TABELAS

Tabela 1. Características do ambiente com seus respectivos valores. C (categorias), DV (densidade da vegetação), TS (tipo de substrato), DAP (diâmetro na altura do peito), SR (serrapilheira), DS (densidade da serrapilheira), ALO (ambiente lótico), ALE (ambiente lântico) e BR (número de bromélias).

C	DV	TS	DAP	SR	DS	ALO	ALE	BR
1	Ausente	Solo de floresta	0-5	0-20	0-1			
1.5	Transição					<5m/ <10cm		1-5
2	Lacunas predominante	Solo de floresta arenoso	6-10	21-40	1.5-3	<5m/>11-20cm	<5m/<10cm/ <5meses	
2.5	Transição					<5m/ >21cm	<5m/>11-20cm/ <5meses	6-15
3	Áreas fechadas predominante	Solo lamascento	11-20	41-60	4-6	>5m/ <10cm	<5m/>21cm/ <5meses	
3.5	Transição					>5m/>11-20cm	>5m/<10cm/ >5meses	16 - 30
4	Fechadas	Solo alagadiço	21-50	61-80	6-10	>5m/ >21cm	>5m/>11-20cm/ >5meses	
5			>50	81-100			>5m/>21cm/ >5meses	31 - 50
6		Solo de floresta úmido						>50

Tabela 2. Índices de diversidade analisados nas três RPPN e nos macrohabitats separadamente estudados durante oito meses de coleta com base na abundância de espécies coletadas, observadas ou em atividade de vocalização.

Índices	Itacaré RPPN Capitão	Una RPPN Nova Angélica	Ilhéus RPPN Boa União	Secundária	Primária
Riqueza	37	38	34	38	47
Abundância total	2123	1476	1134	1690	3034
Dominância_D	0.132	0.115	0.122	0.123	0.107
Shannon_H	2.342	2.494	2.427	2.396	2.637
Equitabilidade_J	0.648	0.685	0.688	0.658	0.684
Simpson_1-D	0.868	0.884	0.877	0.876	0.892

Tabela 3. Índices de diversidade analisados nas três RPPN estudadas durante oito meses de coleta com base na abundância de espécies coletadas, observadas ou em atividade de vocalização. T1 – T3 (RBU); T4 - T6 (RNA); T7 – T9 (RC); S (secundária); P (primária).

Caracterização	Transecções								
	S	P	S	P	P	S	P	P	S
Transecções	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
Nº espécies	14	19	24	26	28	17	26	22	18
Índice de Shannon_H'	1.880	2.393	1.912	2.453	2.342	2.249	2.344	2.121	1.994
Índice de Simpson_1-D	0.786	0.887	0.793	0.879	0.872	0.873	0.873	0.844	0.835
Equitabilidade_J	0.712	0.813	0.602	0.753	0.703	0.794	0.72	0.686	0.690

Tabela 4. Comparação estrutural entre os macrohábitats estudados utilizando o teste U com os respectivos valores de categorias de hábitat. SL = Tipo de solo; Dv2 = Densidade da vegetação estrato 2; Dv3 = Densidade da vegetação estrato 3; Dv4 = Densidade da vegetação estrato 4; DSL = Densidade da serrapilheira; SR = Serrapilheira; DAP = Diâmetro na altura do peito. Um asterisco (*) significa que o resultado p foi significativo.

Categorias	Secundárias	Primárias
SL	165	426
Dv2	308	480
Dv3	365	480
Dv4	379	480
DSL	175	287
SE	302	552
DAP	211	431
Resultados Mann- Whitney	U =	4
	Z(U) =	2.6194
	p-valor (unilateral) =	0.0044
	p-valor (bilateral) =	0.0088*

APÊNDICE 1. Composição das espécies estudadas nas reservas com suas respectivas abundâncias relativas com base nos animais coletados, observados ou em atividade de vocalização. Para os macrohabitats são apresentados abundância relativa e abundância relativa por tempo de observação. A nomenclatura das espécies segue Frost (2011).

Espécies	Itacaré RPPN Capitão	Una RPPN Nova angélica	Ilhéus RPPN Boa União	Secundária	Primária
Hylidae					
<i>Hypsiboas pombali</i>	8	4	1	9/ 0.00094	3/ 0.00025
<i>H. albomarginatus</i>	22	4	0	8/ 0.00083	18/ 0.00150
<i>H. exastis</i>	5	0	0	1/ 0.00010	4/ 0.00033
<i>H. crepitans</i>	0	0	1	1/ 0.00010	0/ 0.00000
<i>H. faber</i>	3	1	1	2/ 0.00021	3/ 0.00025
<i>H. semilineatus</i>	6	0	0	6/ 0.00063	0/ 0.00000
<i>Dendropsophus giesleri</i>	12	8	0	0/ 0.00000	20/ 0.00167
<i>D. haddadi</i>	152	16	0	0/ 0.00000	168/ 0.01400
<i>D. minutus</i>	5	0	2	2/ 0.00021	5/ 0.00042
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	0	9	74	77/ 0.00802	6/ 0.00050
<i>A. brunoi</i>	0	0	2	2/ 0.00021	0/ 0.00000
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	0	0	3	3/ 0.00031	0/ 0.00000
<i>Itapotihyla lansgdorffii</i>	2	3	3	1/ 0.00010	8/ 0.00067
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	431	202	181	299/ 0.03115	515/ 0.04292
<i>P. cf. wuchereri</i>	113	2	31	53/ 0.00552	93/ 0.00775

<i>P. tuberculosus</i>	349	185	251	311/ 0.03240	454/ 0.03783
<i>P. luteolus</i>	2	12	15	0/ 0.00000	29/ 0.00242
<i>P. kautskyi</i>	2	2	2	4/ 0.00042	2/ 0.00017
<i>Phyllodytes</i> sp	0	16	8	3/ 0.00031	21/ 0.00175
<i>Phyllodytes</i> sp 2	27	0	29	4/ 0.00042	54/ 0.00450
<i>P. maculosus</i>	10	8	10	8/ 0.00083	20/ 0.00167
<i>Bokermannohyla lucianae</i>	0	68	19	41/ 0.00427	46/ 0.00383
<i>Bokermannohyla</i> sp.	1	0	0	0/ 0.00000	1/ 0.00008
<i>Agalychnis áspera</i>	19	1	0	0/ 0.00000	21/ 0.00175
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	1	2	0	0/ 0.00000	3/ 0.00025
<i>P. cf. bahiana</i>	3	0	0	0/ 0.00000	3/ 0.00025
<i>Scinax cf. x-signatus</i>	0	0	1	1/ 0.00010	0/ 0.00000
<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)	6	2	0	0/ 0.00000	8/ 0.00067
<i>S. argyreornatus</i>	0	6	0	0/ 0.00000	6/ 0.00050
<i>S. cf. argyreornatus</i>	0	6	0	0/ 0.00000	6/ 0.00050
<i>S. alter</i>	0	0	1	1/ 0.00010	0/ 0.00000

Hemiphractidae

<i>Gastrotheca fissipes</i>	8	138	27	36/ 0.00375	137/ 0.01142
<i>G. megacephala</i>	0	0	1	1/ 0.00010	0/ 0.00000

Bufonidae

<i>Rhinella crucifer</i>	0	1	0	0/ 0.00000	1/ 0.00008
<i>R. hoogmoedi</i>	12	30	1	2/ 0.00021	42/ 0.00350
<i>R. boulengeri</i>	2	0	0	0/ 0.00000	2/ 0.00017
<i>Frostius</i>	201	0	23	90/ 0.00938	134/ 0.01117

erythrophthalmus

F. permanbucensis 2 0 0 1/ 0.00010 6/ 0.00050

Centrolenidae

Vitreorana eurygnatha 0 4 0 0/ 0.00000 4/ 0.00033

Brachycephalidae

Ischnocnema bilineata 0 0 2 0/ 0.00000 2/ 0.00017

I. paulodutra 2 43 157 193/ 0.02010 9/ 0.00075

I. ramagii 385 267 133 271/ 0.02823 513/ 0.04275

I. vinhai 241 252 84 185/ 0.01927 392/ 0.03267

Ischnocnema sp. 31 36 58 36/ 0.00375 89/ 0.00742

Ischnocnema sp.2 10 3 0 3/ 0.00031 11/ 0.00092

Ischnocnema sp. 3 0 8 0 8/ 0.00083 0/ 0.00000

Eleutherodactylidae

Adelophryne pachydactyla 5 1 0 0/ 0.00000 6/ 0.00050

Adelophryne sp. 1 112 2 17/ 0.00177 98/ 0.00817

Craugastoridae

Haddadus binotatus 3 6 4 3/ 0.00031 10/ 0.00083

Leptodactylidae

Leptodactylus cf. *latrans* 0 5 0 0/ 0.00000 5/ 0.00042

Microhylidae

Chiasmocleis gnoma 0 0 3 3/ 0.00031 0/ 0.00000

C. schubarti 0 1 1 0/ 0.00000 2/ 0.00017

Leiuperidae

<i>Physalaemus</i> <i>camacan</i>	36	7	1	2/ 0.00021	42/ 0.00350
--------------------------------------	----	---	---	------------	-------------

Cicloramphidae

<i>Proceratophrys</i> <i>renalis</i>	1	0	0	1/ 0.00010	0/ 0.00000
---	---	---	---	------------	------------

<i>P. laticeps</i>	0	0	2	1/ 0.00010	1/ 0.00008
--------------------	---	---	---	------------	------------

<i>Macrogenioglottus</i> <i>alipioi</i>	0	1	0	0/ 0.00000	1/ 0.00008
--	---	---	---	------------	------------

Aromobatidae

<i>Allobates</i> <i>olfersioides</i>	4	5	0	0/ 0.00000	10/ 0.00083
---	---	---	---	------------	-------------

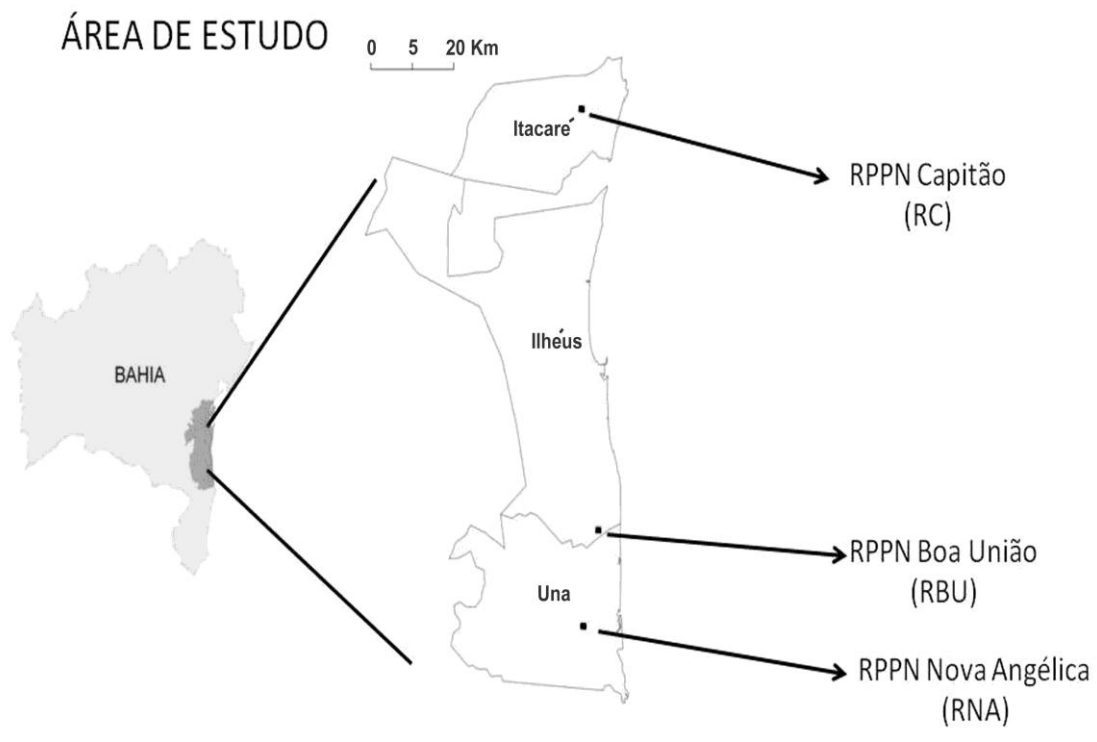
Legendas das Figuras

FIGURA 1. Mapa das localidades estudadas. Os quadrados representam a área de 1 km² selecionada em cada reserva contendo florestas secundárias e primárias.

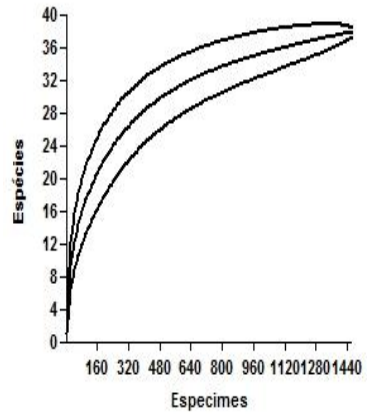
FIGURA 2. Curva de rarefação de espécies para 8 períodos de amostragem de anuros em (a) RNA – município de Una, (b) RC – município de Itacaré e (c) RBU – município de Ilhéus estado da Bahia entre Fevereiro de 2010 a Setembro de 2010. A linha central corresponde à média de cada período de coleta, aleatorizado 1000 vezes e as linhas acima e abaixo correspondem ao desvio-padrão associado.

FIGURA 3. (a) Similaridade entre RNA – município de Una, RC – município de Itacaré e RBU – município de Ilhéus entre Fevereiro de 2010 a Setembro de 2010, com base na abundância relativa dos indivíduos coletados, observados e em atividade de vocalização. Coeficiente de correlação cofenético = 0,93. (b) Similaridade entre os Transecções estudados, com base na composição dos indivíduos coletados, observados ou em atividade de vocalização. Coeficiente de correlação cofenético = 0.76. T1 – T3 (RBU); T4 - T6 (RNA); T7 – T9 (RC).

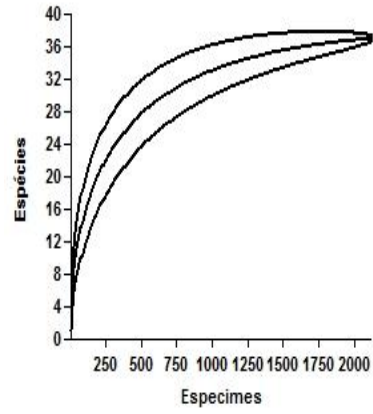
FIGURA 4. Comparação entre as comunidades geradas pelo modelo nulo (índice C-score) simulados para: (a) RNA (Ilhéus), (b) RC (Itacaré), (c) RBU (Una), (d) entre áreas primárias, (e) entre áreas secundárias e (f) entre todas as áreas. As barras pretas correspondem ao índice observado, barras sem preenchimento correspondem aos índices simulados. Valores de índice C-score com círculos indicam não aleatoriedade.



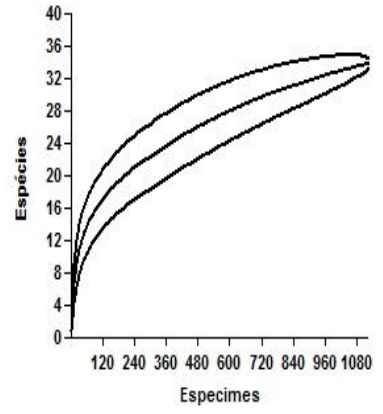
a)

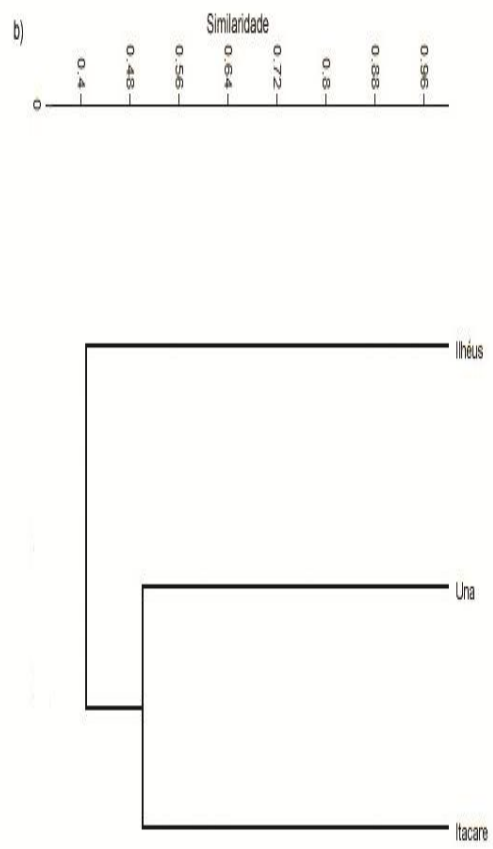
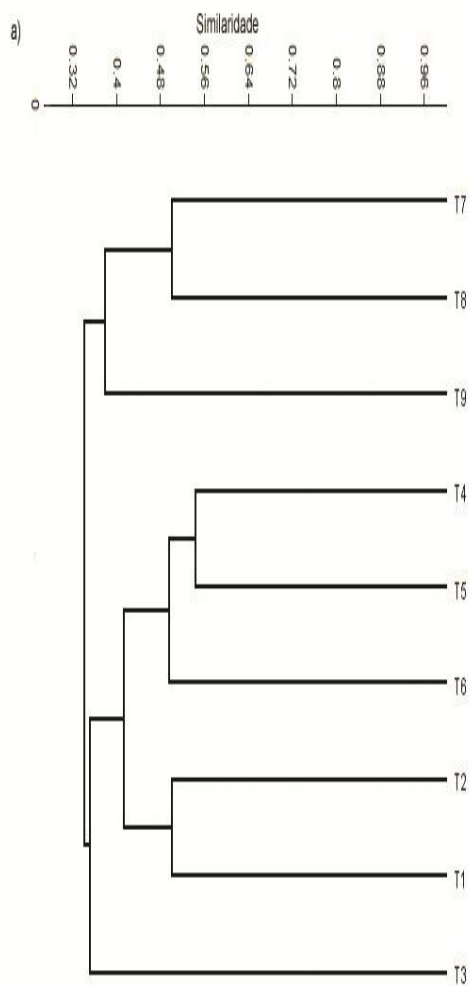


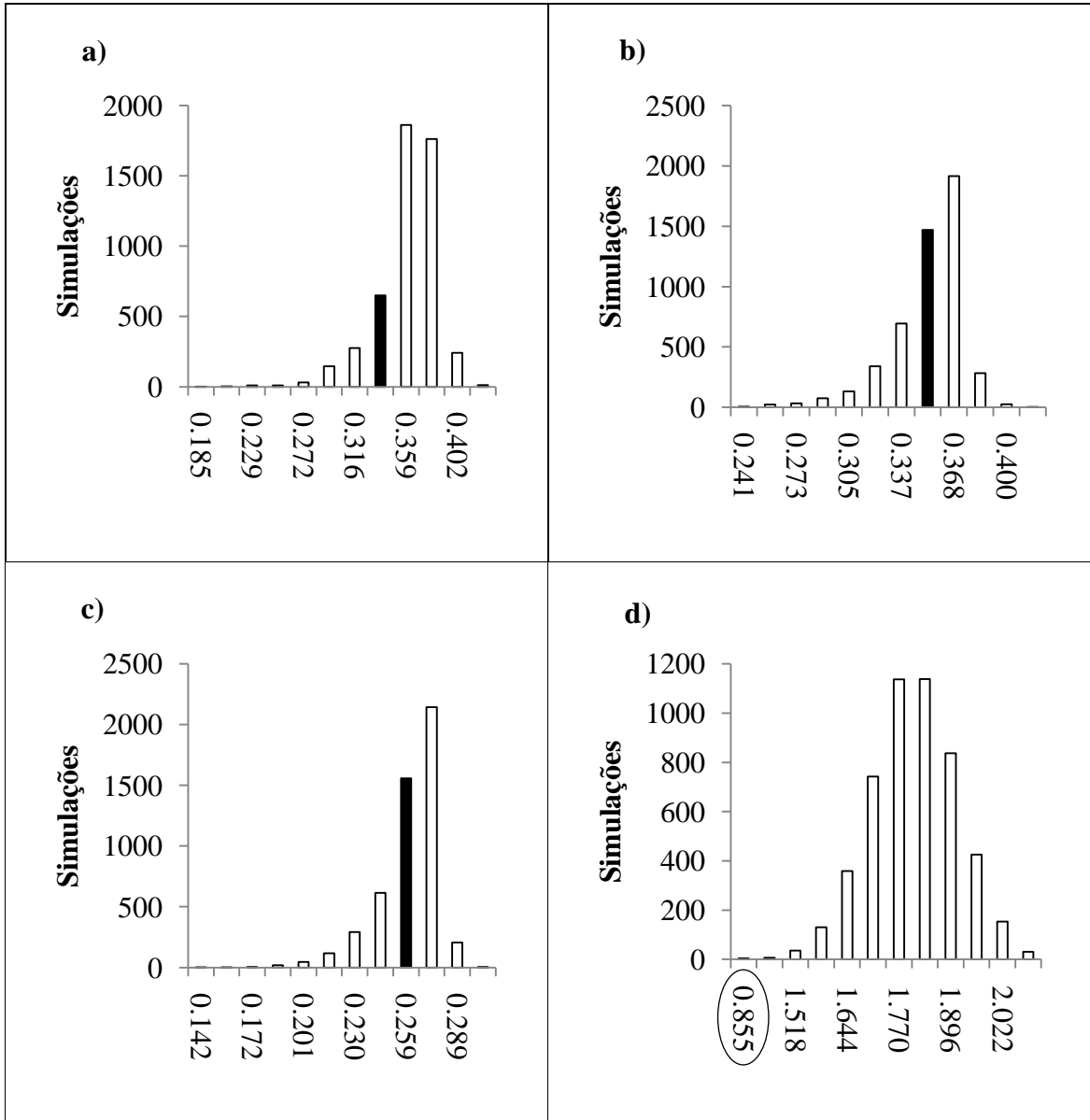
b)

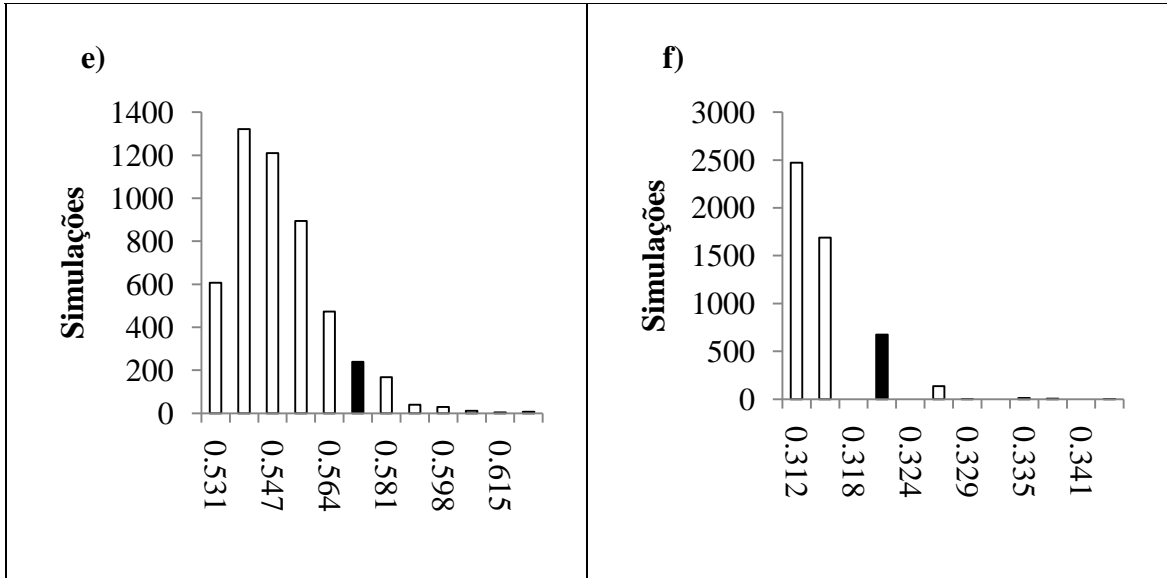


c)









Capítulo II

**Influência das alterações antrópicas na previsibilidade das assembleias de anuros
na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.**

(A ser submetido à revista Environmental Conservation)

Influência das alterações antrópicas na previsibilidade das assembleias de anuros na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.

RICARDO LOURENÇO DE MORAES¹, LUÍS FELIPE TOLEDO² AND MIRCO SOLÉ^{3*}

¹*Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Ilhéus, Bahia, Brasil, CEP 45662-000,* ²*Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brasil, Caixa Postal 6.109, CEP 13083-970, e* ³*Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil. Correspondente: mksol@uesc.br**

SUMÁRIO

Many ecologists are studying the effects of forest fragmentation on the diversity, distribution and abundance of species, and most of these studies have found significant negative changes. The Atlantic Forest has suffered heavily with human actions. We studied the spatial predictability in secondary and primary areas of Atlantic Forest in southern Bahia state. In primary areas the predictability between the compositions was related to space in the secondary areas predictability was environmental, indicating that human activities have affected patterns of predictability in the assemblages of the Atlantic Forest. Our results corroborate the results of other assemblages of tropical forests in other continents.

Keywords: Atlantic forest; Amphibia; predictability; Brazil; Conservation; Bahia.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo devido às ações antrópicas (Haddad 1998; Argôlo 2004) e é considerada um dos hotspots mundiais, devido a sua grande diversidade de espécies endêmicas e raras (Meyers *et al.* 2000). O Brasil é detentor da maior riqueza de espécies de anuros do mundo (SBH 2010) sendo que aproximadamente 50% das espécies conhecidas no Brasil ocorrem na Mata Atlântica, com muitas espécies endêmicas deste bioma (Haddad *et al.* 2008). Estes pequenos vertebrados apresentam uma grande quantidade de modos reprodutivos (trinta e nove modos), e devido aos diversos microhábitats que ocorrem nos ambientes florestais da Mata Atlântica, cerca de 80% dos modos reprodutivos conhecidos ocorrem neste bioma (Prado & Haddad 2005).

Os anfíbios vêm sofrendo declínio acentuado em suas populações e algumas espécies já desapareceram (Wake 1991; Blaustein 1994; Alford & Richards 1999; Wake & Vredenburg 2008; Hayes *et al.* 2010). Muitas são as causas deste declínio, mas um dos principais são devido às atividades antrópicas (Pimenta *et al.* 2005; Becker *et al.* 2007). Para tentar compreender como as assembléias nas florestas tropicais são afetadas em função destas alterações, muitos estudos estão sendo feitos comparando as diferenças entre as assembléias de áreas de florestas secundárias e primárias. Estudos deste tipo foram feitos na América Central (Rios-López & Aide 2007), África (Ernst & Rödel 2005, 2008), Ásia (Krishnamurthy 2003) e América do Sul (Gardner *et al.* 2007; Ernst & Rödel 2008). Em todos estes trabalhos apresentaram diferenças significativas entre as assembléias.

Ernst e Rödel (2008) compararam a previsibilidade espacial para as assembléias de dossel em áreas de florestas primárias e secundárias na Costa do Marfim (África) e na Guiana (América do Sul), utilizando metodologias similares, tendo assim uma visão da distribuição das assembléias em duas regiões distintas e sendo possível a sua comparação. Com base nestes trabalhos, escolhemos a Mata atlântica no sul do estado da Bahia para adaptar esta mesma metodologia e verificar como são estruturadas as previsibilidades espaciais das assembléias de anuros entre florestas secundárias e primárias, além de observar se as previsibilidades das assembléias da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia respondem às alterações antrópicas de formas similares às demais florestas tropicais onde as seguintes hipóteses foram testadas: 1) sítios mais próximos são similares com respeito à composição de espécies independente da variação ambiental (variação/sinal espacial); 2) sítios com características ambientais

similares apresentam composição de espécies similares (variação/sinal ambiental); testamos estas hipóteses nas assembléias de dossel, serrapilheira e ambas juntas (gama).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Foram escolhidos três Reservas Particulares (Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN) na Mata Atlântica do sul da Bahia, todas localizadas entre 5 a 8 km de distância do mar. São elas: RPPN Capitão que esta situada no Município de Itacaré, RPPN Boa União situada no Município de Ilhéus e RPPN Nova Angélica situada no Município de Una. As RPPN se encontram há uma distância máxima de 100 km entre elas e mínima de 22 km em linha reta. Para mais informações sobre as áreas e dados ambientais ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Delineamento

Foram instaladas nove transecções de 600 m retangulares, de acordo com Rödel e Ernst (2004), totalizando quatro em áreas de florestas secundárias e cinco em áreas de florestas primárias. Cada transecção de 600 m (200 m Norte/Sul e 100 m Leste/Oeste) estava há uma distância mínima de 200 m e máxima de 100 km entre elas, foram colocados subunidades/transecção de 25 m marcadas com fitas e numeradas, gerando 24 subunidades em cada transecção de 600 m. As transecções foram percorridas nas três áreas mensalmente, entre os meses de Fevereiro a Setembro de 2010, com saídas a campo diurnas e noturnas, que se iniciavam às 16:00hs, 17:00hs e 18:00hs, sendo percorrida uma transecção por dia utilizando o método de amostragem acústica e visual (ver Rödel & Ernst 2004). Cada transecção foi percorrida por 40 horas/homem totalizando 360 horas. Armadilhas de interceptação e queda foram instaladas, sendo três linhas de armadilhas em cada RPPN com quatro baldes de 100 litros dispostos em Y

(Cechin & Martins 2000), totalizando 36 baldes que permaneceram abertos durante três dias e três noites com um total de 864 horas/balde. A abundância das espécies em cada transecção seguiu Rödel e Ernst (2004) como o número de espécies por observação. Ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a) para mais detalhes.

Foram separadas as assembléias da seguinte forma: 1) assembléias gama; 2) assembléias de dossel; e 3) assembléias de serrapilheira. As assembléias foram separadas de acordo com os hábitos comportamentais reprodutivos ou espaciais, para detalhes ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Caracterização do Hábitat

Foram registrados 15 variáveis ambientais que foram contabilizados e medidos DAP (diâmetro na altura do peito das árvores) e contabilizados o número de bromélias a 100 cm do lado esquerdo e do lado direito das transecções seguindo Rödel e Ernst (2004) e Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a). Os ambientes lânticos e lóticos com uma distância de até 25 m das transecções foram medidos a profundidade e avaliados o seu potencial em relação a sua duração, tamanho e profundidade. Foram determinados dois pontos (início e meio de cada subunidade/transecção) para medir a serrapilheira (Vitt *et al.* 2007), densidade da serrapilheira e estratos da vegetação (quatro estratos). Para mais detalhes ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Análise de Dados

Para testar independência de cada Subunidades/transecções de 25 m nós usamos dois índices, I de Morans e C de Geary's (Legendre & Fortin 1989). Para tal, construímos uma matriz euclidiana (distância de 25 m para cada subunidade/SU), através de um eixo de escalonamento não métrico tridimensional (NMDS) como modelo de hábitat com base nas variáveis ambientais originais.

O método geral é o de descrever a autocorrelação em uma variável e calcular alguns índices de covariância de uma série de distâncias em defasagem de cada ponto, produzindo um correlograma que ilustra autocorrelação entre os sítios sobre uma distância determinada (lag. Distance). O índice I de Moran's compara o valor de uma variável em qualquer local com o valor em todos os outros locais, e o coeficiente de correlação varia entre -1,0 e + 1,0; quando a autocorrelação é alta, o coeficiente é alto, sendo que um valor alto indica autocorrelação positiva. O índice C de Geary's é inversamente proporcional à I de Moran's, os valores de C variam entre 0 e 2 – valores baixos indicam correlação. O esperado é que os valores de qualquer uma das zonas (ou índices) sejam espacialmente alheios a qualquer outra zona. Os resultados são diferentes, pois I de Moran's oferece um indicador mais global, enquanto o C de Geary's é mais sensível às diferenças entre vizinhos. (Legendre & Fortin 1989).

Para avaliar o conjunto das variáveis de hábitat ao mesmo tempo para cada transecto de 600 m nós usamos os testes de Mantel. As entradas de células para os testes de Mantel foram sempre os valores respectivos SUs. Comparamos pares de matrizes baseadas em vetores ambientais e vetores geográficos (baseado em dados de GPS, Garmin 76 S - Garmin International, Olathe, Kansas, EUA - a precisão ± 15 m) para testar autocorrelação dentro de cada transecto. Para testar a autocorrelação entre os transectos foram comparados os pares de matrizes com base na distância geográfica e as características ambientais dos transectos dentro de um regime de distúrbio em particular (Ernst & Rödel 2005). Devido a ausência de uma sazonalidade aceantada na região (Mori *et al.* 1981), contruimos pares com os dados obtidos durante todo o estudo.

Foram construídos três tipos de matrizes: 1) ESM, espécies por SU matriz com abundância relativa de espécies, 2) PSM, parâmetros de hábitat por SU matriz com

respectivos valores de hábitats, e 3) GSM, SU por SU matriz com verdadeira distância geográfica entre as SUs em metros. Com base nessas matrizes originais, foram construídas matrizes de distância. Para ESM foi utilizado o índice de Sørensen (Bray-Curtis) quantitativo (Faith *et al.* 1987; Magurran 2004). Para PSM foi utilizado distância euclidiana relativizada (RED, Legendre & Legendre 1998). GSM não foi transformada, e representa uma matriz de distância por definição (Ernst & Rödel 2005).

Para cada análise (secundária vs. primária) foram construídas três matrizes para cada assembléia: 1) para as assembléias de serrapilheira; 2) para as assembléias de dossel; 3) para as assembléias juntas (gama).

As análises foram feitas da seguinte forma: 1) análises para cada macrohábitat (primária e secundária) GSM vs. PSM; 2) análises para cada macrohábitat ESM vs. GSM; 3) análises para cada macrohábitat ESM vs. PSM.

RESULTADOS

Nós registramos 4724 espécimes distribuídos em 57 espécies nas três reservas estudadas, sendo 1690 espécimes (38 espécies) nas áreas secundárias e 3011 espécimes (47 espécies) em áreas primárias. Para as assembléias de dossel foram registradas 874 espécimes (24 espécies) em áreas secundárias e 1658 espécimes (28 espécies) em áreas primárias (Tabela 1), e para as assembléias de serrapilheira 816 espécimes (15 espécies) em áreas secundárias e 1376 espécimes (20 espécies) em áreas primárias (Tabela 2). Na figura 1 são apresentados espécies representantes de ambas as assembléias e seus respectivos macrohábitats.

As análises de comparação entre as SUs (24 SUs/600 m transecto) de cada transecção analisada separadamente indicaram não auto-correlação espacial pelos

índices de I de Moran's e C de Geary's, todos os valores foram ligeiramente acima ou abaixo de zero para I de Moran's e ligeiramente abaixo de 1 para C de Geary's (Fig. 2).

Os testes de Mantel mostraram que a distância geográfica não correlaciona com as características ambientais, este resultando foi consistente para as florestas secundárias e para primárias ($p \leq 0.05$). Estes resultados indicam que as características do ambiente dentro de cada transecção mudam mesmo em curtas distâncias.

As análises de correlação de Mantel indicam diferenças entre áreas secundárias e primárias. Nas florestas secundárias não houve correlação espacial para as assembléias gama (ESM vs. GSM $p = 0.10$), mas apresentou correlação ambiental (ESM vs. PSM $p = 0.009$) indicando sinal ambiental. Florestas primárias por sua vez, apresentaram correlação espacial (ESM vs. GSM $p = 0.04$) e apresentaram não correlação ambiental (ESM vs. PSM $p = 0.12$) revelando sinal espacial (Tabela 3). Estes valores foram consistentes com as análises separadas para cada assembléia (serrapilheira e dossel).

A previsibilidade das comunidades foi relativamente indiferentes à distância geográfica entre as SUs nas florestas secundárias, que apresentam por si um alto nível de previsibilidade da comunidade, devido a grande necessidade das espécies aos recursos ambientais presentes em sítios menos alterados, ao passo que nas florestas primárias ocorre um aumento geral da previsibilidade da comunidade com o aumento da proximidade das SUs.

DISCUSSÃO

Assembléias Gama

Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a) encontrou resultados que indicaram semelhança nas composições de espécies entre os sítios estudados, indicando que a variação espacial (100 km) não altera significativamente a composição, e que as

diferenças entre elas estão relacionadas com o grau de perturbação. O mesmo padrão foi encontrado com relação à previsibilidade das assembléias. Em todos os casos foram observados os mesmos padrões apresentando sinal espacial em áreas primárias e sinal ambiental em áreas secundárias. Em áreas primárias os resultados indicaram que de acordo com a proximidade entre as subunidades maior a semelhança entre as composições, no entanto entre áreas secundárias as variações ambientais semelhantes apresentaram semelhanças entre as assembléias. Segundo Legendre e Fortin (1989) a distribuição espacial das espécies ocorre de acordo com as proximidades entre os pontos, ou seja, ambientes mais próximos comportam composições de espécies similares. Nossos dados indicaram este padrão em todas as assembléias estudadas em áreas de florestas primárias, contudo as alterações antrópicas alteraram esta previsibilidade, e em áreas de florestas secundárias as características do ambiente determinaram a composição e a semelhança entre as assembléias.

Assembléias de serrapilheira

As assembléias de serrapilheira apresentaram previsibilidade, mostrando-se agregados em florestas secundárias em sítios de maior cobertura vegetal. A maioria das espécies encontradas, apresentam desenvolvimento direto, depositando seus ovos em serrapilheira densa e úmida (Hedges *et al.* 2008) ou em bromélias (Cassiano-Lima *et al.* 2011). Muitas destas espécies com desenvolvimento direto foram observadas em bromélias (e.g. *Ischnocnema* spp. e *Adelophryne* sp. nov), no entanto algumas espécies que são comumente observadas em poças (sendo comum para o gênero) também foram encontradas em bromélias de chão em partes mais fechadas de floresta secundárias (e.g. *Chiamoscleis gnoma* e *Physalaemus camacan*). Em áreas primárias, toda a floresta e propícia sendo por si só um recurso disponível. Sendo assim, as espécies se concentram

em sítios específicos da floresta próximos aos demais indivíduos da mesma espécie, apresentando sinal espacial, com semelhança entre as composições das assembléias conforme o aumento das subunidades. Este padrão foi encontrado por Parris (2004) para assembléias de serrapilheira na Austrália e Ernst e Rödel (2005) para assembléias de serrapilheira na África. Nossos resultados corroboram com estes resultados para as assembléias de serrapilheira, e em todos os continentes estudados, apresentaram padrões semelhantes de previsibilidade.

Assembléias de dossel

Para as assembléias de dossel, cerca de 70% das espécies foram encontradas em bromélias, e somente uma espécie se mostrou resistente a exposição ao sol (*Phyllodytes melanomystax*) as demais espécies apresentaram preferência por bromélias em partes menos alteradas das florestas nas áreas secundárias apresentando sinal ambiental e espécies que se reproduzem em poças ou correços foram raros. Em áreas primárias as espécies utilizaram todos os recursos reprodutivos disponíveis, com abundância e conseqüente aumento da diversidade. Sítios onde ocorrem tais recursos como poças semipermanentes, córregos e maior número de bromélias ocorrem maior concentração de espécies, apresentando semelhança entre as composições de acordo com o aumento das subunidades, apresentando correlação espacial (sinal espacial) entre as subunidades. Ernst e Rödel (2008) encontraram resultados semelhantes para as assembléias de dossel na Costa do Marfim e na Guiana.

Influência das ações antrópicas nas assembléias de anuros

As alterações antrópicas podem ocasionar diferenças significativas na previsibilidade das assembléias (Ernst & Rödel 2005, 2008). A previsibilidade encontrada nos padrões de ambas as assembléias estudadas foi similar em todas as

análises, mostrando sinal ambiental em áreas secundárias. Nossos resultados indicam que as alterações antrópicas, como a extração de madeira e a fragmentação, alteram os padrões de previsibilidade das assembléias, devido redução da heterogeneidade ambiental e conseqüente enfraquecimento ou diminuição dos recursos reprodutivos; tais recursos que possuem efeito importante na ecologia de comunidades (Marsh *et al.* 2000).

As mudanças causadas principalmente por ações antrópicas nas florestas, alteram a riqueza, a diversidade, e a composição das assembléias em função da perturbação ao ambiente (Ishitani *et al.* 2003; Gardner *et al.* 2007; Haddad *et al.* 2008; Lourenço De Moraes *et al.* em prep a) ocasionando alterações no espaço físico ocupado pelas populações, levando a mudanças na estrutura de um hábitat, alterando a composição dos organismos que formam um conjunto em particular, e alterando a dinâmica de todo o sistema (Ernst & Rödel 2005). Além disso, as desconexões das florestas causadas por estas ações podem ocasionar a extinção local ou definitiva de algumas espécies de anuros (Becker *et al.* 2007).

Em áreas secundárias ocorreu alteração na dinâmica das assembléias, com aumento na abundância das espécies mais resistentes e surgimento de espécies de áreas abertas. Mesmo em ambientes lênticos e lóticos ocorrentes, há uma diminuição do número de espécies que utilizam estes recursos no interior das florestas, ao passo que em áreas primárias qualquer recurso disponível, ocorre à presença com abundância de espécies que as utilizam, sobretudo as espécies de dossel.

As florestas tropicais possuem uma dinâmica de alterações naturais que possuem relação direta com a queda de árvores (Whitmore 1991). Com a queda das árvores de forma natural, a conseqüente sucessão resultante do aumento do número de fitotelmas

neste ponto, alterando assim a estrutura da heterogeneidade ambiental e conseqüentemente do espaço físico, alterando a densidade das populações e promovendo a coexistência da comunidade (Chesson 2000). Como muitas espécies de anuros utilizam bromélias como recurso, as espécies mais resistentes a exposição ao Sol irão se estabelecer nestes sítios, não havendo a ocorrência de espécies oportunistas de áreas abertas como observado nas áreas estudadas e que foram alteradas pelas atividades humanas (ver Lourenço De Moraes *et al.* em prep a.).

Os anfíbios são muito sensíveis as alterações do ambiente (Alford & Richards 1999). Com a alteração antrópica e conseqüente mudança desta dinâmica, as mudanças microclimáticas e a diminuição de microhabitats adequados para determinadas espécies sensíveis a estas alterações podem diminuir a sua população ou mesmo se extinguir localmente, fato já apresentado por Heyer *et al.* (1988) para a região sudeste do Brasil. Estas alterações podem ocasionar em uma menor cobertura do dossel, com conseqüente aumento da temperatura, diminuição e tempo de permanência dos corpos d'água em função das alterações microclimáticas (Ernst & Rödel 2005; Rios-López & Aide 2007), indicando que a cobertura do dossel é um dos fatores mais importantes para os anfíbios, influenciando na diversidade e abundância das espécies (Krishnamurty 2003; Behangana *et al.* 2009; Lourenço De Moraes *et al.* em prep a.).

As espécies de anuros da mata atlântica possuem uma grande diversidade de modos reprodutivos (Haddad & Prado 2005), e muitas espécies (e.g. *Vitreorana eurygnatha*) são dependentes da estrutura da heterogeneidade do ambiente apresentando comportamentos reprodutivos conservativos (Toledo 2009). Essa variedade de modos reprodutivos e a dependência da heterogeneidade para a reprodução, associado ao pouco conhecimento da história natural das espécies que ocorrem na região, tornam as

espécies de anuros da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia ainda mais suscetível a extinções, além disso, a ausência de fiscalizações nas Reservas (ver Lourenço De Moraes *et al.* em prep a) e os constantes avanços urbanos sobre as florestas restantes resultando em desconexões entre os fragmentos já alterados, pode levar as espécies restantes e endêmicas desta região a um forte declínio e conseqüente extinção.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES bela bolsa concedida para RLM. RLM também agradece a Anderson Eduardo, André De Luca, Daniel Sala Ribeiro, Felipe Siqueira Campos, Marcos Vila Nova, Tadeu Medeiros e Pedro Gouvêa pela ajuda nos trabalhos de campo e a Mônica Cardoso pelo auxílio taxonômico. Pelo suporte e logística nós agradecemos ao IESB - Instituto de Estudos Sócio ambientais do Sul da Bahia e a Milton Augustinis de Castro. Ao ICMBio pela licença concedida -13708-1. LFT agradece à FAPESP pela bolsa e auxílio concedido

Referências

- Alford, R.A. & Richards, S.J. (1999). Global Amphibians Declines: A problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **30**: 133-165.
- Argôlo, A.J.S. (2004). *As serpentes dos Cacauais do Sudeste da Bahia*. Editora da UESC, Ilhéus. 260 pp.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F. & Prado, P.I. (2007). Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science* **318**: 1775-1777.
- Behangana, M., Kasoma, P.M.B., & Luiselli, L. (2009). Ecological correlates of species richness and population abundance patterns in the amphibian communities from the Albertine Rift, East Africa. *Biodiversity and Conservation* **18**: 2855–2873.

- Blaustein, A.R. (1994). Chicken Little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica* **50**: 85–97.
- Carnaval, A.C., Hickerson, M.J., Haddad, C.F.B., Rodrigues, M.T., & Moritz, C. (2009). Stability Predicts Genetic Diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* **323**.
- Cassiano-Lima, D., Borges-Nojosa, D.M., Cascon, P. & Cechin, S.Z. (2011). The reproductive mode of *Adelophryne maranguapensis* Hoogmoed, Borges & Cascon, 1994, (Anura, Eleutherodactylidae) an endemic and threatened species from Atlantic Forest remnants in northern Brazil. *North-Western Journal of Zoology* **7**(1).
- Ernst, R., & Rödel, M.O. (2005). Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. *Ecology* **86**: 3111–3118.
- Ernst, R., & Rödel, M.O. (2006). Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans. *Ecotropica* **12**: 113–129.
- Ernst, R., & Rödel, M.O. (2008) Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology* **24**:111–120.
- Faith, D., Minchin, P.R. & Belbin, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* **69**: 57–68.
- Frost, D. R. 2011. *Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5* (31 January, 2011). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA. (28 February, 2011).

- Gardner, T., Ribeiro-Júnior, M.A., Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S. & Peres, C.A. (2007). The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conservation Biology* **21**(3): 775-787.
- Haddad, C.F.B. (1998). Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In: *Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados*, org. Joly, C.A. & Bicudo, C.E.M. pp. 15-26. São Paulo: Editora FAPESP.
- Haddad, C.B.F. & Prado, C.P.A. (2005). Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience* **55**: 207–217.
- Haddad, C.F.B., Toledo, L.F., & Prado, C.P.A. (2008). *Anfíbios da Mata Atlântica* ed. Neotropica, pp. 243.
- Haddad, N.M., Holyoak, M., Mata, T.M., Davies, K.F., Melbourne, B.A., & Preston, K. (2008). Species' traits predict the effects of disturbance and productivity on diversity. *Ecology Letters* **11**: 348-356.
- Hayes, T.B., Falso, P., Gallipeau, S. & Stice, M. (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's Perspective. *Journal of Experimental Biology* **213**: 921-933.
- Hedges, S.B., Duellman, W.E. & Heinicke, M.P. (2008). New world direct-developing frogs (Anura: Terrarana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* **1737**: 1–182.
- Heyer, W.R., Rand, A.S., Cruz, C.A.G., & Peixoto, O.L. (1988). Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica* **20**: 230-235.

- Hofer, U., & Bersier, L.F. (2001). Herpetofaunal diversity and abundance in tropical upland forests of Cameroon and Panama. *Biotropica* **33**: 142–152.
- Ishitani, M., Kotze, D.J., & Niemelä, J. (2003). Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography* **26**: 481-489.
- Krishnamurthy, S.V. (2003). Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, central Western Ghats, India. *Environmental Conservation* **30**(3): 274-282.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* **80**: 107–138.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology. Developments in environmental modeling*, 20. Elsevier Science, Amsterdam. pp. 970.
- Lourenço De Moraes, R., Toledo, L.F. & Solé, M. (em prep a). Distribuição, diversidade e composição das assembléias de anuros em áreas perturbadas e não perturbadas de Mata Atlântica no sul do Estado da Bahia, Brasil.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford. pp. 256.
- Marsh, D.M., Rand, A.S. & Ryan, M.J. (2000). Effects of interpond distances on the breeding ecology of tungara frogs. *Oecologia* **122**: 505–513.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853–858.
- Mori, S.A., Boom, B.B. & Prance, G.T. (1981). Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* **33**: 233–245.
- Parris, K.M. (2004). Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* **27**: 392–400.

- Pimenta, B.V.S., Haddad, C.F.B., Nascimento, L.B., Cruz, C.A.G. & Pombal Jr., J.P. (2005). Comment on “status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide”. *Science* **309**: 5743.
- Rödel, M.O., & Ernst, R. (2004). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica* **10**:1–14.
- Rios-López, N., & Aide, T.M. (2007). Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* **63**(1): 35-50.
- Silvano, D.L. & Pimenta, B.V.S. (2003). Diversidade de anfíbios na Mata Atlântica do Sul da Bahia. In: *Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia* orgs. Prado, P.I., Landau, E.C., Moura, R.T., Pinto, L.P.S., Fonseca, G.A.B., Alger, K. CD-ROM, Iheus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICMP.
- Sociedade brasileira de Herpetologia: Lista brasileira de Anfíbios. 2010. Disponível em: <<http://www.sbherpelogia.org.br/>>. Acesso em 10 fev. 2011.
- Toledo, L.F. (2009). Anfíbios como bioindicadores. In: *Bioindicadores da qualidade ambiental* org. Neumann-Leitão, S., & El-Dier, S. pp.196-208. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania.
- Vitt, L.J., Colli, G.R., Caldwell, J.P., Mesquita, D.O., Garda, A.A., & Franca, F.G.R. (2007). Detecting Variation in Microhabitat Use in Low-Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *Journal of Herpetology* **41**(4): 654–663.
- Wake, D.B. (1991). Declining amphibian populations. *Science* **253**: 860.

Wake, D.B. & Vredenburg, V.T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy Sciences* **105**(1): 11466-11473.

Whitmore, T.C. (1991). Tropical rain forest dynamics and its implications for management. Pages 67–89 In: *Rain forest regeneration and management*. ed. Gomez-Pompa, A., Whitmore, T.C., & Hadley, M. France: Paris, UNESCO.

Tabelas

Tabela 1. Composição das espécies de pererecas nas Reservas estudadas. Um asterisco “*” indica espécies consideradas oportunistas, geralmente encontradas em áreas abertas com abundância nas proximidades. Em parênteses número de espécies que ocorreram exclusivamente em um dos macroambientes. A nomenclatura das espécies segue Frost (2011).

Espécies	Secundária	Primária	Ambas
<i>Aparasphenodon arapapa</i>	x	x	X
<i>Aparasphenodon brunoï</i>	x	-	-
<i>Bokermannohyla lucianaë</i>	x	x	X
<i>Bokermannohyla</i> sp.	-	x	-
<i>Dendropsophus giesleri</i>	-	x	-
<i>Dendropsophus haddadi</i>	-	x	-
<i>Dendropsophus minutus*</i>	x	x	X
<i>Gastrotheca fissipes</i>	x	x	X
<i>Gastrotheca megacephala</i>	x	-	-
<i>Agalychnis aspera</i>	-	x	-
<i>Hypsiboas albomarginatus</i>	x	x	X
<i>Hypsiboas crepitans*</i>	x	-	-
<i>Hypsiboas exastis</i>	x	x	X
<i>Hypsiboas faber</i>	x	x	X
<i>Hypsiboas pombali</i>	x	x	X
<i>Hypsiboas semilineatus</i>	x	-	-
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	x	x	X
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	-	x	-
<i>Phyllomedusa</i> cf. <i>bahiana</i>	x	x	X
<i>Phyllodytes</i> cf. <i>wuhereri</i>	x	x	X
<i>Phyllodytes kautskyi</i>	x	x	X
<i>Phyllodytes luteolus</i>	-	x	-
<i>Phyllodytes maculosus</i>	x	x	X
<i>Phyllodytes melanomystax</i>	x	x	X
<i>Phyllodytes</i> sp	x	x	X
<i>Phyllodytes</i> sp 2	x	x	X
<i>Phyllodytes tuberculosus</i>	x	x	X
<i>Scinax alter*</i>	x	-	-
<i>Scinax argyreornatus</i>	-	x	-
<i>Scinax</i> cf. <i>argyreornatus</i>	-	x	-
<i>Scinax</i> sp. (gr. <i>ruber</i>)	-	x	-
<i>Scinax</i> cf. <i>x-signatus*</i>	x	-	-

<i>Trachycephalus</i>	x	-	-
<i>mesophaeus</i>			
<i>Vitreorana eurygnatha</i>	-	x	-
<hr/>			
Total de spp. em cada hábitat	24 (7)	27 (10)	17
Total de spp.		38	
<hr/>			

Tabela 2. Composição das espécies de serrapilheira nas Reservas estudadas. Um asterisco “*” indica espécies consideradas oportunistas, geralmente encontradas em áreas abertas com abundância nas proximidades. Em parênteses número de espécies que ocorreram exclusivamente em um dos macroambientes. A nomenclatura das espécies segue Frost (2011).

Espécies	Secundária	Primária	Ambas
<i>Allobates olfersioides</i>	-	x	-
<i>Adelophryne</i> sp.	x	x	X
<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-	x	-
<i>Chiasmocleis gnoma</i>	x	-	-
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	-	x	-
<i>Frostius erythrophthalmus</i>	x	x	X
<i>Frostius pernanbucensis</i>	x	x	X
<i>Haddadus binotatus</i>	x	x	X
<i>Ischnocnema bilineata</i>	-	x	-
<i>Ischnocnema paulodutraii</i>	x	x	X
<i>Ischnocnema ramagii</i>	x	x	X
<i>Ischnocnema</i> sp.	x	x	X
<i>Ischnocnema</i> sp2	x	x	X
<i>Ischnocnema</i> sp 3	x	-	-
<i>Ischnocnema vinhai</i>	x	x	X
<i>Leptodactylus</i> cf. <i>latrans</i> *	-	x	-
<i>Macrogenioglottus alipioi</i>	-	x	-
<i>Physalaemus camacan</i>	x	x	X
<i>Proceratophrys laticeps</i>	x	x	X
<i>Proceratophrys renalis</i>	x	-	-
<i>Rhinella boulengeri</i>	-	x	-
<i>Rhinella crucifer</i>	-	x	-
<i>Rhinella hoogmoedi</i>	x	x	X
Total de spp. em cada hábitat	15 (3)	20 (8)	12
Total de spp.		23	

Tabela 3. Resultados dos testes de Mantel com 10.000 permutações, para os pares de matrizes das florestas primários e secundários para as assembléias de anuros nas RPPN estudadas (significância $p \leq 0.05^*$).

Matrizes comparadas	Primária		Secundária	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Ambiente/geográfico	-0.56	0.09	-0.73	0.1
Assembléias gama				
Espécies/ambiente	0.52	0.12	-0.91	0.01*
Espécies/geográfico	-0.64	0.04*	0.71	0.10
Assembléias de dossel				
Espécies/ambiente	0.56	0.08	-0.83	0.03*
Espécies/geográfico	0.59	0.04*	0.43	0.39
Assembléias de serrapilheira				
Espécies/ambiente	0.22	0.54	0.03	0.03*
Espécies/geográfico	0.04	0.04*	0.32	0.52

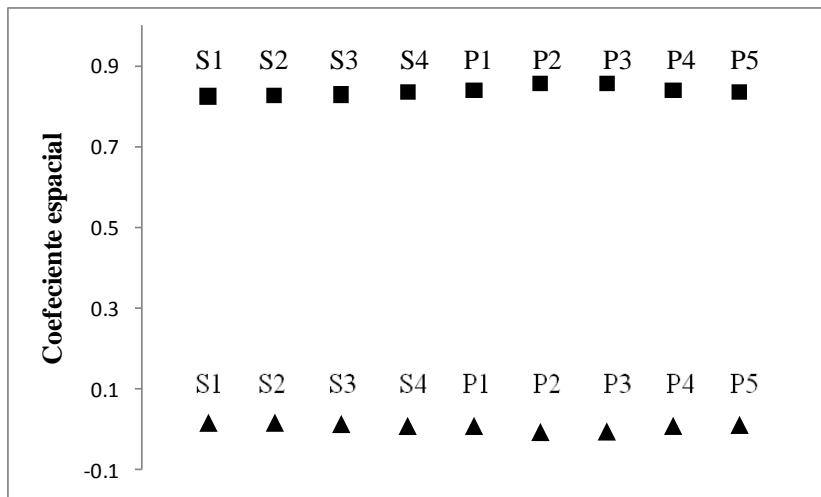
Legendas das Figuras

Figura 1. Representantes das assembléias de dossel (acima) e representantes das assembléias de serrapilheira (abaixo). Espécies mais abundantes em áreas secundárias (esquerda): *Hypsiboas semilineatus* (a) e *Ischnocnema paulodutraii* (c). Espécies que foram exclusivas de áreas primárias (direita): *Agalychnis aspera* (b) e *Rhinella Boulengeri* (d).

Figura 2. Resultados de I de Moran's (triângulos) e C de Gary's (quadrados) computados utilizando distância Euclidiana (coordenadas em metro – lag. Distância 25m) dentro de cada transecção e eixo residual em três dimensões - NMDS - utilizando modelos de hábitat originais, gerando três eixos por transecção. S1 – S4 = transecções nas florestas secundárias, P1 – P5 = transecções nas florestas primárias.

Figuras





Capítulo III

**Uso de hábitat, sobreposição de nicho e estrutura das assembléias de anuros da
Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.**

(A ser submetido à revista Journal of Tropical Ecology)

Título: Uso de hábitat, sobreposição de nicho e estrutura das assembléias de anuros da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.

Título de execução: Uso de hábitat, sobreposição de nicho e estrutura das assembléias de anuros

Palavras chaves: Atlantic forest; overlap; Hot spot; Brazil; habitat; niche; Anura; Bahia.

Nome dos Autores: RICARDO LOURENÇO DE MORAES¹, LUÍS FELIPE TOLEDO² e MIRCO SOLÉ³

Instituição: ¹Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Ilhéus, Bahia, Brasil, CEP 45662-000, ²Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brasil, Caixa Postal 6.109, CEP 13083-970, e ³Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil.

E-mail do autor correspondente: mksole@uesc.br*

Abstract:

Knowing how communities are structured is one of the main questions in ecology. In tropical forests there is a diversity of resources which are shared by members of a community. The Atlantic Forest has a large number of microhabitats that are used by frogs, which have evolved several specialized reproductive modes. In our study we tested whether there is spatial overlap between the assemblages of primary and secondary forests as well as its composition. In general the overlap between the assemblies was not observed. However, niche overlap and sharing of exclusive resources occurs between sympatric species. The coexistence of the assemblages was due to changes and preferences for certain habitats and macrohabitats.

Resumo:

Entender como são estruturadas as comunidades é uma das principais perguntas dos ecólogos. Nas florestas tropicais ocorre uma diversidade de recursos onde são compartilhados pelos membros de uma comunidade. A Mata Atlântica possui uma grande quantidade de microhábitats que são utilizados pelos anuros, e desenvolveram diversos modos reprodutivos especializados. Em nosso estudo testamos se ocorre sobreposição espacial entre as assembléias de florestas secundárias e primárias assim como a sua composição. De um modo geral a sobreposição entre as assembléias não foi observada. No entanto, entre espécies simpátricas ocorre sobreposição de nicho espacial e partilha de recursos exclusivos. A coexistência entre as assembléias se deu devido às alterações e preferências por determinados hábitats e macrohábitats.

INTRODUÇÃO

Uma das principais questões do estudo da ecologia de comunidades é entender os padrões de coexistência entre as espécies na ocupação dos seus respectivos nichos (Pianka 1973). O termo “nicho” pode ser simplificado como um mapeamento da dinâmica de uma determinada população dentro de um espaço/ambiente (Holt *et al.* 2005), e mensurar a utilização dos indivíduos a um determinado recurso (Pianka 1983). Além disso, o termo é usado para descrever as variáveis ambientais que mais influenciam a distribuição e abundância de uma única espécie (James *et al.* 1984), a compreensão das interações interespecíficas e a estrutura da comunidade (Pianka 1983).

Uma das diferenças no uso do hábitat está relacionada às diferenças morfológicas entre as espécies, e em comunidades estas diferenças podem estar relacionadas com a forma como as espécies utilizam determinado recurso (Schoener 1971). A capacidade de mobilidade dos organismos pode ser um dos fatores para escolha de um determinado hábitat, além de determinar a coexistência entre competidores assimétricos, assim como a escolha de um recurso que possibilite sua sobrevivência e de sua prole (Rieger *et al.* 2004; Muniz *et al.* 2008). A escolha do microhábitat principalmente pela fêmea para oviposição, pode ser crucial para a sobrevivência da espécie, podendo afetar a diversidade e abundância de uma determinada espécie, além de afetar a comunidade e o nível das metacomunidades principalmente as dispersões e colonizações (Pullian & Danielson 1991; Binckley & Resetarits Jr. 2005).

Os ambientes úmidos da Mata Atlântica no Brasil, proporcionam diversos microambientes que são utilizados pelos anfíbios (Haddad 1998), sobretudo pelos anuros que possuem uma grande variedade de modos reprodutivos especializados

(Haddad & Prado 2005). Muitos estudos nas florestas tropicais indicam não haver sobreposição de nicho espacial entre comunidades (França *et al.* 2004; Lötters *et al.* 2004; Ernst & Rödel 2006), no entanto estudos feitos separadamente, com espécies simpátricas e sintópicas indicam haver sobreposição espacial (Lehtinen & Carfagno 2011). Neste contexto, testamos a seguinte hipótese: em ambientes com grandes quantidades de recursos ocorre sobreposição de nicho espacial.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em florestas da Mata Atlântica no sul do estado da Bahia em três Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), situadas a uma distância máxima de 100 km entre elas e a uma distância de 5 a 8 km do mar. As reservas estão localizadas nos Municípios de Una (RPPN Nova Angélica), Ihéus (RPPN Boa União) e Itacaré (RPPN Capitão). Para mais detalhes sobre as características ambientais e localização das áreas ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Delineamento

Nove transecções retangulares de 600 m (200 m Norte/Sul e 100 m Leste/Oeste) foram instaladas (quatro em áreas de florestas primárias e cinco em áreas de florestas secundárias) sendo três transecções em cada reserva. Para detalhes sobre as transecções ver Rödel & Ernst (2004) e métodos de instalações ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a). Em cada transecção de 600 m foram colocadas subunidades/transecções de 25 m marcadas com fitas e numeradas totalizando 24 subunidades (SUs) em cada transecção. Em cada transecção de 25 m foram testadas sua independência (Lourenço De Moraes *et al.* em prep b) em relação a heterogeneidade do ambiente.

A coleta de dados foi realizada durante os meses de Fevereiro a Setembro de 2010 e para a amostragem foi utilizado o método de transecção de busca visual e acústico (Rödel & Ernst 2004), com saídas a campo que foram realizadas nos períodos diurnos e noturnos, percorrendo uma transecção por dia. Cada transecção foi percorrida por 40 horas totalizando 360 horas de observação. A abundância foi determinada como número de espécies por tempo de observação em cada transecção (Rödel & Ernst 2004). Para mais detalhes ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a e b). A nomenclatura das espécies segue Frost (2011).

As assembléias foram separadas em: 1) assembléias de serrapilheira; 2) assembléias de dossel; e 3) assembléias gama. Para detalhes de como foram separadas as assembléias ver Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Caracterização do Hábitat

A influência das particularidades da heterogeneidade ambiental sobre as assembléias foi determinada contabilizando visualmente o número de bromélias e nas árvores foi medido o diâmetro na altura do peito (DAP), a cada 100 cm do lado esquerdo e direito de todas as transecções/subunidades de 25 m (ver Rödel & Ernst 2004; Lourenço De Moraes *et al.* em prep a).

Para avaliar a densidade da vegetação em quatro estratos (1. árvores <0.50m; 2. árvores com 0.50 – 1.50m; 3. árvores com 3 – 10m; e 4. árvores > 20m de altura), tipo de solo, serrapilheira e densidade da serrapilheira foram registrados determinando dois pontos -início e meio de cada transecção/subunidade de 25 m (ver Rödel & Ernst 2004; Lourenço De Moraes *et al.* em prep a). A cobertura da serrapilheira seguiu Vitt *et al.*(2007) e a densidade da serrapilheira seguiu Lourenço De Moraes *et al.* (em prep a).

Análise de Dados

Para verificar a sobreposição de nicho espacial nos ambientes estudados, e a divisão dos microhábitats nos estratos que foram analisados de cada espécie de anuro encontrado em todas as transecções estudadas, foi utilizado o índice de Pianka (1973) através do modelo nulo, gerados com software Ecosim v. 7.0 (Gotelli & Entsminger 2003), para cada reserva utilizamos o modelo RA3 (Winemiller & Pianka 1990). Foram construídos três modelos para as reservas e três modelos para áreas de florestas secundárias e para áreas primárias: 1) para as assembléias de serrapilheira; 2) para as assembléias de dossel e 3) incluído todas as espécies das duas assembléias (gama).

Para verificar as respostas aos fatores ambientais aplicamos um método de ordenação por escalonamento Multidimensional Não-Métrica (NMDS) (Taguchi & Oono 2005) com a utilização do software Past (Hamer *et al.* 2001). Utilizamos a medida de dissimilaridade de Sørensen (Bray-Curtis) e para as análises de distância nos utilizamos número de espécies por abundância relativa. A forma de como é medida a ordenação e distorção do NMDS em relação à matriz de dissimilaridade e através de uma estatística chamada de stress (Clarke & Warwick 1994; Rohlf 2000), é os valores resultantes desta estatística são interpretadas da seguinte forma: 0,40 = ajuste fraco; 0,20 = ajuste regular; 0,10 = ajuste bom; 0,05 = ajuste excelente e 0,0 = ajuste perfeito. Foram construídos três gráficos para cada macrohábitat (primária e secundária): 1) para as assembléias de serrapilheira; 2) para as assembléias de dossel e 3) para as assembléias gama.

Todas as análises foram baseadas em quatro estratos ocupados pelos anuros (ver Lourenço De Moraes *et al.* em prep a) e seus respectivos ambientes reprodutivos, baseados em observação de casais em amplexo, girinos ou machos em vocalização.

RESULTADOS

Sobreposição de nicho

Os resultados de simulação do modelo nulo para sobreposição de nicho em RBU indicaram não sobreposição espacial para todas as simulações; em RNA os resultados apresentaram não sobreposição para as assembléias de serrapilheira e dossel, mas para as assembléias gama apresentaram sobreposição; em RC os resultados apresentaram não sobreposição para os três modelos construídos. Para as áreas primárias e para as áreas secundárias os resultados apresentaram não sobreposição para todas as simulações. Os valores gerados pelas simulações estão disponíveis na Tabela 1.

Ordenação de escalonamento

Para as áreas primárias e secundárias os valores mais adequados de stress foram em três dimensões – 3D (Tabela 2).

Para as assembléias gama, onde todas as espécies estão presentes, os resultados apresentados pelo NMDS nas áreas secundárias e primárias (Figs. 3 e 6), mostraram que muitas espécies ocupam o mesmo espaço, mas os recursos partilhados não são exclusivos, sendo que a partição de recursos exclusivos foi observado em espécies simpátricas e sintópicas.

Os resultados apresentados pelo NMDS para as assembléias de serrapilheira (Figs. 2 e 5), indicam que estas utilizam maiores quantidades de recursos e a interpretação de ordenação entre a partição de recursos apresentaram maiores similaridades entre espécies simpátricas e sintópicas.

Para as assembléias de dossel os resultados apresentados pelo NMDS (Figs. 1 e 4), indicaram que espécies simpátricas e sintópicas apresentaram maior similaridade espacial e partição de recursos, contudo algumas espécies partilham recursos espaciais

similares, apesar de utilizarem ambientes diferenciados para reprodução ou deposição de prole (e.g. *Gastrotheca fissipes* - bromélias e *Hypsiboas exastis* - poças).

DISCUSSÃO

Assembléias Gama

Os anuros da Mata Atlântica se destacam pela plasticidade comportamental relacionada às estratégias reprodutivas nos diversos microambientes, o que gerou uma quantidade considerável de modos reprodutivos, cerca de 80% dos modos conhecidos (Haddad & Prado 2005). Nas florestas litorâneas do sul da Bahia, há uma grande quantidade de bromélias sendo que parte das espécies de anuros estudados, às utilizam para reprodução ou apresentam desenvolvimento direto depositando os ovos em serrapilheira densa e úmida (Peixoto 1995; Hedges *et al.* 2008). Para estas espécies toda a floresta representa um grande recurso reprodutivo, e o esperado é que não ocorra sobreposição interespecífica significativa entre as assembléias corroborando com os resultados do modelo nulo. Contudo os resultados em RNA indicaram sobreposição entre as assembléias, estes resultados se devem possivelmente as alterações ocorrentes na estrutura das comunidades para cada macrohábitat (floresta primária vs. secundária). Isso devido à resistência e sucesso reprodutivo de determinadas espécies em áreas de florestas secundárias, apesar da maioria das espécies serem encontradas com maior abundância em áreas de florestas primárias. Ao analisarmos ambos os macrohábitats (primário e secundário) juntos, as diferenças nas assembléias não são observadas, e espécies que ocupam estratos espaciais ou reprodutivos semelhantes, mas não os mesmo macrohábitat, se sobrepõem. Quando analisamos os macrohábitats separadamente, os resultados não indicam sobreposição. No entanto as competições foram observadas e a partição dos estratos ocorre entre as assembléias. A ordenação do NMDS demonstrou

que diversas espécies ocupam o mesmo espaço, mas recursos reprodutivos diferenciados, e a ordenação das assembléias analisadas separadamente, permitem melhores interpretações.

De um modo geral, nossos estudos não apresentaram sobreposição entre as assembléias, mas observamos que a sobreposição ocorre principalmente entre espécies simpátricas e sintópicas (e.g. *I. paulodutra* vs. *I. ramagii* e *P. melanomystax* vs. *P. tuberculosos*) que utilizam os mesmos recursos exclusivos (serrapilheira densa e bromélias).

Assembléias de Serrapilheira

Algumas das espécies estudadas alternam constantemente seus estratos, como as espécies de *Ischnocnema* que foram observadas em 3 estratos, no qual ocorrem diferenças entre machos e fêmeas nos nichos estudados: os machos podem ocupar até o estrato 3, vocalizando sobre folhas inclusive em bromélias: as fêmeas por sua vez, utilizam com mais frequência o estrato 1 mas elas vão ao encontro dos machos nos estratos superiores e os levam aos estratos inferiores onde ocorre a oviposição na serrapilheira, uma vez que se trata de espécies com desenvolvimento direto que depositam seus ovos na serrapilheira úmida da floresta (Hedges *et al.* 2008). Comportamentos similares ocorrem com as espécies do gênero *Frostius* spp. contudo a oviposição não foi observada para a espécie *F. erytrophthalmus*, sendo que para a espécie *F. pernanbucensis* ocorre em bromélias (Peixoto 1995).

Duas espécies de *Ischnocnema* do grupo *ramagii* (Fig. 6) simpátricas e sintópicas competem os mesmos recursos, no entanto *I. paulodutra* foi observada com maior abundância em áreas secundárias ao passo que em áreas primárias *I. ramagii* apresentou maior abundância relativa. Padrões semelhantes foram encontrados em Porto

Rico (Rios-López & Aide 2007) para duas espécies de *Eleutherodactylus* (*E. antillensis* e *E. coqui*), esses padrões são explicados pelas diferenças entre as resistências as alterações microclimáticas causadas pelas ações antrópicas (van Berkum *et al.* 1982).

A variação dos recursos usados entre as espécies pode ser interpretada como uma indicação de guildas estruturais internas (Winemiller & Pianka 1990). Em nossos estudos podemos separar três guildas principais relacionadas à ocupação dos estratos: a primeira guilda é formada pelas espécies que utilizam até 3 estratos, inclui as espécies de *Ischnocnema* (com exceção de *Ischnocnema bilineata*) e as espécies de *Frostius*; a segunda contém espécies que utilizam até 2 estratos, é composta pelas espécies *Rhinella hoogmoedi*, *Haddadus binotatus*, *I. bilineata* e *Physalaemus camacan*; a terceira guilda incluem as espécies que utilizam somente o estrato 1, inclui as espécies *Proceratophrys* spp., *Chiamoscleis* spp., *Adelophryne* spp., *Macrogenioglotus alipioi*, *R. crucifer*, *R. Boulengeri* e *Allobates olfersioides*.

Apesar de várias espécies ocuparem os mesmos estratos, os recursos reprodutivos são diferentes. Os resultados do modelo nulo e do NMDS apresentaram não sobreposição espacial entre as assembléias, isto devido as alterações dos estratos, principalmente das espécies que ocupam até 3 estratos, possibilitando a coexistência entre as espécies.

Assembléias de Dossel

As espécies de *Phyllodytes* spp. foram as mais abundantes nas três áreas estudadas e ocupam até 4 estratos, todas as espécies deste gênero utilizam bromélias como sítio reprodutivo, devido a grande quantidade de espécies que coexistem nos ambientes estudados, eles se alternam na ocupação dos nichos, espécies como *P. maculosus*, *P. cf. wuchereri*, *P. kautskyi*, e *P. sp 2* ocupam (na maioria das

observações) o estrato 4 mas ocupam também o estrato 3, ao passo que as espécies *P. melanomystax*, *P. tuberculosus*, *P. luteolus* e *P. sp.* ocupam os estratos 2 (na maioria dos casos) e 3, no entanto as espécies *P. melanomystax* e *P. tuberculosus* (Fig. 6) foram as espécies mais abundantes. Portanto a coexistência destas espécies se dá devido à preferência pelos diferentes estratos, além disso, nos observamos que *P. tuberculosus* apresentou maior fidelidade pelos ambientes florestais com dossel fechado, *P. melanomystax* foi mais generalista na escolha do hábitat desde que houvesse bromélias. No interior da floresta vocalizações territoriais entre os machos destas espécies foram comumente observadas, tanto interespecíficas entre as duas espécies como intraespecíficas. Estas duas espécies apresentaram competições interespecíficas comuns, e as alterações de estratos nestas espécies, permitem que as demais espécies com a qual coexiste, possam partilhar dos mesmos recursos. Padrões semelhantes foram encontradas em Madagascar em relação às preferências de microhábitats para as espécies *Guibemantis bicalcaratus* e *G. puntactus* (ver Lehtinen & Carfagno 2011).

Para as espécies de dossel foram observadas três guildas relacionadas à ocupação de estrato, a primeira inclui as espécies que ocorrem até o estrato 2, e inclui as espécies de *Dendropsophus* spp. (com exceção de *D. haddadi*), *Aparasphenodon* spp.; a segunda inclui as espécies que ocupam até o estrato 3, compreendem as espécies *P. melanomystax*, *P. tuberculosus*, *P. luteolus*, *P. sp.*, *Agalychnis aspera*, *Scinax* spp., *D. haddadi*, *Hypsiboas* spp., *Vitreorana eurygnatha*; a terceira até o estrato 4, *P. maculosus*, *P. cf. wuchereri*, *P. kautskyi*, *P. sp. 2*, *Bokermannohyla* spp. e *Gastrotheca* spp.

Muitas espécies ocupam o mesmo estrato espacial, porém recursos reprodutivos diferenciados. A escolha do estrato e ambiente reprodutivo e fator determinante para

coexistência das espécies, corroborando com os resultados do modelo nulo. Contudo os gráficos de NMDS (Figs. 1 e 4) apresentam forte aproximação entre as espécies, e muitas espécies se sobrepõem, com conseqüentes competições interespecíficas.

Boa parte das espécies estudadas (com exceção de *D. minutus*, *S. x-signatus*, *S. alter* e *H. crepitans*) foram observadas em algum estágio da vida em bromélias. Essas observações sinalizam a grande importância deste recurso nas áreas estudadas. Em áreas secundárias houve uma substituição de espécies sensíveis por espécies oportunistas, mudando a estrutura das comunidades e conseqüente estrutura das guildas. Muitas espécies apresentaram preferência às áreas primárias, e a ordenação das guildas pode apresentar diversas subguildas, sobretudo em áreas secundárias onde ocorreu substituição das guildas. Em nossos estudos a alteração antrópica ocasionou diferenças nas estruturas e composição das assembléias. Para todas as assembléias estudadas um fator determinante para a estrutura e composição das guildas foi o dossel fechado. Espécies que utilizam bromélias estavam presentes em ambas as comunidades (florestas primárias e florestas secundárias) enquanto que as espécies de ambientes lênticos e lóticos foram as mais afetadas.

A estrutura das comunidades de anuros na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, apresenta visível sensibilidade as alterações antrópicas, com conseqüente alteração das assembléias, surgimento de espécies oportunistas e aumento populacional de espécies menos sensíveis. A coexistência e partilha de recursos exclusivos observadas, corroboram com as teorias de nicho de coexistência entre comunidades (Chesson 2000; Schoener 1974). Estudos entre duas espécies simpátricas e sintópicas, mostraram maior facilidade na observação e interpretação das competições interespecíficas ocorrentes nas florestas tropicais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES pela bolsa concedida para RLM. RLM também agradece a Anderson Eduardo, André De Luca, Daniel Sala Ribeiro, Felipe Siqueira Campos, Marcos Vila Nova, Tadeu Medeiros e Pedro Gouvêa pela ajuda nos trabalhos de campo e Mônica Cardoso pelo auxílio taxonômico. Pelo suporte e logística nós agradecemos ao IESB - Instituto de Estudos Sócio ambientais do Sul da Bahia e a Milton Augustinis de Castro. Ao ICMBio pela licença concedida -13708-1. LFT agradece à FAPESP pela bolsa e auxílio concedido

LITERATURA CITADA

- BINCKLEY, C. A. & RESETARITS Jr., W. J. 2007. Effects of forest canopy on habitat selection in treefrogs and aquatic insects: implications for communities and metacommunities. *Oecologia* 153:951-958.
- CHESSON, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto 31:343-366.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth, Natural Environment Research Council.
- ERNST, R. & RÖDEL, M. O. 2006. Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans. *Ecotropica* 12:113-129.
- FRANÇA, L. F., FACURE, K. G. & GIARETTA, A. A. 2004. Trophic and spatial niches of two large-sized species of *Leptodactylus* (Anura) in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 39:243-248.
- FROST, D. R. 2011. *Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5.* Electronic Database accessible at

- <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA. (28 February, 2011).
- GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2004. EcoSim: *Null models software for ecology*. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- HADDAD, C. F. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. Pp. 15-26. in JOLY, C. A. & BICUDO, C. E. M., org. *Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados*. São Paulo: Editora FAPESP.
- HADDAD, C. B. F. & PRADO, C. P. A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience* 55:207–217.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. 2001. *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- HEDGES, S. B., DUELLMAN, W. E. & HEINICKE, M. P. 2008. New world direct-developing frogs (Anura: Terrarana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737: 1–182.
- HOLT, R. D., BARFIELD, M. & GOMULKIEWICZ, R. 2005. Theories of Niche Conservatism and Evolution: Could exotic species be potential tests? Pp. 259-290 In SAX, D., STACHOWICZ, J. & GAINES, S.D. eds. *Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- JAMES, F. C., JOHNSTON, R. F., WAMER, N. D., NIEMI, G. J. & BOECKLEN, W. J. 1984. The Grinnellian niche of the wood thrush. *The American Naturalist* 124:17–30.

- LEHTINEN, R. M. & CARFAGNO, G. L. F. 2011. Habitat selection, the included niche, and coexistence in plant-specialist frogs from Madagascar. *Biotropica*. 43 (1): 58-67.
- LÖTTERS, S., SCHICK, S., SCHEEKLE, K., TEEGE, P., KOSUCH, J., ROTICH, D. & VEITH, M. 2004. Bio-sketches and partitioning of sympatric reed frogs, genus *Hyperolius* (Amphibia; Hyperoliidae), in two humid tropical African forest regions. *Journal of Natural History* 38:1969–1997.
- LOURENÇO DE MORAES, R., TOLEDO, L. F. & SOLÉ, M. em prep. a. Distribuição, diversidade e composição das assembléias de anuros em áreas perturbadas e não perturbadas de Mata Atlântica no sul do Estado da Bahia, Brasil.
- LOURENÇO DE MORAES, R., TOLEDO, L. F. & SOLÉ, M. em prep. b. Influência das alterações antrópicas na previsibilidade das assembléias de anuros na Mata Atlântica no sul do estado da Bahia, Brasil.
- MUNIZ, K. P. R., GIARETTA, A. A., SILVA, W. R. & FACURE, K. G. 2008. Autoecologia de *Hypsiboas albopunctatus* (Anura, Hylidae) em área de Cerrado no sudeste do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre 98(2): 254-259.
- PEIXOTO, O. L. 1995. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata Atlântica. *Revista da Universidade Rural, Série Ciência da Vida* 17(2):75-83.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.
- PIANKA, E. R. 1983. *Evolutionary Ecology*. Harper and Row, New York.
- PULLIAM, R. H. & DANIELSON, B. J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist* 137:51–66.

- RESETARITS, Jr, W. J. 2005 Habitat selection links local and regional scales in aquatic systems. *Ecology Letters* 8:480–486.
- RIEGER, J. F., BINCKLEY, C. A. & RESETARITS, W. J. 2004. Larval performance and oviposition site preference along a predation gradient. *Ecology* 85:2094–2099.
- RIOS-LÓPEZ, N. & AIDE, T. M. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* 63(1): 35-50.
- ROHLF, F. J. 2000. NTSYS 2.1: *Numerical Taxonomic and Multivariate Analysis* System. New York, Exeter Software.
- RÖDEL, M. O. & ERNST, R. 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica* 10:1–14.
- VITT, L. J., COLLI, G. R., CALDWELL, J. P., MESQUITA, D. O., GARDA, A. A. & FRANCA, F. G. R. 2007. Detecting Variation in Microhabitat Use in Low Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *Journal of Herpetology* 41(4):654–663.
- SCHOENER, T. W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2:369-404.
- SCHOENER, T. W. 1974. Competition and the form of habitat shift. *Theoretical Population Biology* 6:265–307.
- VAN BERKUM, F., POUGH, F. H., STEWART, M. M. & BRUSSARD, P. F. 1982. Altitudinal and interspecific differences in the rehydration abilities of Puerto Rican frogs (*Eleutherodactylus*). *Physiological Zoology* 55:130–136.
- TAGUCHI, Y. H. & OONO, Y. 2005. Relational patterns of gene expression via nonmetric multidimensional scaling analysis. *Bioinformatics* 21(6): 730-740.

WINEMILLER, K. O. & PIANKA, E. R. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* 60: 27–55.

Tabelas

Tabela 1. Simulações do modelo nulo para sobreposição de nicho espacial pelo índice de Pianka (1973) para as assembléias nas áreas e macrohabitats estudados.

Áreas	Resultados	
	p observado \leq esperado	p observado \geq esperado
RBU		
Serrapilheira	1.0000	0.0001
Dossel	1.0000	0.0001
Gama	1.0000	0.0001
RNA		
Serrapilheira	1.0000	0.0001
Dossel	1.0000	0.0001
Gama	0.9960	0.0040
RC		
Serrapilheira	1.0000	0.0001
Dossel	1.0000	0.0001
Gama	1.0000	0.0001
Primária		
Serrapilheira	1.0000	0.0001
Dossel	1.0000	0.0001
Gama	1.0000	0.0001
Secundária		
Serrapilheira	1.0000	0.0001
Dossel	1.0000	0.0001
Gama	1.0000	0.0001

Tabela 2. Coeficiente de correlação da ordenação espacial (NMDS) entre as distâncias para cada assembléia estudada nos respectivos macro-habitats.

	Primárias	Secundária
Assembléias gama		
Stress	0.181	0.158
Eixo 1	0.180	0.452
Eixo 2	0.182	0.098
Eixo 3	0.310	0.077
Assembléias de dossel		
Stress	0.099	0.113
Eixo 1	0.480	0.525
Eixo 2	0.189	0.149
Eixo 3	0.102	0.084
Assembléias de serrapilheira		
Stress	0.045	0.029
Eixo 1	0.674	0.718
Eixo 2	0.012	0.208
Eixo 3	0.007	0.000

Legendas das Figuras

Figure 1. Resultados de ordenação (NMDS – stress 0.099) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembléias de dossel em áreas primárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Os círculos correspondem às espécies que ocupam os mesmos estratos. Os círculos vermelhos correspondem às espécies invasoras ou oportunistas. Aara = *Aparasphenodon arapapa*; Blu = *Bokermannohyla lucianae*; Bsp = *Bokermannohyla* sp.; Dgie = *Dendropsophus giesleri*; Dhad = *D. haddadi*; Dmin = *D. minutus*; Gfiss = *Gastrotheca fissipes*; Halb = *Hypsiboas albomarginatus*; Hasp = *Agalychnis aspera*; Hexa = *H. exastis*; Hfab = *H. faber*; Hpom = *H. pombali*; Ilan = *Itapotihyla langsdorffii*; Pburm = *Phyllomedusa burmeisteri*; Pcfba = *P. cf. bahiana*; Pcfwu = *Phyllodytes cf. wuchereri*; Pkau = *P. kautskyi*; Plut = *P. luteolus*; Pmac = *P. maculosus*; Pmel = *P. melanomystax*; Psp = *Phyllodytes* sp.; Psp2 = *Phyllodytes* sp.2; Ptu = *P. tuberculosus*; Sarg = *Scinax argyreornatus*; Scfarg = *S. cf. argyreornatus*; Sgrrub = *Scinax* sp.(gr. *ruber*); Veur = *Vitreorana eurygnata*.

Figure 2. Resultados de ordenação (NMDS – stress 0.045) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembléias de serrapilheira em áreas primárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Os círculos correspondem às espécies que ocupam os mesmos estratos. Os círculos vermelhos correspondem às espécies invasoras ou oportunistas. Aolf = *Allobates olfersioides*; Amuc = *Adelophryne* sp.; Apac = *Adelophryne pachydactyla*; Csch = *Chiasmocleis schubarti*; Fery = *Frostius erytrophthalmus*; Fper = *F. pernanbucensis*; Hbin = *Haddadus binotatus*; Ibil = *Ischnocnema bilineata*; Ipaulo = *I. paulodutraii*; Iram = *I. ramagii*; Isp = *Ischnocnema* sp.; Isp2 = *Ischnocnema* sp.2; Ivinh = *I. vinhai*; Lcflat = *Leptodactylus cf. latrans*; Mali = *Macrogenioglotus alipioi*; Pcama = *Physalaemus camacan*; Pcfwu = *Phyllodytes* cf.

wuchereri; Pkau = *P. kautskyi*; Plut = *P. luteolus*; Pmac = *P. maculosus*; Pmel = *P. melanomystax*; Psp = *Phyllodytes* sp.; Psp2 = *Phyllodytes* sp.2; Ptu = *P. tuberculosos*; Sarg = *Scinax argyreornatus*; Scfarg = *S. cf. argyreornatus*; Sgrrub = *Scinax* sp. (gr. *ruber*); Veur = *Vitreorana eurygnata*.

Figure 3. Resultados de ordenação (NMDS – 0.181) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembléias gama em áreas primárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Os círculos correspondem às espécies que ocupam os mesmos estratos. Aolf = *Allobates olfersioides*; Aara = *Aparasphenodon arapapa*; Amuc = *Adelophryne* sp.; Apac = *Adelophryne pachydactyla*; Blu = *Bokermannohyla lucianae*; Bsp = *Bokermannohyla* sp.; Csch = *Chiasmocleis schubarti*; Dgie = *Dendropsophus giesleri*; Dhad = *D. haddadi*; Dmin = *D. minutus*; Fery = *Frostius erytrophthalmus*; Fper = *F. pernanbucensis*; Gfiss = *Gastrotheca fissipes*; Halb = *Hypsiboas albomarginatus*; Hasp = *Agalychnis aspera*; Hbin = *Haddadus binotatus*; Hexa = *H. exastis*; Hfab = *H. faber*; Hpom = *H. pombali*; Ibil = *Ischnocnema bilineata*; Ilan = *Itapotihyla langsdorffii*; Ipaulo = *I. paulodutraii*; Iram = *I. ramagii*; Isp = *Ischnocnema* sp.; Isp2 = *Ischnocnema* sp.2; Ivinh = *I. vinhai*; Lcflat = *Leptodactylus* cf. *latrans*; Mali = *Macrogenioglotus alipioi*; Pburm = *Phyllomedusa burmeisteri*; Pcfba = *P. cf. bahiana*; Pcama = *Physalaemus camacan*; Pcfwu = *Phyllodytes* cf. *wuchereri*; Pkau = *P. kautskyi*; Plat = *Proceratophrys laticeps*; Plut = *P. luteolus*; Pmac = *P. maculosus*; Pmel = *P. melanomystax*; Psp = *Phyllodytes* sp.; Psp2 = *Phyllodytes* sp.2; Ptu = *P. tuberculosos*; Rbor = *Rhinella boulengeri*; Rcru = *R. crucifer*; Rhoo = *R. hoogmoedi*; Sarg = *Scinax argyreornatus*; Scfarg = *S. cf. argyreornatus*; Sgrrub = *Scinax* sp. (gr. *ruber*); Veur = *Vitreorana eurygnata*.

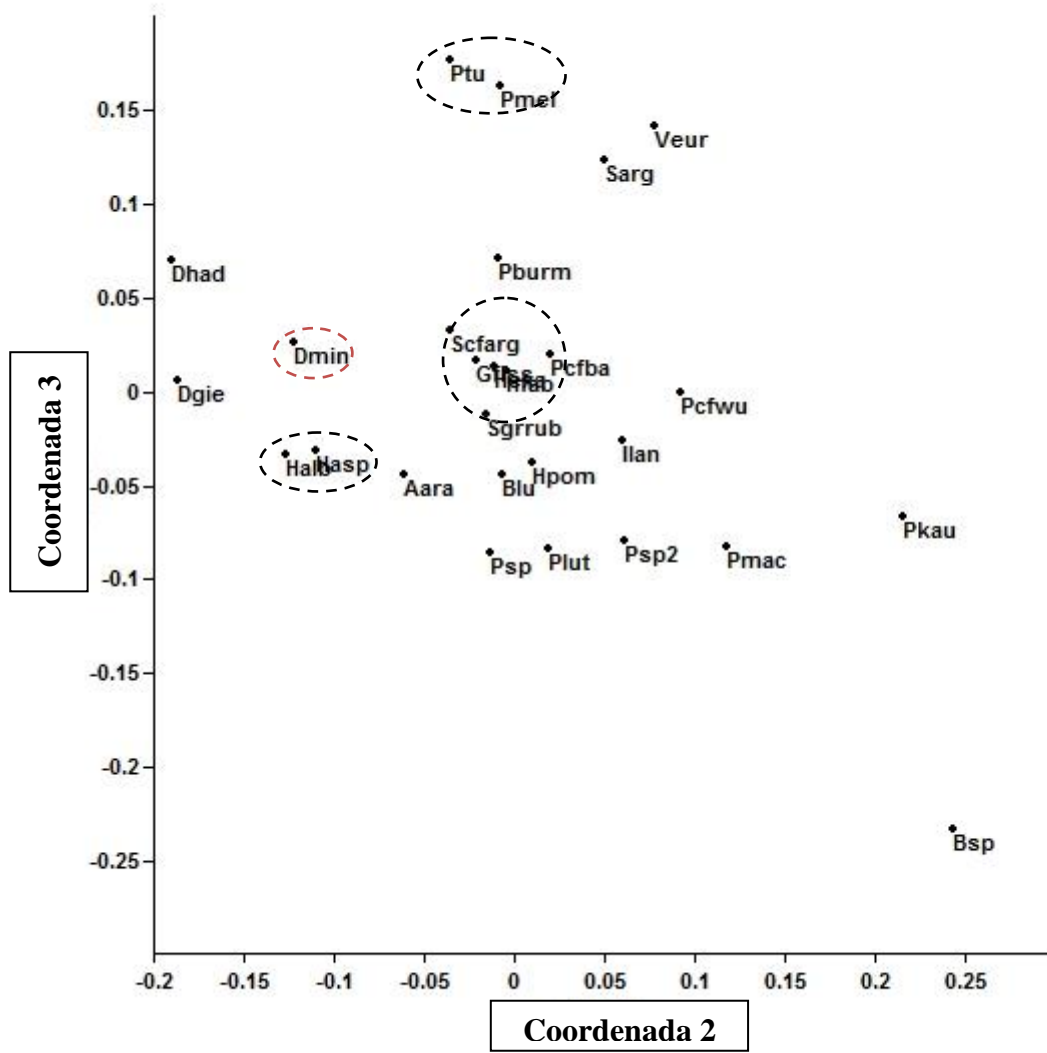
Figure 4. Resultados de ordenação (NMDS – stress 0.113) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembleias de dossel em áreas secundárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Os círculos correspondem às espécies que ocupam os mesmos estratos. Os círculos vermelhos correspondem às espécies invasoras ou oportunistas. Aara = *Aparasphenodon arapapa*; Abrun = *A. brunoi*; Blu = *Bokermannohyla lucianae*; Dmin = *D. minutus*; Gfiss = *Gastrotheca fissipes*; Gmeg = *G. megacephala*; Halb = *Hypsiboas albomarginatus*; Hcre = *H. crepitans*; Hexa = *H. exastis*; Hfab = *H. faber*; Hpom = *H. pombali*; Hsem = *H. semilineatus*; Ilan = *Itapotihyla langsdorffii*; Pcfba = *P. cf. bahiana*; Pcfwu = *Phyllodytes cf. wuchereri*; Pkau = *P. kautskyi*; Pmac = *P. maculosus*; Pmel = *P. melanomystax*; Psp = *Phyllodytes* sp.; Psp2 = *Phyllodytes* sp.2; Ptu = *P. tuberculosus*; Salt = *Scinax alter*; Scfx-sig = *S. cf. x-signatus*; Tmes = *Trachycephalus mesophaeus*

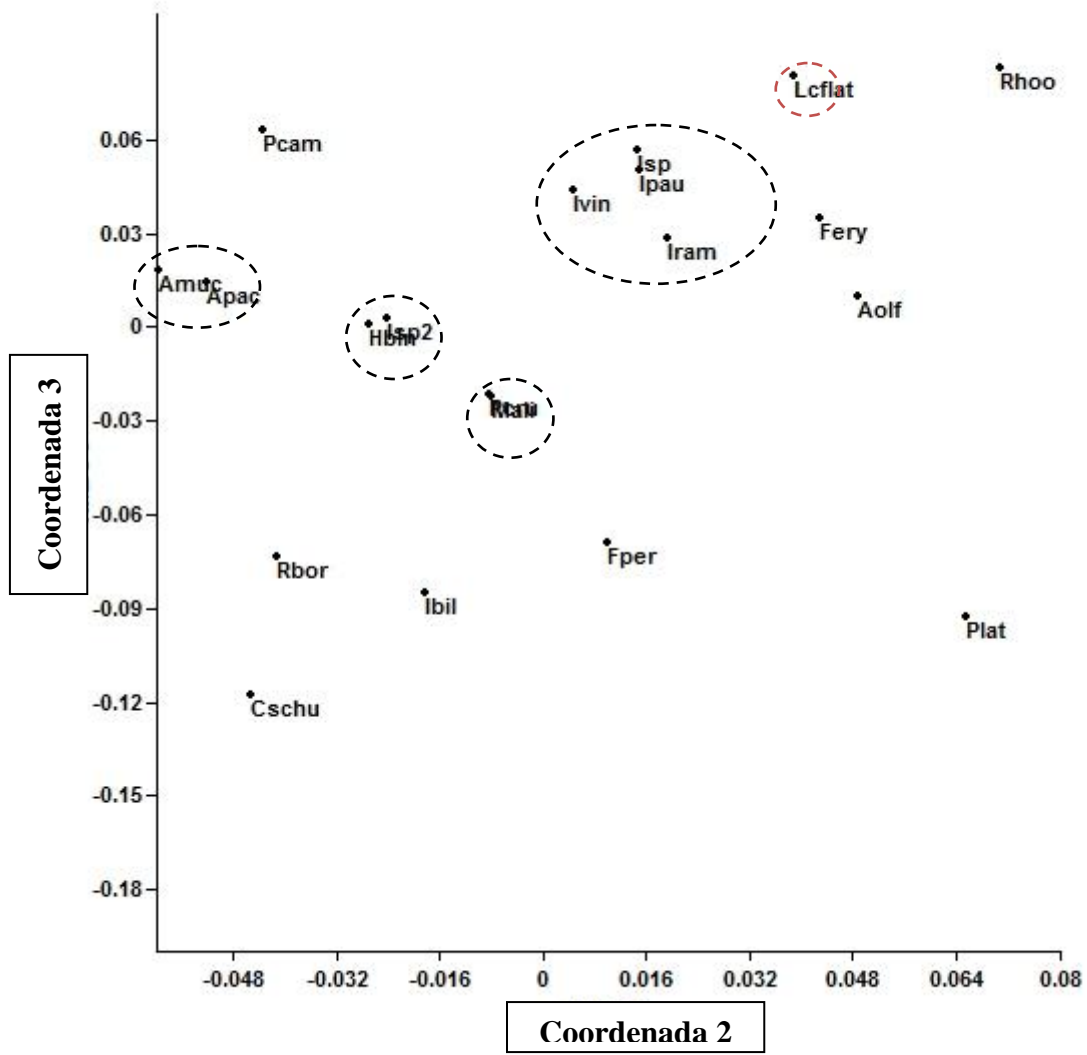
Figure 5. Resultados de ordenação (NMDS – stress 0.029) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembleias de serrapilheira em áreas secundárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Os círculos correspondem às espécies que ocupam os mesmos estratos. Amuc = *Adelophryne* sp.; Cgnoma = *Chiasmocleis gnoma*; Fery = *Frostius erytrophthalmus*; Fper = *F. pernanbucensis*; Hbin = *Haddadus binotatus*; Ipaulo = *I. paulodutraii*; Iram = *I. ramagii*; Isp = *Ischnocnema* sp.; Isp2 = *Ischnocnema* sp.2; Isp3 = *Ischnocnema* sp.3; Ivinh = *I. vinhai*; Pcama = *Physalaemus camacan*; Plat = *Proceratophrys laticeps*; Pren = *P. renalis*; Rhoo = *R. hoogmoedi*.

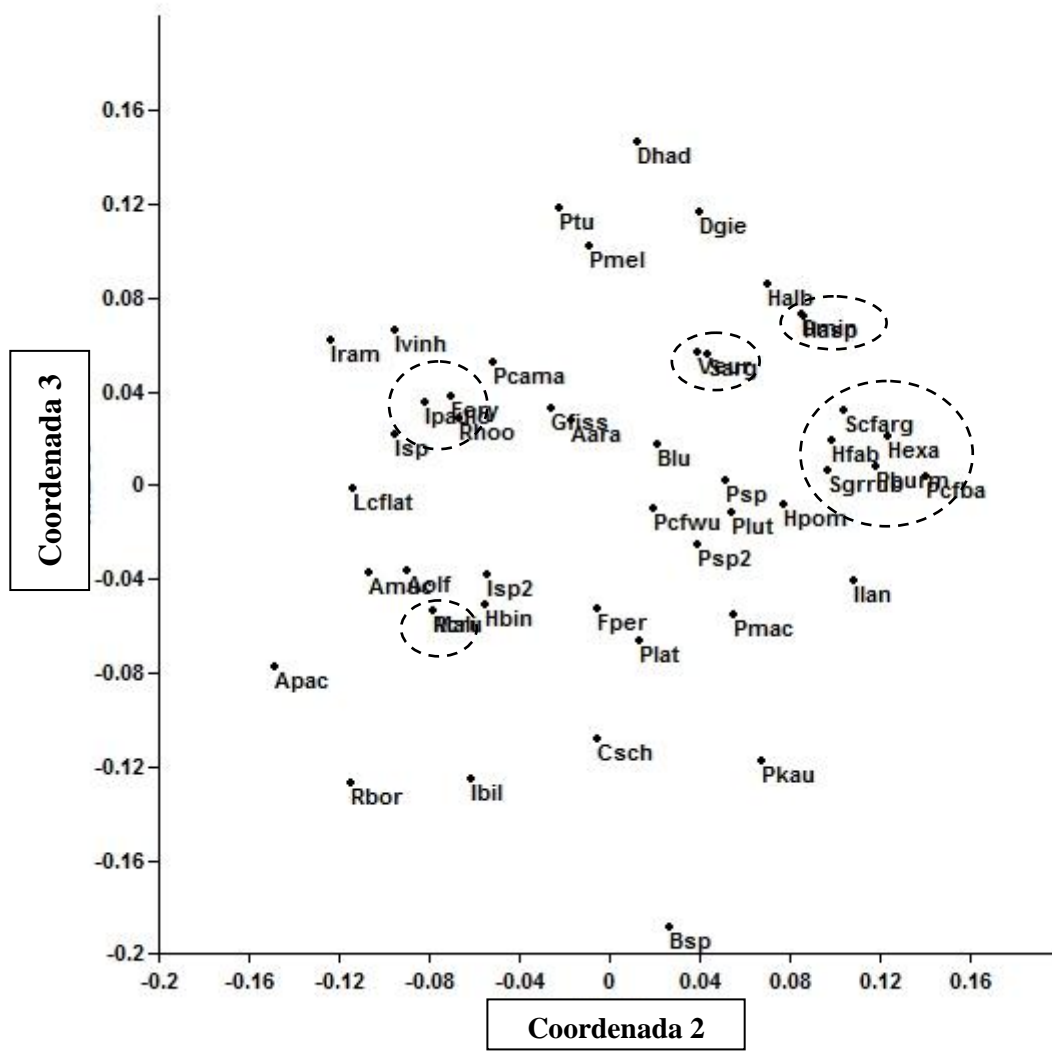
Figure 6. Resultados de ordenação (NMDS – stress 0.158) utilizando a distância de Bray-Curtiz para as assembleias gama em áreas secundárias em relação a 4 estratos e ambientes reprodutivos de cada espécie. Aara = *Aparasphenodon arapapa*; Abrun = *A. brunoi*; Amuc = *Adelophryne* sp.; Blu = *Bokermannohyla lucianae*; Cgnoma =

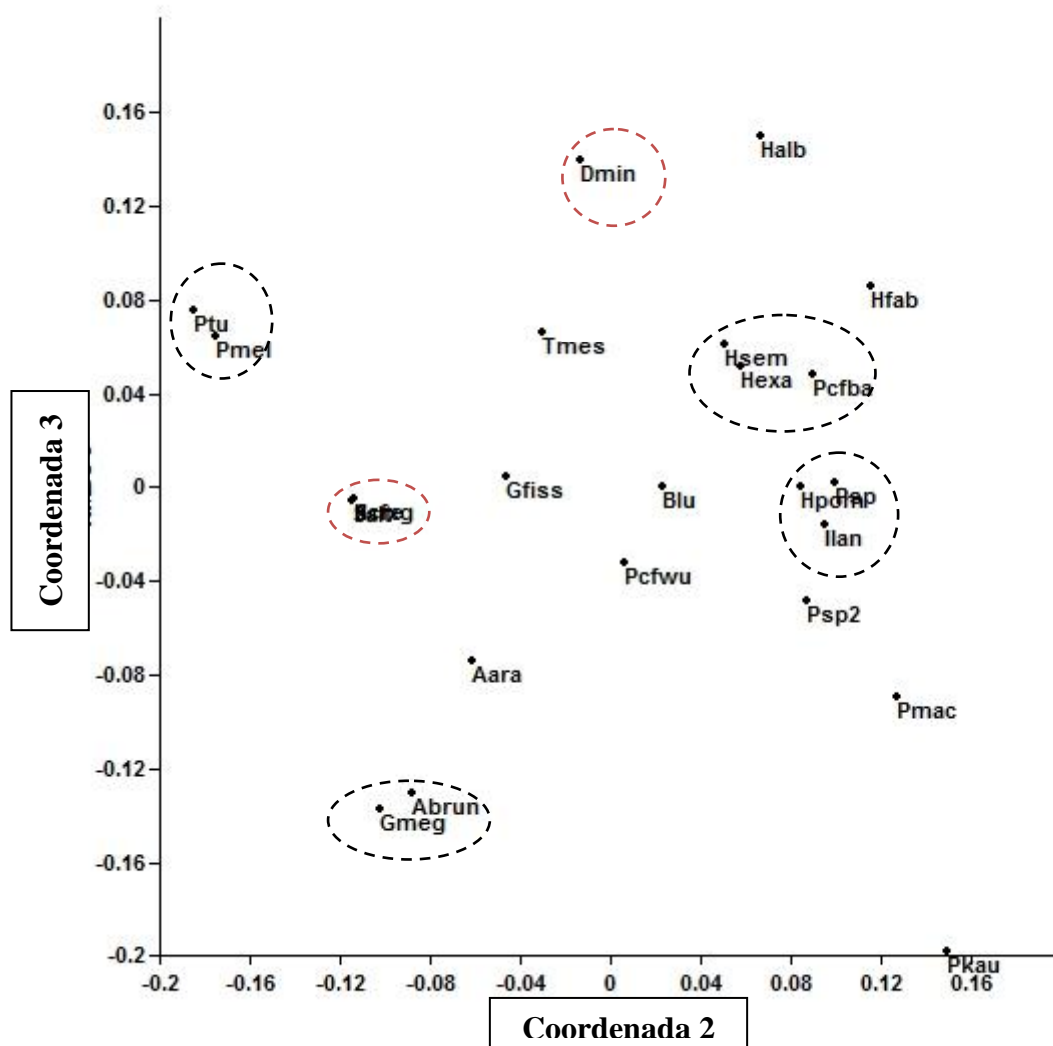
Chiasmocleis gnoma; Dmin = *D. minutus*; Fery = *Frostius erytrophthalmus*; Fper = *F. permanbucensis*; Gfiss = *Gastrotheca fissipes*; Gmeg = *G. megacephala*; Halb = *Hypsiboas albomarginatus*; Hbin = *Haddadus binotatus*; Hcre = *H. crepitans*; Hexa = *H. exastis*; Hfab = *H. faber*; Hpom = *H. pombali*; Hsem = *H. semilineatus*; Ilan = *Itapotihyla langsdorffii*; Ipaulo = *I. paulodutraii*; Iram = *I. ramagii*; Isp = *Ischnocnema* sp.; Isp2 = *Ischnocnema* sp.2; Isp3 = *Ischnocnema* sp.3; Ivinh = *I. vinhai*; Pcfba = *P. cf. bahiana*; Pcama = *Physalaemus camacan*; Pcfwu = *Phyllodytes cf. wuchereri*; Pkau = *P. kautskyi*; Plat = *Proceratophrys laticeps*; Pmac = *P. maculosus*; Pmel = *P. melanomystax*; Psp = *Phyllodytes* sp.; Psp2 = *Phyllodytes* sp.2; Ptu = *P. tuberculosos*; Rhoo = *R. hoogmoedi*; Salt = *Scinax alter*; Scfx-sig = *S. cf. x-signatus*; Tmes = *Trachycephalus mesophaeus*

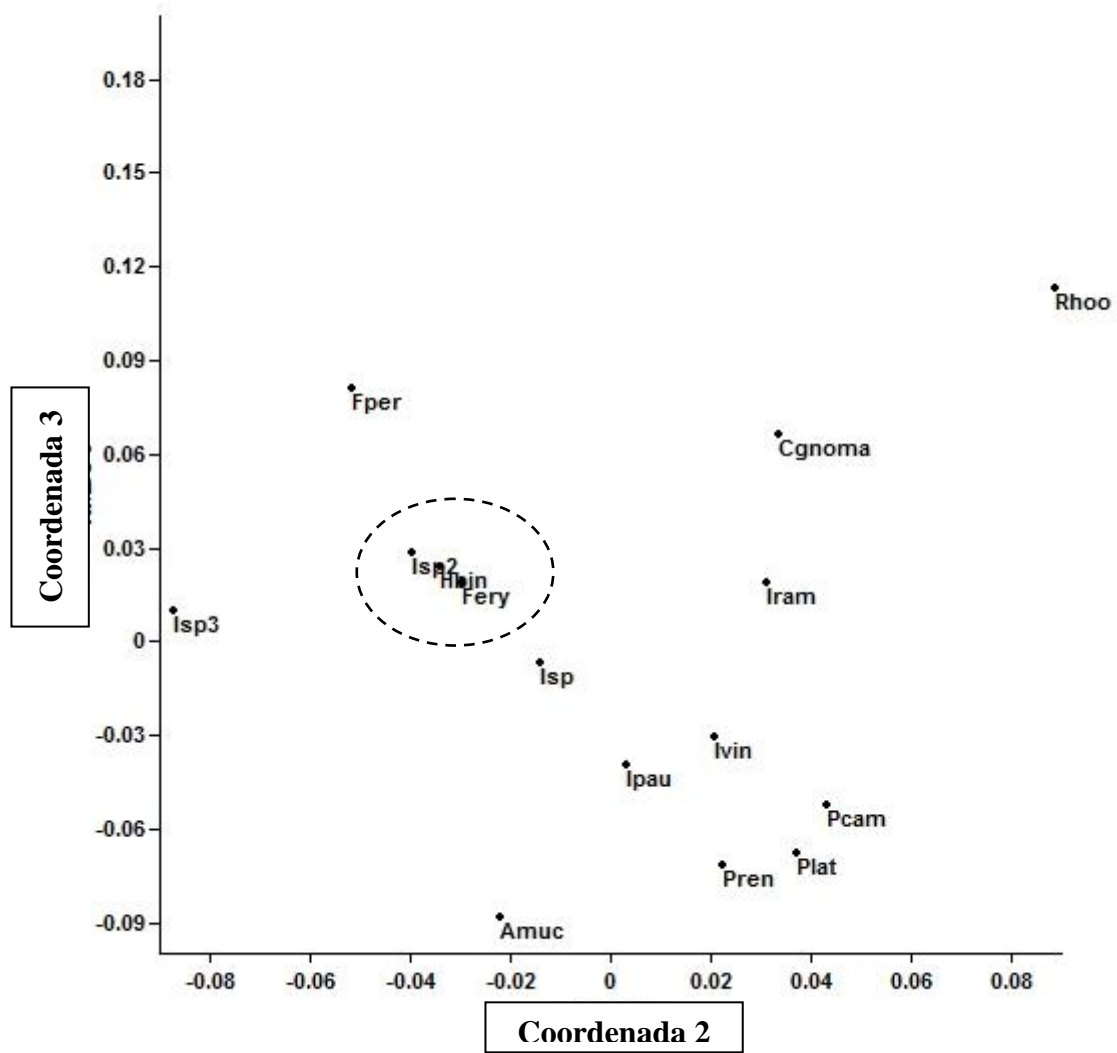
Figura 7. Espécies mais abundantes nas áreas estudadas. a) *Ischnocnema paulodutraii*, b) *Ischnocnema ramagii*, c) *Phyllodytes tuberculosos* e d) *Phyllodytes malanomystax*.

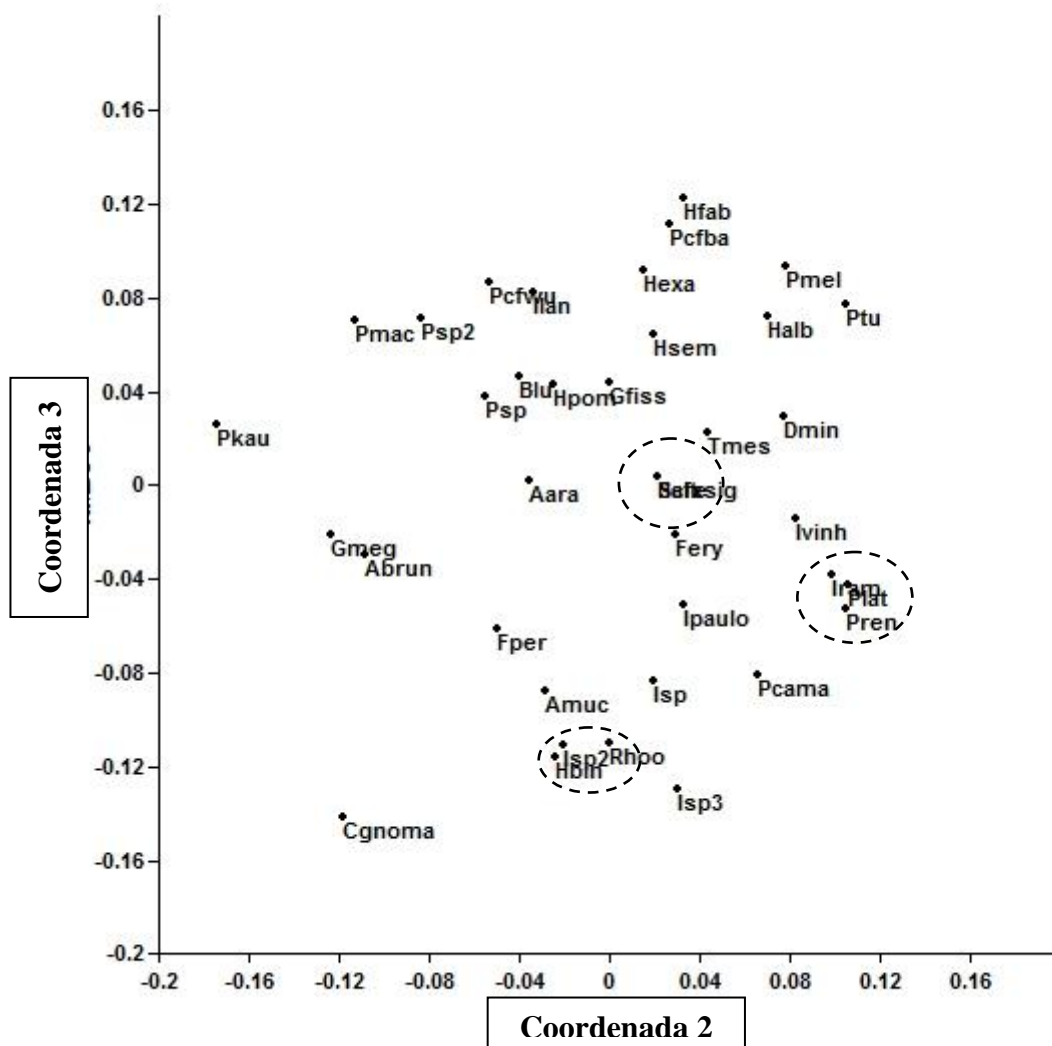














Capítulo IV

**New species of *Adelophryne* Hoogmoed & Lescure 1984 (Amphibia, Anura,
Eleutherodactylidae) from southern Bahia, Brazil.**

(A ser submetido à revista *Zootaxa*)

TITLE/COVER PAGE

Title: New species of *Adelophryne* Hoogmoed and Lescure 1984 (Amphibia, Anura, Eleutherodactylidae) from the southern Bahia, Brazil.

a) **Corresponding author:** Mirco Solé

E-mail: mksole@uesc.br

b) **Family names of authors:**

- Lourenço De Moraes
- Toledo
- Solé

c) **Short running title:** New species of *Adelophryne*

d) **Number of Figures:** 04

e) **Cited references:** 14

f) **High taxon (as in Zootaxa sections):** Chordata / Vertebrata / Amphibia

New species of *Adelophryne* Hoogmoed and Lescure 1984 (Amphibia, Anura, Eleutherodactylidae) from the southern Bahia, Brazil.

RICARDO LOURENÇO DE MORAES¹, LUÍS FELIPE TOLEDO² & MIRCO SOLÉ³

¹ *Postgraduate Program in Ecology and Biodiversity Conservation, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Ilhéus, Bahia, Brazil, CEP 45662-000. E-mail: ricardo_lmoraes@hotmail.com*

² *Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brazil, Caixa Postal 6.109, CEP 13083-970. E-mail: toledof2@yahoo.com*

³ *Department of Biological Sciences, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brazil. E-mail: mksole@uesc.br*

Abstract

We describe here a new species of *Adelophryne* from the state of Bahia, northeastern Brazil. The new species differs from others of the same genus by its size, by having anal flap, and by its pointed fingers. The vocalization consists of a simple note with an average duration of 30 ms (\pm 4 ms). Data on natural history are also presented.

Key Words: *Adelophryne*, Atlantic Rain Forest, Amphibia, advertisement call, Bahia, new species

Resumo

Descrevemos aqui uma nova espécie de *Adelophryne* para o estado da Bahia, nordeste do Brasil. A nova espécie difere das demais congênericas por apresentar flap anal, pelo menor tamanho das fêmeas e por apresentar os dedos da mão com falanges terminais pontiagudas. A vocalização consiste de uma nota simples com duração média de 30ms (± 4 ms). Dados sobre história natural também são apresentados.

Palavra-chave: *Adelophryne*, Mata Atlântica, Amphibia, canto de anuncio, Bahia, descrição de espécie.

Introduction

The genus *Adelophryne* Hoogmoed and Lescure 1984, includes six leaf litter species (Hedges *et al.* 2008): *A. adiastrata* Hoogmoed and Lescure 1984, *A. baturitensis* Hoogmoed, Borges and Cascon 1994, *A. guttuosa* Hoogmoed and Lescure 1984, *A. maranguapensis* Hoogmoed, Borges and Cascon 1994, and *A. pachydactyla* Hoogmoed, Borges and Cascon 1994, *A. patamona* Macculloch *et al.* 2008. The genus has been allocated into the family Eleutherodactylidae by Hedges *et al.* 2008, in the subfamily Physelaphryninae, which includes only another monotypic genus, *Physelaphryne* Heyer 1977. The genus *Adelophryne* is distributed discontinuously in the east, north and northeast of Brazil, Guyana and region of the upper Amazon Basin (Frost 2011). In the present study we describe a new species of *Adelophryne* collected in the northeast of Brazil, southern Bahia. Data on natural history and advertisement call is also presented.

Materials and Methods

Voucher specimens are deposited Brazilian museums, in the Zoological Collection of Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus (MZUESC) and in the Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Universidade Estadual de Campinas, Campinas (ZUEC). Calls are deposited in the Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard, Universidade Estadual de Campinas (FNJV 11897).

Measurements were taken under a stereomicroscope coupled to an imaging system (Zeiss / Axiovision), to image analysis program was used ImageJ® version 1.44 (Rasband 2006). The measurements snout-vent length, head length, head width, eye diameter, upper eyelid width, interorbital distance, internarial distance, eye-nostril distance, nostril to tip of snout distance, tympanum diameter, eye-tympanum diameter and eye to tip of snout distance and terminology of the tympanum, fingers, toes and tubercles follows Hoogmoed *et al.* (1994), the measurements foot length, description of snout shape in lateral view follows Cei (1980) measurements thigh length, tibia length and dorsal, ventral view follows Heyer *et al.* (1999). Skeletal characters were determined from X-rays.

Male vocalizations were recorded with an external directional microphone Yoga (EM 9600) with the Marantz tape digital recorder (PMD 660), and the following acoustic parameters were analyzed: note duration, interval between notes, maximum frequency, minimum frequency, and dominant frequency. We analyzed the calls using the program Raven 1.4 Pro at 48 kHz of frequency sampling and 16 bit of resolution. The microphone was positioned about 50 cm from the calling male. The sonograms were made with FFT and frame length of 512 samples, overlap of 89 % and brightness

of 65 %. Terminology for the bioacoustic analyses follows that of Toledo and Haddad (2005).

Results

Adelophryne sp. nov. “Flap”

Fig. 1A-B

Holotype. Adult male (ZUEC 16169) collected on 25th may 2010 within a forest in advanced stage of regeneration at Reserva Particular do Patrimônio Nacional Nova Angélica in the municipalities of Una, state of Bahia, northeastern Brazil (S 15°15` W 39°04`, 79 m asl) by Ricardo Lourenço de Moraes (Fig. 1A).

Paratypes. Four adult males (MZUESC 9091-92; ZUEC 12139; 16626) collected in type locality, nine adult females (MZUESC 9093-96; ZUEC 12159; 14253; 16625) collected in type locality, an adult female collected in Reserva Particular de Patrimônio Natural Boa União in the municipalities of Ilhéus, (S 15°04` W 39°03`, 95 m asl) (ZUEC 12127) and an adult female collected in Reserva Natural do Patrimônio Natural Capitão in the municipalities of Itacaré, state of Bahia (S 14° 19` W 039°04` 126 m asl) (ZUEC 16950). All individuals were collected by Ricardo Lourenço de Moraes.

Diagnosis. *Adelophryne* sp. nov. “Flap” included in the genus *Adelophryne* presenting the following characteristics: (1) head no wider than body; (2) tympanic membrane differentiated; (3) cranial crests absent; (4) dentigerous processes of vomers small, transverse; (5) terminal discs on digits barely expanded, apically pointed, with circumferential grooves and discs; terminal phalanges pointed, knobbed or barely T-

shaped; (6) Finger I shorter than Finger II; Finger IV with three phalanges; (7) Toes III longer than Toe V; (8) subarticular tubercles not projecting; (9) venter smooth.

Comparison with other species. *Adelophryne* sp. nov. “Flap” is distinguished from all other species of genus (except from *A. maranguapensis*) by having of anal flap (absent in the other species). From *A. maranguapensis* and *A. patamona* it is distinguished by the smaller size (17.4 mm in *A. maranguapensis* and 23 mm in *A. patamona*; 14.9 mm in *A. sp. nov. “Flap”*). It is distinguished by *A. maranguapensis* and *A. gutturossa* by lacking circumferential discs in the tips of fingers, apically pointed in *A. sp. nov. “Flap”*. It is distinguished from *A. pachydactyla* and *A. adiastrala* by having three phalanges in finger IV (two in *A. pachydactyla* and *A. adiastrala*). It also distinguishes from *A. baturitensis* by lacking yellow pores in the tympanum and around the region of the forearm.

Description of the holotype. Adult male SVL 12.0 mm (Fig. 2). Snout rounded in dorsal and lateral views, truncate in dorsal view. Distance between tip snout and eyes slightly larger than the diameter of the eye. Distance between eye and nostril slightly smaller than the distance internarial. Not protruding nostrils forming a vertical opening. Internarial distance half of the interorbital distance. *Canthus rostralis* with a lump on his upper lip, loreal region concave. Choanae small, round, placed laterally. Tongue ovoid, free except its anterior margin. Vocal sac single subgular. Eye with horizontally oval pupil. Upper eyelid slightly convex. Temporal region vertical, tympanum small but with distinct margins. Tympanic annulus complete. Distance between tympanum and eyes slightly smaller than the diameter of the tympanum. Anal flap small, below the dorsal surface of the thigh. Tips of fingers without disks and with pointed tip; thin fingers, depressed and short without webbing. Fingers formula: I = IV < II < III. Phalangeal formula 2-2-3-3.

Fingers and palm appear to be surrounded by a narrow strip of transparent skin. Subarticular tubercles with subdigital pads; metacarpal tubercle ovoid. Toes formula: V < I < II < III < IV; tip toes II, III and IV with discs and pointed tips; toes I and V without discs and pointed tips. Phalangeal formula 2-2-3-4-3. Skin transparent only half of the toes tip. Subarticular tubercles with pads rounded; inner metatarsal tubercle oval; external tubercle smaller and rounded. Measurements of the holotype are presented in table 1.

Color in life. Dorsum with brown tone with slightly red on the back and several dark brown spots and granular. It has a stain resembling an interocular “V”. A blackish band from the snout to upper lip and extends into the inner thigh region gradually decreased. Several white spots across the dorsal region. Clear belly with small white dots scattered throughout the region, the throat, thighs and tibia blackened. Eyes are reddish brown color with black lines vermiculars. Anal flap has the same color back, but slightly lighter. Color in preservative, the same as in life, but more blackish on belly and back.

Variation. The specimens vary greatly in dorsum coloration, reddish brown color may have a dull brown with a slight bluish tone, some individuals may show irregular patches on the back, interocular lines and lines that resemble an "y" that begins just below the upper eyelid until mid-dorsal region; eyes vary from reddish brown to yellowish brown. Females larger than males in SVL (Females 14.4 mm \pm 0.4, males 12.0 \pm 0.4).

Natural History Notes. *Adelophryne* “Flap” sp nov. lives under the dense leaf litter of primary forests, but were also found in disturbed forests, but in lower abundance and well shaded areas. Male advertisement calls were heard beneath dry

leaves under the forest floor, difficult to locate. Females were more easily visible, moving on the top of fallen leaves on the forest floor.

The male calling period began about 16:00 h and remained until approximately midnight. Calling males were observed between February and September, but the greatest number of calling males were registered between June and September. Females had from 2 to 3 eggs in their ovaries, however, the amplexus and oviposition were not observed.

During the researcher approach to adult individuals in the field, we observed the following defensive behaviors: mouth-gaping display (sensu Toledo *et al.* 2011), where the individual opened and closed the mouth repeatedly. The mouth remained opened for about 15 sec. before closing (N = 3). We observed an adult female feeding on ants in the forest litter, using the tongue to capture them, MacCulloch *et al.* (2008) recorded ants in the stomachs of *A. gutturosa*.

Geographic Distribution. *Adelophryne* sp. nov. “Flap” is known to occur in the Municipalities of Itacaré, Ilhéus and Una in forest areas in the southern state of Bahia (Fig. 3).

Advertisement call. The advertisement call of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” was analyzed based on the recordings of six calls of one male. The call is composed by one simple note and has a mean duration of $30 \text{ s} \pm 4 \text{ ms}$ ($n = 6$). The mean maximum frequency is $6.16 \text{ kHz} \pm 0.07 \text{ kHz}$ and the mean minimum frequency is $3.46 \text{ kHz} \pm 0.14 \text{ kHz}$ (Fig. 4). The dominant frequency, corresponding to the fundamental frequency, is $5.29 \text{ kHz} \pm 0.05 \text{ kHz}$ in mean ($n = 6$). Calls are emitted with mean intervals of $9.30 \text{ s} \pm 1.23 \text{ s}$ ($n = 6$), and some calls were emitted sporadically. Parameters are presented table 2.

The advertisement call of *A. sp. nov.* “Flap” is distinguished from all others calls by its highest dominant frequency (5.24-5.37 kHz in *A. sp. nov.* “Flap” ; 3.89-4.97 kHz in *A. gutturosa*; 3.20-3.70 kHz *A. adiastrala* and 3.25-3.26 kHz in *A. patamona*) and call structure (simple in *A. sp. nov.* “Flap” ; pulse in *A. gutturosa* and *A. adiastrala*; harmonic in *A. patamona*) for more details see Heyer (1977) for *A. adiastrala* under the name *Phyzelaphryne miriamae* Heyer 1977 (according to Hoogmoed & Lescure 1984) and MacCulloch *et al.* 2008, for *A. gutturosa* and *A. patamona*.

Discussion

Adelophryne sp. nov. “Flap” inhabit primary forests in southern Bahia state. It is likely that it presents a wider range throughout the coastal Bahia. However, this species seems to rely on well conserved and forested areas to survive. Therefore, it may suffer declines after forest destruction common in its range distribution, mainly due to selective logging and cacao plantations. In mature forest areas there was a greater abundance and with a longer activity. In disturbed areas had a lower abundance occurred or not. The same was observed for *A. pachydactyla* that lives in sympatry with *A. sp. nov.* “Flap” . The southern Bahia is inserted into one of the world’s biodiversity hotspots, because of its high species richness and endemism (Mittermeier *et al.* 2004). Habitat modification, such as deforestation, can lead to the decline of these species, including many still undescribed ones.

Acknowledgments

We thank CAPES for granting a Master's Scholarship to RLM. RLM also thanks Meline Dal Posso Recchia for helping in the map, Dra. Leslie Carvalho for helping in the X-rays and Lucas Rezende, Felipe Siqueira Campos, Anderson Eduardo, Daniel Sala Ribeiro and Pedro Gouvêa for helping during the field activities and Dr. Marinus Hoogmoed for helping in identification of *A. pachydactyla*. Financial support for field works was provided by the FAPESP (08/50325-5) granted to LFT. LFT also thanks for a FAPESP JP scholarship (08/52847-9). For logistic support we thank IESB - Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia and Milton Augustinis de Castro. ICMBio provided the collecting permit 13708-1.

References

- Cei, J. M. (1980). *Amphibians of Argentina*. *Monitore Zoologica Italiano, New Series Monografia*, pp. 609.
- Frost, D. R. 2011. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (31 January, 2011). Electronic Database accessible at: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. American Museum of Natural History, New York, USA (accessed 05 May 2011).
- Hedges, S. B., Duellman, W. E. & Heinicke, M. P. (2008). New world direct-developing frogs (Anura: Terrarana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa*, 1737: 1–182.
- Heyer, W.R. (1977) Taxonomic notes on frogs from the Madeira and Purus rivers, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 31(8), 141–162.

- Heyer, R. W., Rand, A. S., Cruz, C. A. G., Peixoto, O. L. & Nelson, C. E. (1990). "Frogs of Boracéia." *Arquivos de Zoologia São Paulo*, 31, 231-410.
- Hoogmoed, M., Borges, D. M. & Cascon, P. (1994). Three new species of the genus *Adelophryne* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) from northeastern Brazil, with remarks on the other species of the genus. *Zoologische Mededelingen Leiden* 68: 271-300.
- Hoogmoed, M. & Lescure, J. L. (1984). A new genus and two new species of minute leptodactylid frogs from northern South America, with comments upon *Phyzelaphryne* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Zoologische Mededelingen Leiden* 58: 85-115.
- Loebmann, D., Orrico, V. G. D. & Haddad, C. F. B. (2011). First record of *Adelophryne baturitensis* Hoogmoed, Borges & Cascon, 1994 for the state of Pernambuco, Northeastern Brazil (Anura, Eleutherodactylidae, Phyzelaphryninae). *Herpetology Notes*, 4: 75-77.
- Macculloch, R. D., Lathrop, A., Kok, P. J. R., Minter, L. R., Khan, S. Z. & Barrio-Amorós, C. (2008). A new species of *Adelophryne* (Anura: Eleutherodactylidae) from Guyana, with additional data on *A. gutturosa*. *Zootaxa*, 1884: 36-50.
- Mittermeier, R. A., Gil P. R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, J., Mittermeier, C. G., Lamourux, J., & Fonseca, G. A. B. (2004). *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Cemex, Washington, DC.
- Ortega-Andrade, H. M. (2009). Amphibia, Anura, Eleutherodactylidae, *Adelophryne adiantola* Hoogmoed and Lescure, 1984: First countries records and distribution extension from Ecuador and Brazil. *Check List*, 5(1):139-146.

- Toledo, L. F. & Haddad, C. F. B. (2005). Acoustic repertoire and calling behavior of *Scinax fuscomarginatus* (Anura, Hylidae). *Journal of Herpetology*, 39 (45): 455-464.
- Toledo, L. F., Sazima, I. & Haddad, C. F. B. (2011). Behavioral defenses of anurans: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*, 23(1): 1-25.
- Rasband, W. S., 1997-2006. ImageJ: Image Processing and Analysis in Java. US. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, Available from: <http://rsb.info.nih.gov/ij/>. (accessed 01 October 2010).

Table 1. Measurements of the type series of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” Values presented in millimeters as mean \pm standard deviation (range).

Measurement	Holotype	Paratypes	
	Male	Males (n= 4)	Females (n= 8)
Snout-vent length	12	12.0 \pm 0.4 (11.6-12.4)	14.4 \pm 0.4 (13.6-14.9)
Head length	5.4	5.7 \pm 0.4 (5.1-6.1)	6.5 \pm 0.5 (5.7-7.3)
Head width	5.6	5.8 \pm 0.4 (5.5-6.5)	6.5 \pm 0.2 (6.3-6.8)
Eye diameter	1.5	1.5 \pm 0.3 (1.2-1.9)	2.2 \pm 0.2 (1.9-2.4)
Upper eyelid width	1.1	1.3 \pm 0.1 (1.1-1.5)	1.4 \pm 0.2 (1.0-1.7)
Interorbital distance	2.2	2.2 \pm 0.1 (2.1-2.4)	2.4 \pm 0.3 (1.7-2.7)
Internarial distance	1.1	1.4 \pm 0.6 (0.8-2.3)	1.9 \pm 0.4 (0.9-2.1)
Eye-nostril distance	1	1.1 \pm 0.2 (0.8-1.3)	1.4 \pm 0.2 (1.0-1.6)
Nostril to tip of snout distance	0.7	0.8 \pm 0.2 (0.6-1.1)	1.0 \pm 0.1 (0.9-1.2)
Tympanum diameter	0.8	0.8 \pm 0.2 (0.7-1.1)	0.9 \pm 0.2 (0.6-1.0)
Thigh length	7.1	7.6 \pm 0.7 (7.0-8.7)	8.4 \pm 0.3 (7.9-8.9)
Tibia length	6.4	6.8 \pm 0.4 (6.4-7.5)	7.7 \pm 0.3 (7.3-8.1)
Foot length	9.5	9.7 \pm 0.1 (9.0-10.9)	10.8 \pm 0.8 (9.3-11.7)
Eye-tympanum diameter	0.5	0.5 \pm 0.1 (0.4-0.7)	0.7 \pm 0.1 (0.6-0.9)
Eye to tip of snout distance	2.7	1.9 \pm 0.2 (1.7-2.1)	2.4 \pm 0.3 (2.0-2.7)

Table 2. Physical characteristics of the advertisement calls of one males of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” recorded at the municipality of Una, state of Bahia, Brazil. Air temperature 26.5°C. Values presented as mean \pm standard deviation (range).

Parameter	Values
Duration of the Calls (ms) (n = 6)	30 \pm 4 (22 - 34)
Dominant frequency (kHz) (n = 6)	5.291 \pm 0.05 (5.240 - 5.372)
Maximum frequency (kHz) (n = 6)	6.168 \pm 0.07 (6.099 - 6.275)
Minimum frequency (kHz) (n = 6)	3.46 \pm 0.14 (3,236 - 3.677)
Interval between calls (s) (n = 5)	9.297 \pm 1.22 (7.2 - 10.5)

Figure headings

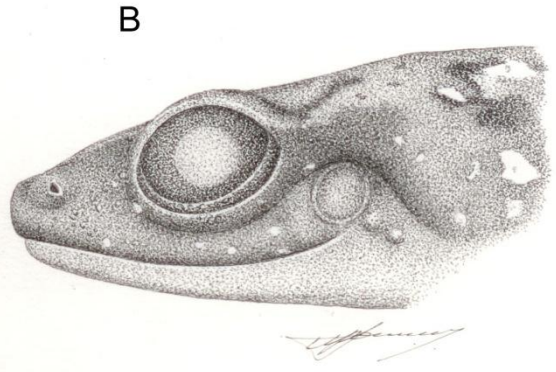
Fig. 1.(A) Adult male holotype of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” (ZUEC 16169) in life; (B) Adult female paratype of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” MZUESC 9093 in life. Note the flap anal.

Fig. 2. Holotype of *Adelophryne* sp. nov. “Flap” , (ZUEC 16169), adult specimen. Dorsal (A) and lateral (B) views of head; ventral views of hand (C) and foot (D).

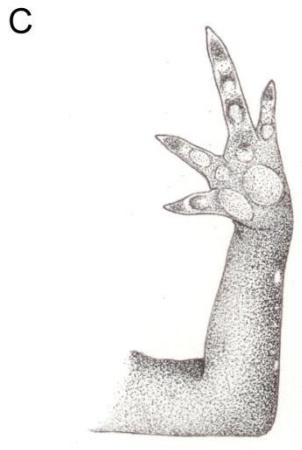
Fig. 3. Geographic distribution of the genus *Adelophryne* (see Hoogmoed & Lescure 1984; Hoogmoed *et al.* 1994; Macculloch *et al.* 2008; Ortega-Andrade 2009 and Loebmann *et al.* 2011) and *A.* sp. nov. “Flap” of the state of Bahia, Brazil.

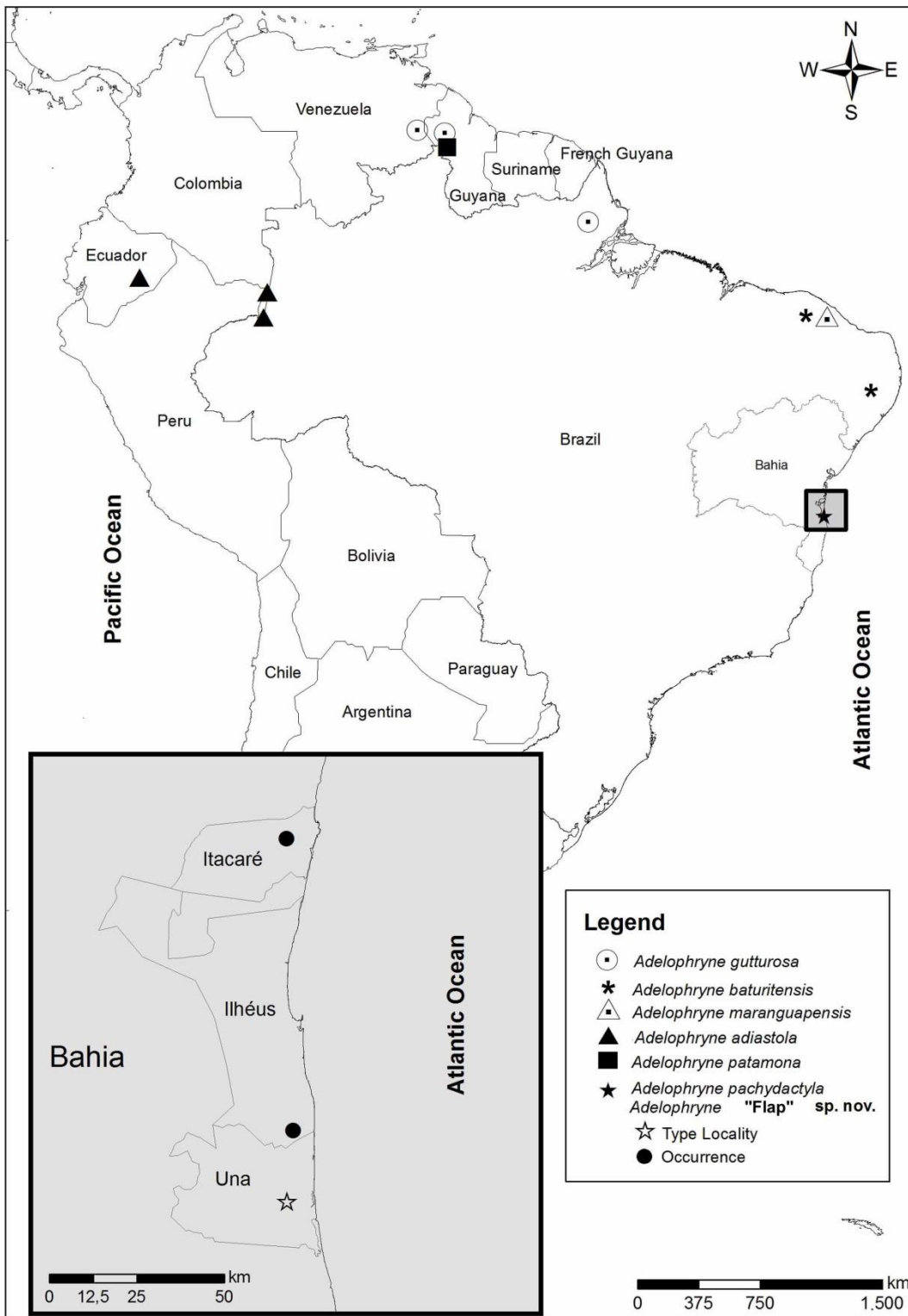
Fig. 4. Waveform (below) and spectrogram (above) of one advertisement call of *Adelophryne* sp. nov. “Flap”

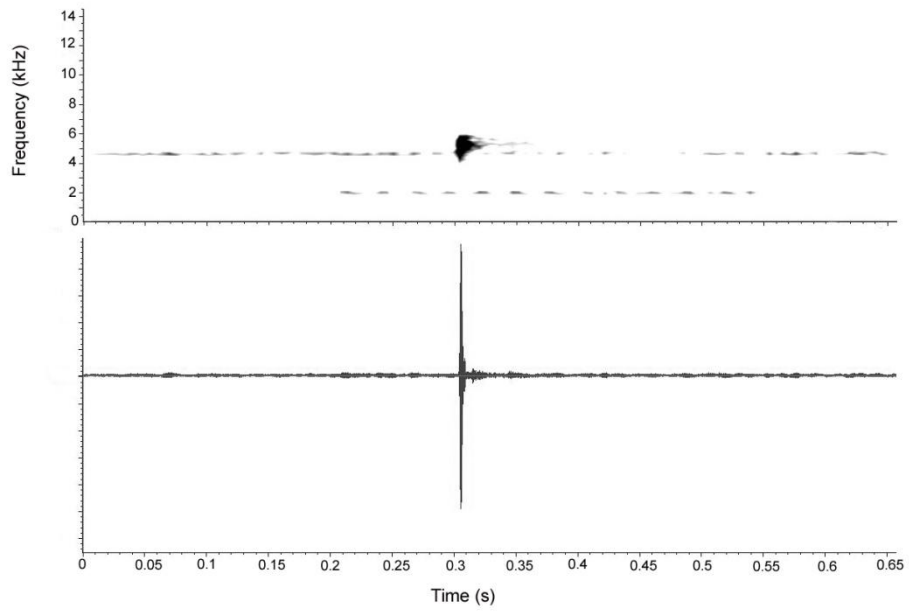




5 mm







Appendix: Specimens Examined

Adelophryne sp. nov. “Flap” (under the name *A. pachydactyla*).

Brazil: **Bahia**: Una CFBH 23672.

Capítulo V

Tadpole, advertisement call and geographic distribution of *Aparasphenodon arapapa* Pimenta, Napoli and Haddad, 2009 (Anura, Hylidae).

(Submetido à revista *Zootaxa* como Correspondence)

TITLE/COVER PAGE

Title: The tadpole, advertisement call and geographic distribution of *Aparasphenodon arapapa* Pimenta, Napoli and Haddad 2009 (Amphibia, Anura, Hylidae)

a) **Corresponding author:** Mirco Solé

E-mail: mksol@uesc.br

b) **Family names of authors:**

- Lourenço de Moraes
- Toledo
- Solé

c) **Short running title:** Advertisement call and tadpole of *Aparasphenodon arapapa*

d) **Number of Figures:** 01

e) **Cited references:** 14

f) **High taxon (as in Zootaxa sections):** Chordata / Vertebrata / Amphibia

Tadpole, advertisement call and geographic distribution of *Aparasphenodon arapapa* Pimenta, Napoli and Haddad 2009 (Anura, Hylidae)

RICARDO LOURENÇO DE MORAES¹, LUÍS FELIPE TOLEDO² & MIRCO SOLÉ³

¹ *Postgraduate Program in Ecology and Biodiversity Conservation, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, Ilhéus, Bahia, Brazil, CEP 45662-000. E-mail: ricardo_lmoraes@hotmail.com*

² *Museum of Zoology “Prof. Adão José Cardoso”, Institute of Biology, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, São Paulo, Brazil, Caixa Postal 6.109, CEP 13083-970. E-mail: toledof2@yahoo.com*

³ *Department of Biological Sciences, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brazil. E-mail: mksole@uesc.br*

The genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro, 1920 is composed by four species distributed from southern Brazil to northern South America. It is placed among the casque-headed hylids, which all display phragmosis, a behavior in which the ossified head is used to obstruct burrows, protecting the animal against predators (Smith *et al.* 2007; Toledo *et al.* 2011) and allowing water economy (Andrade & Abe 1997). The most recently described species in the genus is *A. arapapa*, a tree frog associated to bromeliads in restinga (sandy coastal plain vegetation) areas (Pimenta *et al.* 2009). Only two specimens from the type series are known: the holotype, an adult male from the municipality of Ituberá, and the paratype from the municipality of Cairu, both in the Baixo Sul region of the State of Bahia, Brazil and 25 km distant from each other.

During field expeditions to the municipality of Una, Bahia, we found a tadpole and adult individuals calling. Therefore, we here describe the tadpole and the advertisement call of *A. arapapa*. On 21th March 2010 one tadpole was collected in a bromeliad center. This tadpole is here described following the terminology by Altig and McDiarmid (1999). Measurements were made using a digital caliper to the nearest 0.05 mm. Vocalizations were recorded with a cassette tape recorder SONY WMD6C with an external clamp microphone SONY WMD6C. The microphone was positioned about 50 cm from the calling male. Calls were digitized at 48 kHz of frequency sampling and 16 bit of resolution using the software Raven 1.4 Pro. The following acoustic parameters were analyzed: note duration, interval between notes, maximum frequency, minimum frequency, and dominant frequency. Sonograms were made with FFT and frame length of 512 samples, contrast 65 % and brightness 85 %. The terminology for the bioacoustic analyses follows Toledo and Haddad (2005).

Voucher specimens are deposited in the Zoological Collection of Universidade Estadual de Santa Cruz (MZUESC 9097-98), Zoology Museum “Prof. Adão José Cardoso”, Universidade Estadual de Campinas (ZUEC 16613; 16645-46). Calls are deposited in the Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard, Universidade Estadual de Campinas (FNJV 11896).

Tadpole description: The description is based on one tadpole (ZUEC 16603) at Gosner (1960) stage 39 (Fig. 1C-F). Measurements are in mm. Total length 55.12 mm; body length 19.85 mm. Body triangular in dorsal and ventral view and elliptic in lateral view. Snout elliptical in lateral and dorsal view, truncate in dorsal view; internarial distance 2.43 mm. Eyes dorsolateral; eye diameter 1.80 mm, interorbital distance 11.50 mm. Spiracle single 0.16 mm length, sinistral, located at the beginning of posterior third

and below the midline of the body, opening toward the back. Single midventral vent tube length 0.18 mm. Tail length 35.27 mm; musculature of the tail uniform with 3.27 mm in height in the anterior portion of the tail; maximum height of tail 4.10 mm, tail tip without terminal flagellum.

Oral disc dorsal length 3.79 mm, disc 19 % of maximum body width. Single row of papillae on the edges of the dorsal and ventral oral disc. Papillae simple, conical, with an incomplete dorsal gap 1.45 mm. LTRF is 2(2)/3(1-3). Jaw sheaths with fine serrations, 1.67 mm length and 0.90 mm width. Upper jaw relatively wide in the center and arcuate ends; lower jaw U-shaped open; upper and lower jaws black and keratinized. Tooth row A-1 complete with 2.42 mm length; A-2 consists of two small rows located in the posterolateral portions of the upper beaks; A-2 gap 1.0 mm. Tooth row P-1 incomplete composed of two separated rows of denticles; P-1 gap 1.56 mm. Tooth row P-2 incomplete composed of three short separated rows; P-2 gap 1.12 mm. Tooth row P-3 incomplete composed of two rows of denticles; P-3 gap 0.56 mm.

Color in life: Body light brown, darker in the dorsal region and lightening towards the base of tail. Ventral surface light brown with visible organs. Regions of the forearm light brown. Tail light brown with small dark spots at the base, dorsal and ventral fin transparent with a blackish line at the margin. Thigh brown, tibia and foot clearer.

Color in preservative: Body bluish; dorsal and ventral regions lighter than coloration in life. Tail muscle and the forearm region beige.

The tadpole of *A. arapapa* differs from *A. brunoi* (only species of the genus that has the tadpole described, Wogel *et al.* 2006) by the LTRF 2(2)/6(1) in *A. brunoi* and 2(2)/3(1-3) in *A. arapapa*; flagellum at the tail end absent in *A. arapapa* (present in *A.*

brunoi); eyes arranged laterally in *A. brunoi*, dorsally in *A. arapapa*; upper lip papillae uniserial or biserial in *A. brunoi*, uniserial in *A. arapapa*; lower lip triserials in *A. brunoi*, uniserial in *A. arapapa*; oral disc dorsal in *A. arapapa*, anteroventral in *A. brunoi*.

We encountered three newly metamorphosed juveniles. The coloration of juveniles was brown or bluish with red eyes. Males (Fig. 1B) call in the bromeliads center on the forest floor. They remain with the body submerged in the accumulated water of the bromeliad jar with their head out. When disturbed, males submerge completely. Males were observed calling from February to September, but the greater numbers of calling individuals were observed in March and September. The calling activity begins at sundown and continues until approximately midnight. We observed five individuals displaying the defensive behavior of contracting (*sensu* Toledo *et al.* 2010) and remaining in this posture for about five minutes. In two cases the individuals initially displayed thanatosis, with the hind limbs stretched for about two minutes. After that, both individuals assumed the posture of contracting.

Tadpoles inhabit the interior of the armpits of bromeliads. We observed a single individual in stage 39 inside a bromeliad. In the same bromeliad we found one adult female. Therefore, based on the tadpole morphology (with mouth orientation similar to other oophagus species, LTRF 2/3, tadpole Group I, see Lehtinen *et al.* 2004), and on the presence of an adult female near the tadpole in the same bromeliad (similar to other observations of parental care related to oophagy, e.g. Jungfer 1996; Jungfer & Weygoldt 1999) we suggest that this species may present parental care including unfertilized egg laying for tadpole feeding.

The advertisement call of *A. arapapa* (Fig. 1A) was analyzed based on the recordings of nine calls of two males. It is composed by one multipulsed note and has a mean duration of 0.15 ± 0.02 s (0.13–0.18 s). The mean maximum frequency is 2.12 ± 0.02 kHz (1.87–2.58 kHz), the mean minimum frequency is 1.48 ± 0.03 kHz (1.46–1.50 kHz). The dominant frequency, corresponding to the fundamental frequency, is 1.48 ± 0.02 kHz (1.46–1.50 kHz). Calls are emitted with mean intervals of 0.88 ± 0.14 s (0.67–1.14 s). The calls of other congeneric species remain unknown.

Geographic distribution: We found two populations of *A. arapapa* in areas of ombrophilous Atlantic forest, in the municipalities of Ilhéus (S 15°04'29.6" W 39°03'09.0", 95 m asl), and Una (S 15°15'04.5" W 39°04'32.9", 79 m asl), southeastern Bahia. Therefore, our findings extend the known distribution of *A. arapapa* 172 km south from the type locality in the municipality of Ituberá (Fig. 1G).

We thank CAPES for granting a Master's Scholarship to RLO. Financial support for field works was provided by FAPESP (08/50325-5) granted to LFT. LFT also thanks for a FAPESP JP scholarship (08/52847-9). MS thanks for a CNPq scholarship (483412/2010-4). For logistic support we thank IESB-Instituto de Estudos Sócio Ambientais do Sul da Bahia and Milton Augustinis de Castro. For help with the map we thank Meline Dal Posso Recchia and Anderson Eduardo and Pedro Gouvêa for help during the field activities. ICMBio provided the collecting permit 13708-1.

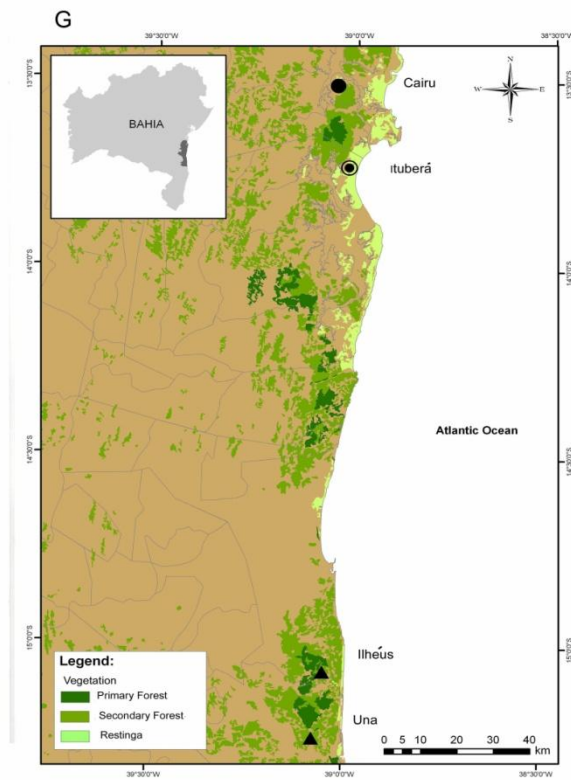
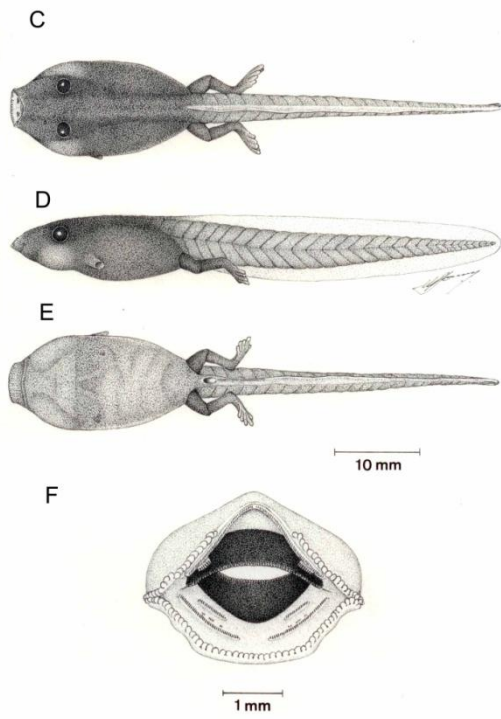
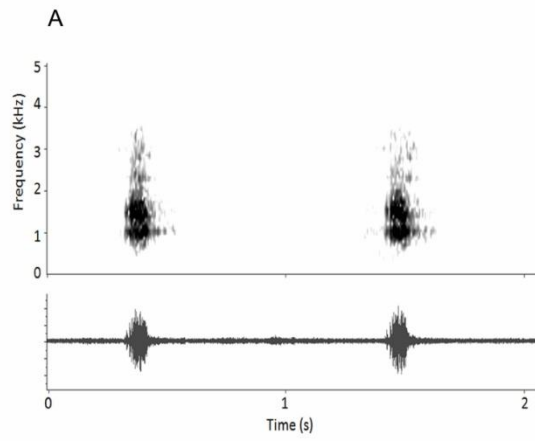
References

- Altig, R. & McDiarmid, R.W. (1999) Body plan. Development and morphology. *In*:
McDiarmid, R.W. & Altig, R. (Eds.), *Tadpoles. The Biology of Anuran Larvae*. The
University of Chicago Press. Chicago, pp. 24-51.
- Andrade, D.V. & Abe, A.S. (1997). Evaporative water loss and oxygen uptake in two
casque-headed tree frogs, *Aparasphenodon brunoi* and *Corythomantis greeningi*
(Anura, Hylidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A; Physiology*,
118(3), 685-689.
- Frost, D.R. (2010) *Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.3*
American Museum of Natural History, New York, USA, Available from
<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/> (accessed 20 January 2011).
- Gosner, K.L. (1960). A simplified table for staging anuran embryo and larvae with
notes on identification. *Herpetologica*, 16: 183-190.
- Jungfer, K.H. & Schiesari, L.C. (1995) Description of a central Amazonian and
Guianan tree frog, genus *Osteocephalus* (Anura, Hylidae), with oophagous
tadpoles. *Alytes*, 13, 1–13.
- Jungfer, K.H. (1996). Reproduction and parental care of the coronated treefrog,
Anotheca spinosa (Steindachner, 1864) (Anura: Hylidae). *Herpetologica*, 52(1): 25-
32.
- Jungfer, K.H. & Weygoldt, P. (1999). Biparental care in the tadpole-feeding Amazonian
treefrog *Osteocephalus oophagus*. *Amphibia-Reptilia*, 20: 235-249.
- Lehtinen, R.M.; Lannoo, M.J. & Wassersug, R.J. (2004). Phytotelm-breeding anurans:
Past, present and future research. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology*,
University of Michigan, 193, 1- 9.

- Pimenta, B.V.S., Napoli, M.F. & Haddad, C.F.B. (2009). A new species of casque-headed tree frog, genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro (Amphibia: Anura: Hylidae), from the Atlantic Rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa*, 2123: 46-54.
- Smith, S.A., Arif, S., Oca, A.N.M. & Wiens, J.J. (2007) A phylogenetic hot spot for evolutionary novelty in Middle American treefrogs. *Evolution*, 61, 2075–2085.
- Toledo, L. F. & Haddad, C. F. B. (2005). Acoustic repertoire and calling behavior of *Scinax fuscomarginatus* (Anura, Hylidae). *Journal of Herpetology*, 39(45): 455-464.
- Toledo, L. F.; Sazima, I. & Haddad, C. F. B. (2010). Is it all death feigning? Case in anurans. *Journal of Natural History*. 44(31-32): 1979-1988.
- Toledo, L. F.; Sazima, I. & Haddad, C. F. B. (2011) Behavioural defences of anurans: an overview. *Ethology, Ecology and Evolution*, 23(1)1-25.
- Wogel, H., Weber, L.N. & Abruñhosa, P.A. (2006). The tadpole of the casque-headed frog, *Aparaspaenodon brunoi* Miranda-Ribeiro (Anura: Hylidae). *South American Journal of Herpetology*, 1(1):54-60.

Figure headings

Fig. 1. (A) Waveform (below) and spectrogram (above) of the advertisement call of *Aparasphenodon arapapa* recorded in the municipality of Una, state of Bahia, Brazil. Air temperature 26.7 °C; (B) *Aparasphenodon arapapa* adult male recorded (ZUEC 16613); (C) Tadpole of *Aparasphenodon arapapa* (ZUEC 16603) in dorsal, (D) lateral, (E) and ventral views, and (F) mouth parts; (G) Distribution of *Aparasphenodon arapapa* in the land-cover vegetation map featuring the coastline of the state of Bahia, northeastern Brazil. Open circle corresponds to the type locality (Ituberá); closed circle corresponds to an already known locality (Cairu); and triangles correspond to the new records from municipalities of Ilhéus and Una, all in the state of Bahia, Brazil.



CONCLUSÃO GERAL

Devido às condições fisiológicas dos anfíbios os tornarem dependentes de umidade (Blaustein et al. 1994), alterações no ambiente provocam sérios riscos as espécies que ocorrem nas florestas. Isto torna os anfíbios um dos grupos de vertebrados mais ameaçados de extinção e diversas são as causas, mas uma das principais, são referentes às atividades antropicas (Vredenburg & Wake 2007; Toledo 2009).

As florestas da Mata Atlântica sofreram forte pressão antropica, deixando uma pequena porção original (cerca de 16 %) fragmentada com uma distância média entre os fragmentos de 1,5 km (Ribeiro et al. 2009). Estas fragmentações limitam o potencial de distribuição das espécies sobreviventes, causando diversos problemas principalmente entre as trocas de materiais genéticos, levando a extinções locais (Becker et al. 2007; Dixo et al. 2009).

As florestas do sul da Bahia sofreram alterações em função dos desmatamentos (Argôlo 2004). Devido a estas alterações, a anurofauna da região sofre com o isolamento, e muitas espécies sensíveis a ambientes abertos devido às alterações microclimáticas, tiveram suas áreas de distribuição reduzidas e isoladas em pequenos fragmentos (Capítulos I e II). A consequente alteração da heterogeneidade ambiental, alterou e afetou a dinâmica e estrutura da composição das assembléias, sendo observado em áreas secundárias a diminuição da diversidade, aumento de abundância de espécies menos sensíveis, alteração da previsibilidade espacial, além da inclusão de espécies de áreas abertas (Capítulos I, II e III). Muitas destas espécies florestais são endêmicas da Mata Atlântica e muitas endêmicas das florestas do sul da Bahia (Capítulos IV e V). O mais alarmante é a falta de recursos e fiscalizações nas reservas existentes nos locais, e

que tornam estas áreas vulneráveis as ações antrópicas que alteram os ambientes restantes onde se refugiam espécies sensíveis e endêmicas desta região.

Literatura Citada

Argôlo, A.J.S. 2004. *As serpentes dos Cacauais do Sudeste da Bahia*. Editora da UESC, Ilhéus. 260 pp.

Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F. & Prado, P.I. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science* 318: 1775-1777.

Blaustein, A.R., D.B.Wake, and W.P. Souza. 1994. Amphibians Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology* 8(1): 60-71.

Dixo, M., J. P. Metzger., J. S. Morgante., and K. R. Zamudio. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142:1560-1569.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. “The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.” *Biological Conservation* 142:1141-1153. <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V5X-4VX9WJC-3/2/f07c5806a9e1664c3e8e6d93ac5659cf>.

Toledo, L. F. 2009. Anfíbios como bioindicadores. *In: Bioindicadores da qualidade ambiental* (S. Neumann-Leitão & S. El-Dier, org.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, pp.196-208.

Vredenburg, V.T. & Wake, D. B. 2007. Global Decline of Amphibians. *Encyclopedia of Biodiversity*.