

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

IGOR DE PAIVA AFFONSO

Anfibios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

Maringá
2012

IGOR DE PAIVA AFFONSO

Anfibios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá
2012

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A257a Affonso, Igor de Paiva, 1982-
Anfíbios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná / Igor de Paiva
Affonso. -- Maringá, 2012.
35 f. : il. (algumas color.).
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.
Orientador: Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos.
Coorientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.
1. Anfíbios anuros (Amphibia) "sapos" - Comunidades, Ecologia de - Paraná, Rio,
Bacia. 2. Anfíbios anuros (Amphibia) "sapos" - Distribuição - Paraná, Rio, Bacia. I.
Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -597.8178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

IGOR DE PAIVA AFFONSO

Anfibios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Rogério Pereira Bastos (Presidente)
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Prof. Dr. Carlos Eduardo Conte
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Aprovada em: 29 de fevereiro de 2012.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico esse estudo aos meus
grandes amigos Emanuel G.
Cafofo-Silva e Eduardo R. da
Cunha.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Maringá e ao Programa de pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos Continentais, pela oportunidade de estudar e aprimorar meus conhecimentos.

À Capes e ao CNPq tanto pela bolsa concedida por financiamentos de projetos.

Ao meu orientador Dr. Rogério Pereira Bastos pela oportunidade, por ter aceitado o desafio de me orientar sem sequer me conhecer, e pela confiança que depositou em mim.

A todos os professores deste Programa, que muito me ensinaram, e especialmente ao Prof. Erivelto, que foi e é um grande incentivador e um grande amigo.

Aos meus amigos que ajudaram a desenvolver os estudos e estiveram presentes ao meu lado desde a elaboração do projeto até a redação final: Eduardo R. da Cunha, Diego C. Alves, Fábio T. Mise, Juliana S. Philippsen e Emanuel G. Cafofo-Silva. Sem essas pessoas esse trabalho não seria possível.

Especialmente grato à Juliana S. Philippsen, ao Nadson R. Simões, ao Eduardo R. da Cunha, à Sybelle Ballay, à Stephani Demczuk, à Luciana P. M. Brandão, ao Emanuel G. Cafofo-Silva e ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, pelo auxílio e dicas na parte estatística desse trabalho e/ou revisões/sugestões do texto. Além da contribuição técnica, essas pessoas representam grandes amigos!

Agradeço imensamente à Luciana Signorelli, Priscilla Gambale Eduardo R. da Cunha e Cláudio Zawadski pelo auxílio durante as coletas.

Sou muito grato à toda equipe do Nupélia e aos meus colegas do PEA, principalmente aos que me auxiliaram durante as coletas do PELD: Gazo, Tato, João Dirço, Wladimir Domingues, Tuti, Chiquinho, Waldecir, Tião, Nego, Luquinhas e as demais pessoas que participaram do PELD e tornaram as coletas bastante agradáveis.

Aos meus amigos da biblioteca João Fábio, Maria Salete e Vanessa Larrosa, pela companhia diária, pela atenção e carinho que nunca falharam, e como se não fosse bastante, por suprirem todas as minhas necessidades bibliográficas.

Ao Jaime, pelos mapas; ao Paulo, pelo apoio técnico áudio-visual; à Angélica e a Dinês pelo café nosso de cada dia; e a todos esses pelas conversas de corredor sempre muito agradáveis.

Pelas fotos cedidas, sou grato ao Paulinho Landgref, Stephani Demczuk, Priscilla Gambale e Fabrício Oda.

À Aldenir e a Jô, e seus estagiários, por sempre me atenderem tão bem junto à secretaria desse Programa.

Ao meu irmão Thales pela amizade em todas as horas.

Aos parentes, que compreenderam a minha ausência em inúmeras ocasiões e sempre me apóiam em minhas decisões.

Especialmente grato aos meus amigos da turma dos “Tios Gordões”, Evandro Molina, Rodrigo Costa, Cabelo, Milton, Má, Xuxa, Gi, Pri, Rodolfo, German e Gui.

Ao meu amigo Mella por estar presente nas horas mais difíceis e nas mais divertidas.

Aos meus sogros Ivo e Rosa, por serem pessoas magníficas que se fazem presentes de uma maneira muito prazerosa e suave na minha vida.

Sou muito grato aos meus pais Cida e Tão por sempre me apoiarem em todas as minhas decisões com amor incondicional.

À minha mulher Letícia e ao meu filho Theo, por terem se tornado tudo de mais importante pra mim e, com muito prazer, são a razão de todo meu esforço.

Anfíbios anuros de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

Esse estudo foi conduzido em lagoas adjacentes a três grandes rios da planície de inundação do alto rio Paraná com objetivo de verificar a influência da conectividade na variabilidade espacial das assembléias de anuros. Foram amostradas três lagoas permanentemente conectadas e três sazonalmente conectadas aos rios Ivinhema, Baía e Paraná, onde foram realizados transectos de 1h de usando um caíque para identificar e contar anfíbios em atividade de vocalização. Utilizou-se um método multivariado de diversidade beta para testar a variabilidade espacial das assembléias de anfíbios. Encontrou-se 24 espécies distribuídas por 5 famílias: Bufonidae (1); Hylidae (13); Leuiperidae (3); Leptodactylidae (6) e Microhylidae (1). Foi observada diferença na riqueza e abundância de espécies tanto entre lagoas com e sem conexão com rios quanto entre os sistemas fluviais. A diferença entre a variabilidade espacial das assembléias de anuros foi significativa, de modo que lagoas conectadas permanentemente com os rios apresentam maior variabilidade em relação a lagoas sazonalmente conectadas. Desta forma, este estudo sugere que a conectividade das lagoas com os rios parece ser uma característica que influencia a ocorrência de anfíbios anuros.

Palavras-chave: Sapos. Variabilidade. Conectividade. Áreas alagáveis. Região tropical.

Anurans from ponds of the upper Paraná River floodplain

ABSTRACT

This study was conducted in adjacent ponds from three major rivers in the upper Paraná River floodplain in order to verify the influence of connectivity on the spatial variability of anuran assemblages. We sampled three permanently connected ponds and three seasonally connected ponds to rivers Ivinhema, Bahia and Paraná, where transects were done through 1 hour transects to identify and count amphibians in calling activity. We used a multivariate method of beta diversity to test the spatial variability of the assemblages of amphibians. Were found 24 species distributed in five families: Bufonidae (1); Hylidae (13); Leuiperidae (3); Leptodactylidae (6) and Microhylidae (1). There was a difference in species richness and abundance both between lakes with and without connection with rivers and among the river systems. The difference between the spatial variability of assemblages was significant, so that lakes permanently connected with the rivers have greater variability in relation to seasonally connected lagoons. Thus, this study suggests that the connectivity of the lakes with the rivers appears to be a characteristic that influences the occurrence of amphibians.

Keywords: Frogs. Variability. Connectivity. Wetlands. Tropical region.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
3 RESULTADOS	16
4 DISCUSSÃO.....	27
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	30
REFERÊNCIAS.....	31

1 INTRODUÇÃO

Comunidades de anfíbios anuros são fortemente influenciadas por fatores ambientais tais como disponibilidade de recursos hídricos e temperatura, os quais afetam diretamente a atividade reprodutiva destes organismos (Rossa-Feres e Jim, 1994; Kopp e Eterovick, 2006; Santos *et al.*, 2007; Giaretta *et al.*, 2008; Kopp *et al.*, 2010) e desempenham importante papel na estruturação e regulação das comunidades (Toft, 1985).

Anfíbios estão entre os organismos vertebrados de maior importância para áreas alagáveis (Dodd e Cade, 1998), onde podem atingir grandes tamanhos populacionais nas fases larval e adulta, e desenvolvem importante papel na dinâmica de energia das comunidades, tanto enquanto presas quanto como predadores (Seale 1980; Taylor *et al.*, 1988; Holomuzki *et al.*, 1994; Blaustein *et al.*, 1996). Apesar de os anfíbios serem sensíveis a mudanças hidrológicas, os impactos das regulações de rios sobre esses organismos não têm recebido atenção (Wassens e Maher, 2011).

Planícies de inundação constituem ambientes onde a heterogeneidade e a produtividade promovem a alta diversidade de espécies (Bayley, 1995) e estão entre as áreas prioritárias de conservação no mundo (Ward *et al.*, 1999; Hughes e Rood, 2001; Tockner e Stanford, 2002). A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (PIARP), apesar de desempenhar um importante papel social, econômico, e ambiental, tem tido sua integridade ecológica ameaçada por conta da operação de reservatórios (Agostinho *et al.*, 2004, Souza-Filho, 2009).

A principal força natural responsável pela existência e pelas interações ecológicas da maioria da biota de um sistema rio-planície de inundação, é o pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989). Planícies de inundação apresentam uma diversidade de ambientes com diferentes níveis de conectividade, sendo tais inundações responsáveis por distúrbios temporais desses ambientes (Tockner *et al.*, 2006). Durante o período

de seca parte desses corpos d'água permanecem desconectados dos rios, enquanto que em períodos de chuva, parte desses corpos d'água pode se conectar ao rio (*e.g.* Thomaz *et al.*, 2007).

Em sistemas rio-planície de inundação, as oscilações no fluxo hidrológico influenciam a ocorrência e o tamanho das populações de organismos aquáticos (Ward *et al.*, 1999). Nos períodos de cheia, o aumento da conectividade faz aumentar a similaridade biótica entre os corpos d'água, pois essa conectividade promove a homogeneização físico-química dos habitats e permite a movimentação livre de organismos. Durante os períodos de seca, águas baixas tendem a desconectar corpos d'água da calha principal do rio, favorecendo a dissimilaridade entre os ambientes. Períodos de seca favorecem a variação física, química e biótica, que são ditadas por forças locais, tais como *fetch* e quantidade de organismos aprisionados nas lagoas (Thomaz *et al.*, 2007).

As conexões hidrológicas entre os rios e as planícies de inundação, assim como as chuvas, influenciam a disponibilidade de habitats usados por anfíbios, uma vez que aumentam a quantidade de corpos d'água em áreas circundantes às calhas principais de grandes rios (Bateman *et al.*, 2008). Tais ambientes fornecem habitats aquáticos adequados para a ovoposição e desenvolvimento dos girinos (Gilbert *et al.*, 1994).

Ambientes dinâmicos (tais quais sistemas rio-planície) constantemente se reorganizam em função das variáveis ambientais (Brown *et al.*, 2001). A variabilidade espacial é uma propriedade natural das comunidades e sua compreensão permite entender como processos ecológicos naturais variam de um local para outro, influenciando a ocorrência de organismos de diferentes maneiras (Landres *et al.*, 1999).

Conhecer as espécies e compreender os padrões e processos naturais em sistemas rio-planície é um pré-requisito para uma conservação e gestão sustentável da sua biodiversidade (Tockner *et al.*, 2006). O objetivo dessa investigação foi testar a hipótese de que a variabilidade espacial das assembléias de anuros, amostrados a partir da densidade de machos em atividade de vocalização, é influenciada pela conectividade. Considerando o fato de que ambientes com e sem conexão permanente com rios contam com processos ecológicos diferentes, é provável que as espécies de anfíbios respondam de maneira distinta a tais processos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo (PIARP) divide os estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, (22°30' e 22°00' de latitude sul, 53°30' e 53°00' de longitude oeste) e é formada por rios, canais, ressacos, lagoas temporárias e permanentes (Neiff, 1995; Agostinho *et al.*, 2004). As amostragens foram realizadas em lagoas adjacentes a três importantes sistemas fluviais da PIARP (rios Ivinhema, Baía e Paraná). Em cada sistema foram selecionadas seis lagoas de acordo com o critério de conectividade: três com conexão permanente e três sem conexão permanente (sazonalmente isoladas) com a calha principal dos rios, totalizando 18 unidades amostrais (Figura 1).

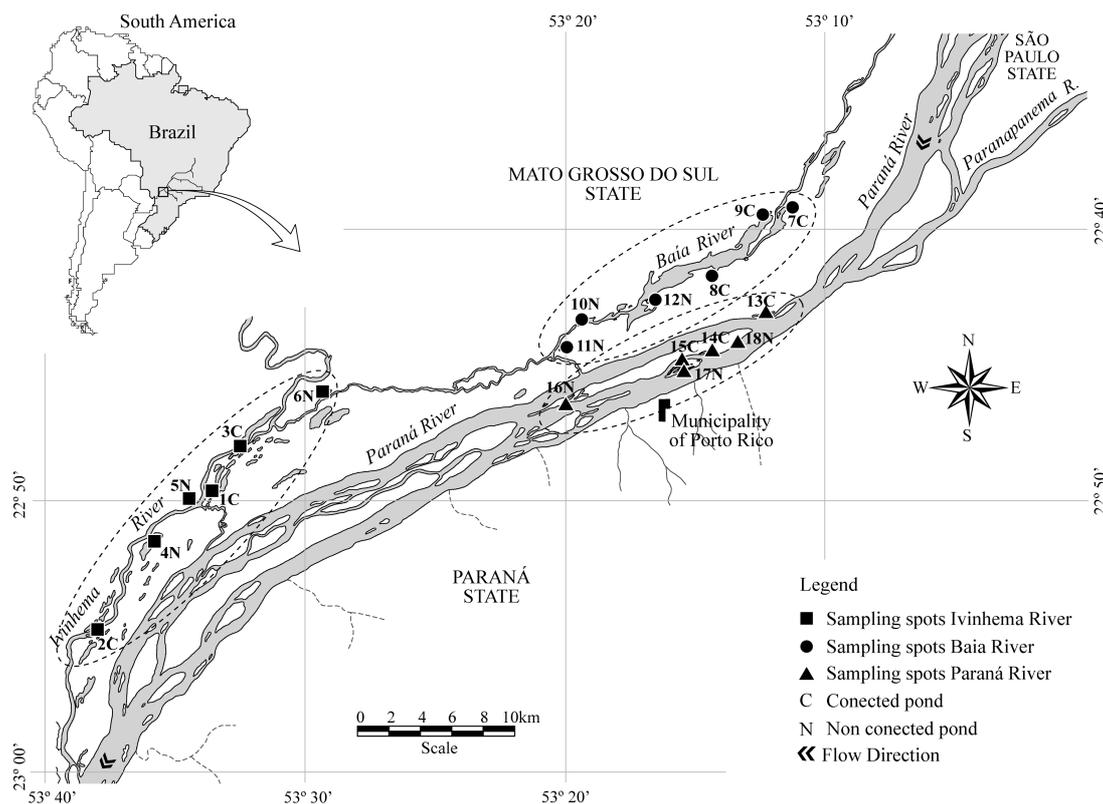


Figura 1. Localização das lagoas onde foram realizadas amostragens de anfíbios anuros na planície de inundação do alto rio Paraná. C = lagoa com conexão permanente com o rio; N = lagoa sem conexão permanente com o rio. Os números dos pontos estão representados na Tabela 1, com os respectivos nomes e coordenadas geográficas das lagoas.

O estudo foi realizado entre setembro/2010 e junho/2011, totalizando 4 amostragens trimestrais. As lagoas foram monitoradas pelo período de uma hora durante cada mês amostrado, entre o por do sol e meia noite, totalizando 72 horas de observação em campo.

Para compor a lista com a densidade estimada de espécies, foi realizada a identificação e a contagem do número de indivíduos em atividade de vocalização. Para tanto, utilizou-se um caiaque, com deslocamento em baixa velocidade a aproximadamente 3 m de distância das margens e/ou dos bancos de macrófitas de cada lagoa. Utilizou-se lanterna de cabeça durante todas as amostragens, e lanterna de longo alcance com lâmpada halógena que foi usada para rápidas avaliações do percurso, possibilitando visualização das margens, dos bancos de macrófitas e de

possíveis obstáculos na água. Todas as informações foram registradas a lápis em pranchetas a prova d'água.

Quando possível, indivíduos foram gravados, coletados, acondicionados em sacos plásticos umedecidos e transportados para o laboratório, onde foram fixados em formol e conservados em álcool. Espécimes testemunho foram depositadas na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Goiás (ZUFG). A nomenclatura das espécies está de acordo com Frost (2011).

Concomitantemente às amostragens, foram obtidos dados relativos a temperaturas do ar, temperatura da água e umidade relativa do ar. Dados relativos à precipitação acumulada nas últimas 24h e na última semana antes das amostragens foram obtidos a partir de três estações meteorológicas, localizadas em cada um dos sistemas fluviais amostrados (http://www.peld.uem.br/peld_est_meteor.htm). As dimensões dos corpos d'água (Tabela 1) foram estimadas através de ferramentas de medida do programa *Google Earth*.

Tabela 1. Características e coordenadas geográficas dos 18 corpos d'água estudados na planície de inundação do alto rio Paraná. C = com conexão permanente com o rio; N = sem conexão permanente com o rio. A coluna "Ponto" faz referência à localização das lagoas no mapa (Figura 1).

Sistemas	Conexão	Ponto	Lagoa	Coordenadas	Área(m ²)	Perímetro(m)
Rio Ivinhema	C	1	Patos	22° 49' 39" e S 53° 33' 41"O	565033.88	9326.77
		2	Perobas	22° 54' 30" e S 53° 38' 24"O	157901.13	2031.51
		3	Raimundo	22° 47' 44" e S 53° 32' 18"O	951770.31	6588.04
		4	Ventura	22° 51' 32" e S 53° 36' 03"O	964313.44	4893.08
	N	5	Zé do Paco	22° 50' 03" e S 53° 54' 20"O	36972.63	1761.72
		6	Cervo	22° 46' 31" e S 53° 29' 50"O	120816.00	2185.04
		7	Onça	22° 39' 47" e S 53° 12' 05"O	213617.97	3045.00
Rio Baía	C	8	Porcos	22° 42' 04" e S 53° 14' 42"O	72068.73	1857.28
		9	Maria Luiza	22° 40' 30" e S 53° 13' 12"O	201932.88	2471.70
		10	Rio Brilhante	22° 43' 50" e S 53° 20' 04"O	19806.00	671.00
	N	11	Traíra	22° 44' 42" e S 53° 20' 23"O	9849.67	399.87
		12	Fechada	22° 42' 38" e S 53° 16' 34"O	124261.51	2027.86
Rio Paraná	C	13	Garças	22° 43' 30" e S 53° 13' 09"O	152974.84	4399.79
		14	Pau Véio	22° 44' 51" e S 53° 15' 13"O	24568.59	2306.80
		15	Leopoldo	22° 45' 11" e S 53° 15' 40"O	33265.45	2335.71
	N	16	Osmar	22° 46' 28" e S 53° 19' 58"O	649.59	129.29
		17	Genipapo	22° 45' 34" e S 53° 16' 08"O	294.62	68.64
		18	Pousada	22° 44' 27" e S 53° 14' 06"O	36630.00	1074.00

As diferenças na riqueza da assembléia de anuros que habita os sistemas fluviais Ivinhema, Baía e Paraná e as lagoas com e sem conexão, foram comparadas

através de curvas de rarefação baseadas em números de indivíduos (Gotelli e Colwell, 2001). Tais curvas permitiram tanto avaliar se o tamanho das amostras foi grande o suficiente para registrar a riqueza total, quanto comparar a riqueza em cada sistema fluvial considerando a mesma abundância. As curvas foram geradas a partir de 10.000 aleatorizações utilizando o comando “specaccum” do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2007) no programa estatístico R (R Development Core Team, 2011).

A variabilidade da composição das assembléias de anuros (considerando apenas os machos em atividade de vocalização) foi expressa por aspectos qualitativos (presença e ausência) através do método multivariado de medida de diversidade beta proposto por Anderson *et al.* (2006). Tal método propõe que a diversidade beta de um grupo de unidades amostrais de uma determinada área pode ser medida como uma distância média (ou dissimilaridade) de uma única amostra para um grupo centróide, que é calculado em um espaço de coordenadas principais (PCoA – *Principal Coordinate Analysis*) e as distâncias entre as unidades amostrais e seus respectivos centróides é avaliada. Maiores distâncias dos centróides expressam maior variabilidade. As áreas consideradas foram as lagoas permanentemente conectadas e sazonalmente conectadas com a calha principal do rio, e os três sistemas fluviais. As amostras de junho, que apresentaram excesso de “zeros” foram excluídas dessa análise. Para a execução da PCoA foi utilizado o comando “betadisper” do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2007) no programa estatístico R (R Development Core Team, 2011).

A análise BIO-ENV foi utilizada para relacionar matrizes bióticas a matrizes de dados ambientais, calculando o “rank” de correlação entre as duas (Clarke e Warwick, 2001). Utilizou-se a distância de Bray-Curtis para confecção da matriz de dissimilaridade com os dados de abundância, e distância Euclidiana para a matriz de

dissimilaridade dos fatores abióticos, com dados previamente transformados (centrados nas respectivas médias e padronizados pelo desvio padrão). O BIO-ENV avalia a importância de diferentes variáveis ambientais para explicar padrões em matrizes bióticas, buscando o melhor subconjunto de variáveis ambientais que explicam uma possível correlação entre a matriz de dados bióticos e a de dados ambientais, com base em um conjunto reduzido de variáveis ambientais. A força da correlação foi avaliada através do coeficiente de correlação de Spearman (r_s) e a importância das relações foi baseada em 999 permutações aleatórias dos dados. Para finalizar, foi realizado um teste de Mantel entre cada modelo selecionado pela BIO-ENV e matriz de dissimilaridade biótica. Para as análises BIO-ENV e para o teste de Mantel, foram utilizados as funções “bioenv” e “mantel”, respectivamente, do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2007) no programa estatístico R (R Development Core Team, 2011).

3 RESULTADOS

Foram registrados 7585 anuros em atividade de vocalização na PIARP, pertencentes a 24 espécies distribuídas por cinco famílias: Bufonidae (1 espécie); Hylidae (13 espécies); Leiuperidae (3 espécies); Leptodactylidae (6 espécies); Microhylidae (1 espécie) (Tabela 2). Dentre todas as espécies, *Dendropsophus nanus* foi a mais abundante e representou 49,85% dos indivíduos amostrados, seguido por *Hypsiboas raniceps* (23,49%) e *H. punctatus* (7,49 %). As espécies *D. minutus*, *H. faber*, *Eupemphix nattereri*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *L. latrans* foram as espécies menos abundantes (representaram menos de 1% do total cada) (Tabela 2). Com exceção de *Dendropsophus* sp, *Scinax* sp, e *Pseudopaludicola* sp. apresentamos uma lista com comentários breves a respeito da história natural e distribuição

geográfica das espécies presentes nesse estudo.

1. *Rhinella schneideri* (Werner, 1894) é uma espécie de grande porte (cerca de 160,00 mm), coloração dorsal marrom amarelado ou escura, pele rugosa com presença de inúmeras glândulas e glândulas paratóides protuberantes atrás dos olhos (Fig. 2a). Apresenta ampla distribuição geográfica pela América do Sul, ocorrendo tanto em áreas florestadas quanto em áreas abertas. É tolerante a ambientes perturbados e sua reprodução geralmente ocorre em corpos d'água lênticos de áreas abertas (Frost 2011).

2. *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872) é uma espécie de pequeno porte e coloração dorsal marrom clara/rosada e presença de manchas ligeiramente claras, que mede cerca de 22,00 mm (Fig. 2b). Apresenta ampla distribuição pela América do Sul e pode ocorrer em até 2.000 m de altitude. É comum em áreas abertas e de bordas de floresta, como pastos e lavouras, e reproduz-se em poças temporárias ou permanentes, onde machos vocalizam a partir de gramíneas (Cardoso *et al.*, 1989, Frost, 2011).

3. *Dendropsophus nanus* (Boulenger, 1889) trata-se de uma espécie de pequeno porte (cerca de 21,00 mm) (Fig. 2c) de coloração dorsal pardo amarronzada com discretas listras ao longo do corpo. É bastante comum em praticamente todo o sul da América do Sul e apresenta hábitos generalistas, sendo que pode comumente ser observada em ambientes de áreas abertas. Além disso é uma espécie resistente a alterações no ambiente e apresenta aspectos reprodutivos semelhantes a *D. minutus* (Cardoso *et al.*, 1989, Frost, 2011).

4. *Hypsiboas albopunctatus* (Spix, 1824) é uma espécie de tamanho médio (cerca de 52,00 mm (Fig. 2d) com coloração dorsal marrom e presença de discretas manchas (Fig. 1d). Apresenta ampla distribuição geográfica no centro-sul da América do Sul. Sua reprodução está associada a ambientes aquáticos temporários ou permanentes em áreas abertas próximas a florestas (Frost, 2011).

5. *Hypsiboas caingua* (Carrizo, 1991) apresenta tamanho médio (cerca de 35,00 mm) e coloração dorsal marrom escura com uma evidente linha negra na lateral do corpo (Fig. 2e). É bem comum na Argentina e no Paraguai, mas rara no Brasil, onde ocorrem populações isoladas no Rio Grande do Sul e no estado de São Paulo. Utiliza áreas alagadas ou riachos no interior de matas para reprodução (Frost, 2011; IUCN, 2011).

6. *Hypsiboas faber* (Wied-Neuwied, 1821) é uma espécie de grande porte (cerca de 94,0 mm) com coloração marrom clara/bege (Fig. 2f) que pode ser encontrada no interior e na borda de florestas desde a Bahia até o Rio Grande do Sul, além de Paraguai e Argentina. O macho constrói ninhos na borda de poças temporárias ou permanentes, para onde tenta atrair fêmeas através do seu canto (Martins e Haddad 1988; Frost, 2011; IUCN, 2011).

7. *Hypsiboas raniceps* Cope, 1862 apresenta tamanho médio (cerca de 62,00 mm) com coloração marrom amarelada e região inguinal com listras em lilás e negro (Fig. 2g). É bastante comum na América do Sul, ocorrendo desde a Venezuela e Guiana Francesa até o sul do Brasil, Paraguai e Argentina. Apresenta hábitos generalistas e é bem comum em áreas abertas, embora ocorra também em áreas florestadas (Frost,

2011, IUCN 2011).

8. *Hypsiboas punctatus* (Schneider, 1799) é uma espécie de pequeno porte (cerca de 32,00 mm) e coloração verde viva com pintas vermelhas no dorso (Fig. 2h). É bastante comum na América do Sul, onde ocorre em áreas alagáveis e tem ocorrência registrada em quase todos os países desde as Guianas e a Venezuela até a Argentina (Frost, 2011).

9. *Pseudis paradoxa* (Linnaeus, 1758) trata-se de uma espécie de médio porte (cerca de 42,00 mm) de coloração verde oliva e marrom clara no dorso e amarelada no ventre (Fig. 2i). Apresenta hábitos aquáticos e uma das características marcantes da espécie é que sua fase larval pode atingir dimensões corpóreas muito maiores do que a fase adulta. Ocorre desde as Guianas e a Venezuela até o norte da Argentina, e em vários estados do Brasil (Frost, 2011).

10. *Scinax fuscomarginatus* (Lutz, 1925) apresenta tamanho pequeno (cerca de 26,00 mm) e coloração amarela palha (Fig. 2j), e geralmente é encontrada na vegetação baixa próxima a corpos d'água temporários e/ou permanentes (Dixo e Verdade, 2006). É comum tanto em áreas abertas quanto em áreas florestadas e ocorre em todas as regiões do Brasil, na Bolívia, Paraguai e Argentina (Frost, 2011; IUCN, 2011).

11. *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) é uma perereca de médio porte (cerca de 50,00 mm), de coloração cinza escura com manchas negras no dorso e nas patas (Fig. 2k). É uma espécie comum em áreas abertas e tolerante a ambientes antropizados. Encontrase amplamente distribuída no Sul e Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, Uruguai, leste

da Argentina, Paraguai e Bolívia (Frost, 2011; IUCN 2011).

12. *Trachycephalus typhonius* (Linnaeus, 1758) é uma espécie de grande porte (até 85,00 mm) que apresenta coloração marrom e cinza escuro no dorso (Fig. 2l). Sua reprodução geralmente se dá em poças temporárias, e os machos vocalizam após fortes chuvas. Apresenta ampla distribuição na América Latina, onde ocorre desde o sul d México até a Argentina e o estado do Paraná, no Brasil (Frost, 2011; IUCN, 2011).

13. *Eupemphix nattereri* Steindachner, 1863 apresenta pequeno porte (aproximadamente 39,00 mm), coloração dorsal cinza escura, presença de manchas irregulares (Fig. 2m) e de dois ocelos negros no porção distal do dorso, que podem ser utilizados para exibição de comportamento deimático. Utiliza poças temporárias e/ou permanentes para sua reprodução são comuns em áreas abertas do Centro-Oeste, Sul e Sudeste do Brasil, do Paraguai e da Bolívia (Frost, 2011; IUCN, 2011).

14. *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 é uma espécie de pequeno porte (aproximadamente 34,00 mm) que apresenta coloração dorsal geralmente marrom clara ou acinzentada e coloração inguinal tipicamente vermelha ou alaranjada (Fig. 2n). Utiliza poças temporárias ou permanentes para se reproduzir em áreas abertas das regiões Centro-Oeste, Norte, Sudeste e Sul do Brasil, Argentina, Paraguai, Bolívia e Venezuela (Dixo e Verdade, 2006; Frost, 2011; IUCN, 2011).

15. *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799) é uma espécie de médio porte (até 44,00 mm) e coloração verde escura/marrom no dorso, que pode ou não apresentar uma

linha longitudinal clara do focinho até o final do corpo (Fig. 2o). Sua reprodução ocorre em áreas alagadas ou nas bordas de poças temporárias de áreas florestadas ou abertas em todo território brasileiro, Argentina, Bolívia, Colômbia, Guianas, Panamá, Paraguai, Peru, Suriname, Trindade e Tobago e Venezuela (Frost 2011; IUCN, 2011).

16. *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) é uma espécie de grande porte (aproximadamente 220,00 mm) com coloração dorsal marrom e verde (Fig. 2p) ocorre em áreas abertas das regiões centro-oeste, sudeste e sul do Brasil, no Paraguai e na Bolívia (Frost, 2011).

17. *Leptodactylus latrans* (Steffen, 1815) é uma espécie de grande porte (até 120,00 mm) com coloração dorsal verde oliva amarronzada, com manchas em forma de ocelos em cinza/marrom escuro (Fig. 2q). É bastante comum em áreas perturbadas e, pode ocorrer tanto em áreas abertas quanto em áreas florestadas. Sua reprodução ocorre em áreas alagadas, poças temporárias ou permanentes. Ocorre em toda América do Sul tropical e a leste da cordilheira dos Andes (Frost, 2011; IUCN, 2011).

18. *Leptodactylus leptodactyloides* (Andersson, 1946) é um espécie de pequeno porte (cerca de 30,00 mm), coloração marrom/cinza no dorso e ventre claro (Fig. 2r). Sua ocorrência se dá na Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Peru; Guianas, Suriname e Venezuela (Frost, 2011; IUCN, 2011).

19. *Leptodactylus mystacinus* é uma espécie de porte médio (até 47,00 mm) e coloração dorsal marrom clara e duas listras negras e paralelas (Fig. 2s). A reprodução ocorre poças permanentes ou temporárias e é freqüente em áreas abertas e florestadas

de grande parte do Brasil, Bolívia, Uruguai, Paraguai e Argentina (Frost 2011; IUCN, 2011).

20. *Leptodactylus podicipinus* (Cope, 1862) é de pequeno porte (cerca de 35,00 mm) e apresente coloração marrom escuro no dorso e ventre em cor clara com pintas brancas (Fig. 2t). Ocorre em áreas abertas do Paraguai, Argentina, Uruguai, Bolívia e Brasil, onde se estende desde o sul até a a bacia do Amazonas (Frost, 2011; IUCN, 2011).

21. *Elachistocleis cf. bicolor* (Guérin-Méneville, 1838) é uma espécie de pequeno porte (cerca de 25.00 mm) com coloração dorsal escura, ventre amarelado e focinho ligeiramente afilado (Fig. 2u). Pode ser encontrada em áreas abertas desde a Argentina e o Uruguai até a Amazônia brasileira, passando por Paraguai e Bolívia (Frost, 2011; IUCN, 2011).

Do total, sete espécies (29,17%) apareceram em apenas um período de amostragem; nove espécies (37,50%) foram presentes em dois períodos, cinco espécies (20,83 %) foram observadas em atividade reprodutiva durante três períodos de amostragem; e apenas três espécies (12,50%) apresentaram atividade reprodutiva nos quatro períodos de amostragem. O mês com a maior riqueza de espécies em atividade de vocalização foi setembro (79,16%), seguido por dezembro (66,66%), março (62,50%) e junho (16,66%). O Rio Ivinhema, com 3.965 ocorrências (52,25%), foi com maiores abundância e riqueza, seguido pelos rios Baía 3120 (41,11%) e Paraná 503 (6,62%), respectivamente (Tabela 2).

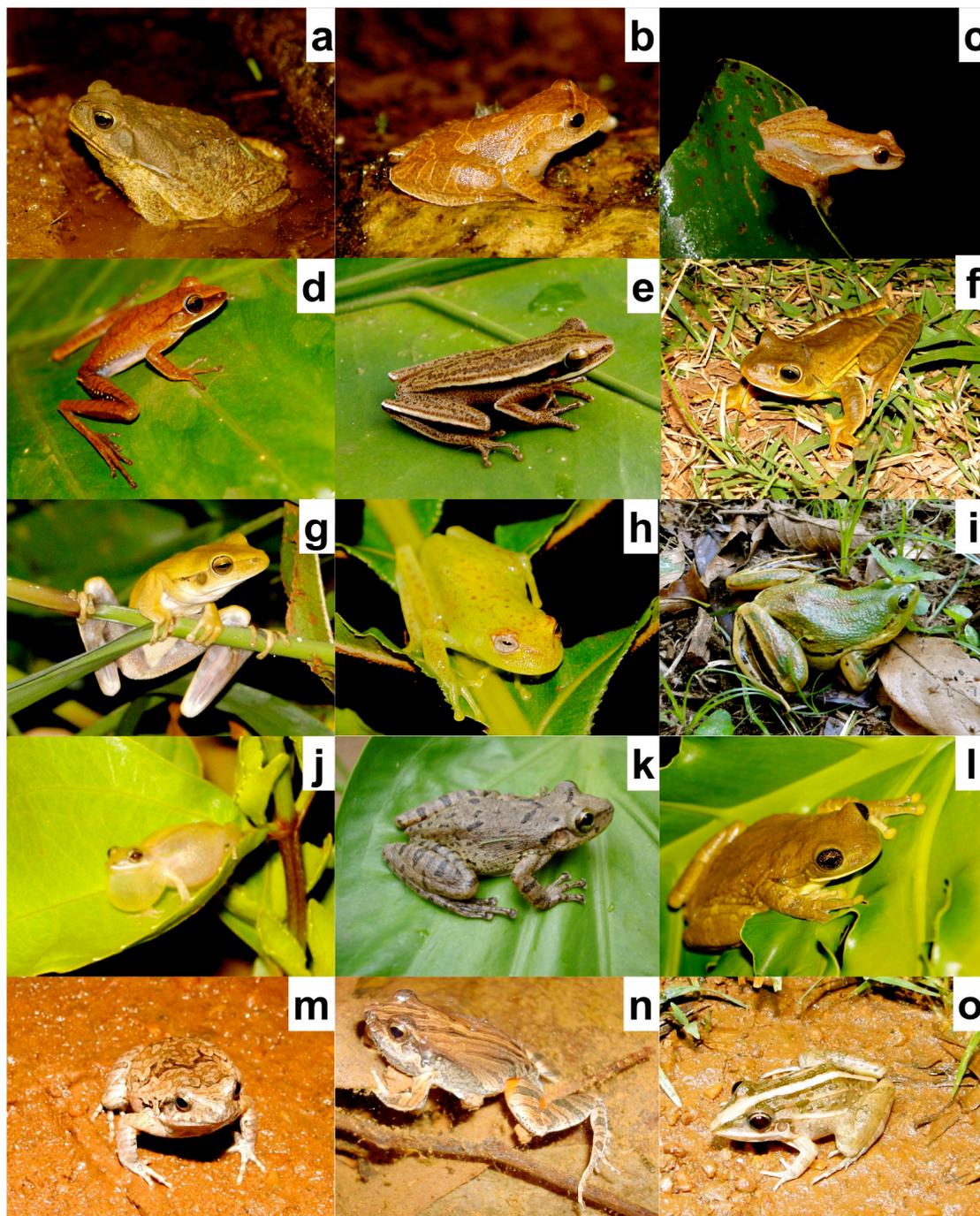


Figura 2. Espécies de anfíbios encontradas nas lagoas adjacentes aos rios Ivinhema, Baía e Paraná, na planície de inundação do alto rio Paraná, Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil. a = *Rhinella schneideri*; b = *Dendropsophus minutus*; c = *D. nanus*; d = *Hypsiboas albopunctatus*; e = *H. caingua*; f = *H. faber*; g = *H. raniceps*; h = *H. punctatus*; i = *Pseudis paradoxa*; j = *Scinax fuscomarginatus*; k = *S. fuscovarius*; l = *Trachycephalus typhoni*; m = *Eupemphix nattereri*; n = *Physalaemus cuvieri*; o = *Leptodactylus fuscus*; Créditos das fotos: Fabrício Oda (a, b, d, h, i, l). Igor Affonso (fotos c, k); Paulo Landgraf (foto e); Priscilla Gambale (fotos f, g, m, n, o); Stephani Demczuk (foto j).

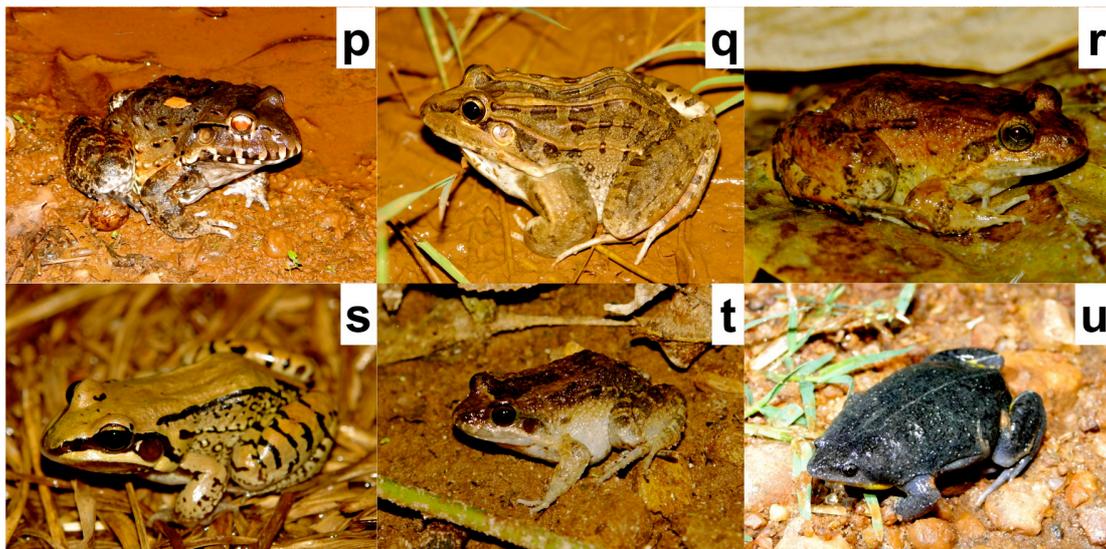


Figura 2 (continuação). Espécies de anfíbios encontradas nas lagoas adjacentes aos rios Ivinhema, Baía e Paraná, na planície de inundação do alto rio Paraná, Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil. p = *L. labyrinthicus*; q = *L. latrans*; r = *L. leptodactyloides*; s = *L. mystacinus*; t = *L. podicipinus*; u = *Elachistocleis* cf. *bicolor*. Créditos das fotos: Fabrício Oda (fotos q, r, s, t); Priscilla Gambale (fotos p, u).

Os meses mais quentes e chuvosos do ano (outubro a março) apresentaram maior abundância de anuros (5.625 indivíduos, 74,16%) quando comparados aos meses mais secos (abril a setembro) (Maack, 1968) (1960 indivíduos, 25,84%), porém a riqueza entre tais períodos foi similar, em que 19 espécies em cada período foram observadas (Tabela 2).

Tabela 2. Abundâncias de famílias/espécies de anuros em atividade de vocalização na planície de inundação do alto rio Paraná, por meses de amostragem, por sistemas fluviais e por conectividade das lagoas. Set.10 = Setembro de 2010, Dez.10 = Dezembro de 2010, Mar.11 = Março de 2011. Jun.11 = Junho de 2011, Ivi = Rio Ivinhema, Bai = Rio Baía, Par = Rio Paraná, C = lagoa com conexão permanente, N = lagoa sem conexão permanente.

Famílias/Espécies	Mês de Coleta				Sistema Fluvial			Conectividade	
	Set.10	Dez.10	Mar.11	Jun.11	Ivi	Bai	Par	C	N
Bufo	93				90	3		73	20
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	93				90	3		73	20
Hylid	1418	2694	2628	152	3508	2937	444	4469	2420
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	1	1			2			2	
<i>D. nanus</i> (Boulenger, 1889)	866	1347	1564	4	2108	1336	337	2519	1262
<i>Dendropsophus</i> sp	162	83	175	78	6	492		454	44
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	11					11		11	
<i>H. caingua</i> (Carrizo, 1991)		20	3		20			7	13
<i>H. faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	1						1	1	
<i>H. raniceps</i> Cope, 1862	335	1197	250		1020	684	78	986	796
<i>H. punctatus</i> (Schneider, 1799)			566	2	188	362	18	406	162
<i>Pseudis paradoxa</i> (Linnaeus, 1758)		5	2				7	7	
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925)	8	16	67		58	33		39	52
<i>S. fuscovarius</i> (Lutz, 1925)	33	17			29	19	2	37	13
<i>Scinax</i> sp	1	1	1	68	71				71
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)		7			6		1		7
Leiuperid	3	2	23		27	1		21	7
<i>Eupemphix nattereri</i> Steindachner, 1863	1					1			1
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826			23		23			21	2
<i>Pseudopaludicola</i> sp	2	2			4				4
Leptodactylid	278	138	125		322	176	43	249	292
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	38		9		26	15	6	21	26
<i>L. labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	2					2		2	
<i>L. latrans</i> (Steffen, 1815)	1		1			2		2	
<i>L. leptodactyloides</i> (Andersson, 1946)	3	41	25		17	28	24	48	21
<i>L. mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	4	9	12		16		9	25	
<i>L. podicipinus</i> (Cope, 1862)	230	88	78		263	129	4	151	245
Microhylid	16	18			18		16	34	
<i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Méneville, 1838)	16	18			18		16	34	
Riqueza	19	16	15	4	18	14	12	20	16
Abundância	1808	2852	2773	152	3965	3117	503	4846	2739

Lagoas com e sem conexão permanente com os rios apresentaram diferentes riquezas, onde 19 espécies são observadas para lagoas com conexão e 16 para lagoas sem conexão permanente (Figura 3a). O rio Ivinhema apresentou a maior riqueza, com 15 espécies, seguido pelos rios Baía e Paraná com 12 espécies (Figura 3b).

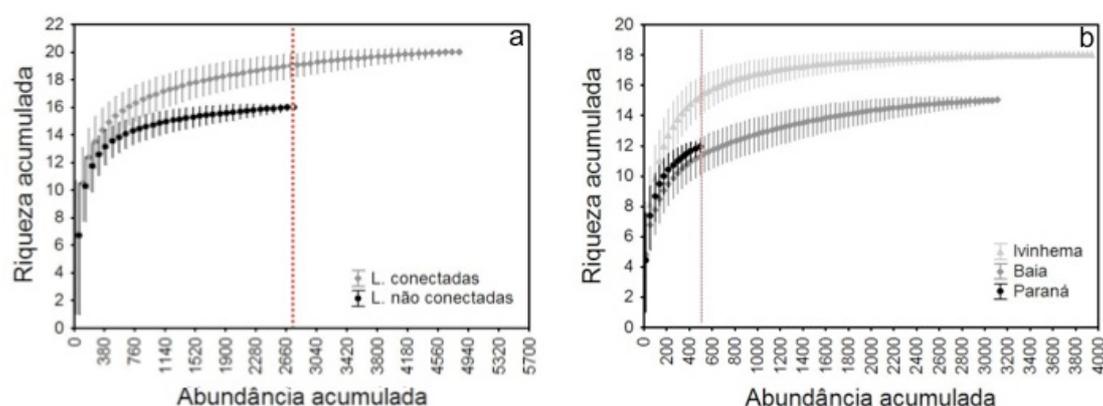


Figura 3. Curvas de rarefação de espécies de anfíbios anuros em atividade de vocalização em função da abundância acumulada: **a.** em lagoas conectadas e não conectadas; **b.** nos sistemas fluviais Ivinhema, Baía e Paraná. Barras representam desvio padrão.

A variabilidade espacial da assembléia de anfíbios anuros se mostrou diferente entre os três subsistemas amostrados ($p = 0,0001$), em que foi notada maior variabilidade do sistema Ivinhema em relação aos sistemas Baía e Paraná; e de as lagoas sem conexão permanente com os rios ($p = 0,024$) em relação a lagoas com conexão permanente (Figura 4).

As variáveis ambientais selecionadas pelo BIO-ENV que melhor explicam os resultados são as temperaturas do ar e da água, a umidade relativa do ar e a área dos ambientes amostrados (Tabela 3). O teste de Mantel, realizado entre as variáveis selecionadas pelo teste BIO-ENV e os dados de abundância, apresentou uma correlação mais consistente ($r = 0,266$; $p = 0,002$), do que o teste de Mantel que envolveu todas as variáveis avaliadas.

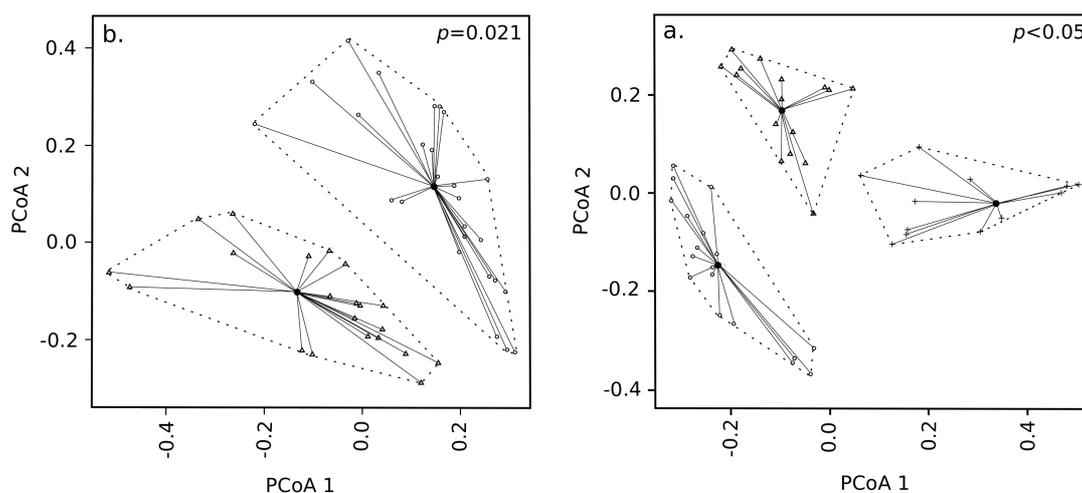


Figura 4. Representação bi-dimensional da PCoA da estrutura da assembléia de anfíbios anuros na planície de inundação do alto rio Paraná. **a.** Diferença entre lagoas com e sem conexão com a calha principal do rio, onde Δ = lagoas sem conexão permanente com o rio; \circ = lagoa com conexão permanente com o rio. **b.** Diferença entre a composição dos 3 sistemas, onde \circ = Rio Ivinhema, Δ = Rio Baía, $+$ = Rio Paraná.

Tabela 3. Resultado da análise BIO-ENV e do teste de Mantel entre as matrizes dos modelos gerados pelo BIO-ENV e a matriz de densidade. Estão discriminados os valores do *rank* de correlação de Spearman (r_s) e significância ($p \leq 0,05$). O modelo selecionado pelo teste BIO-ENV está em negrito. Área = área das lagoas amostrada; Perímetro = perímetro das lagoas amostradas; T° ar = temperatura do ar; T° água = temperatura da água; UR = umidade relativa do ar, CD = chuva das últimas 24h antes da coleta; CS = chuva acumulada de uma semana antes da amostragem.

Variáveis	r_s	p
Área	0.191	0.008
T° ar, UR	0.237	0.003
Área, T° ar, UR	0.258	0.001
Área, T° ar, T° água, UR	0.266	0.002
Área, T° ar, T° água, UR, CS	0.254	0.002
Perímetro, Área, T° ar, T° água, UR, CS	0.228	0.003
Perímetro, Área, T° ar, T° água, UR, CD, CS	0.174	0.028

4 DISCUSSÃO

As espécies presentes nas lagoas adjacentes aos três rios da PIARP, com exceção das três espécies não identificadas (*Dendropsophus* sp, *Scinax* sp, e *Pseudopaludicola* sp.), apresentam hábitos generalistas, reprodução dependente de ambientes aquáticos, e ampla distribuição pelo Brasil e/ou América do Sul (Brandão, 2002; Brasileiro *et al.*, 2005; Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005; Santos *et al.*, 2008; Kopp *et al* 2010; Frost, 2011; IUCN, 2011). A disparidade em relação à abundância das espécies (*Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas raniceps* e *H. punctatus*) são as mais abundantes, e *D. minutus*, *H. faber*, *Eupemphix nattereri*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *L. latrans* as menos abundantes), provavelmente ocorreu devido ao fato de a PIARP constituir um ecossistema vasto e heterogêneo (Agostinho *et al.*, 2004), com diversos tipos de ambientes aquáticos além dos amostrados, portanto a distribuição dessas espécies provavelmente não é homogênea. É provável que amostragens que explorem ambientes além das lagoas adjacentes a grandes rios, aumentem significativamente a lista de espécies para a planície de inundação em questão.

A riqueza e abundância de anuros em atividade de vocalização em lagoas com conexão permanente com grandes rios foram maiores quando comparadas com lagoas

sem conexão permanente. Diferenças entre as composições das comunidades de lagoas com e sem conexão permanente na PIARP já foram mostradas para diversos organismos aquáticos (Bonecker *et al.*, 1998; Ayogui e Bonecker, 2004; Daga *et al.*, 2009; Simões, 2010; Padial *et al.*, 2012), e em ambientes alagáveis, a relação positiva entre a riqueza e abundância de espécies e a conectividade parece ser uma expectativa corroborada com dados de diferentes grupos de organismos (Tockner *et al.*, 1999).

O fato de a conservação e a influência do pulso de inundação serem diferentes entre os três sistemas, pode ser um indício de que existe uma correlação entre a preservação de cada sistema fluvial e a variabilidade, riqueza e abundância de espécies particulares de cada. O rio Ivinhema, que apresentou maior variabilidade, riqueza e abundância de espécies de anuros, é o único que está localizado dentro de uma Unidade de Conservação Permanente, o Parque Estadual das Várzeas do Ivinhema (Mato Grosso do Sul), portanto é o que apresenta maior integridade ambiental e sofre menor influência antrópica direta, como desmatamentos, agricultura, pecuária e tráfego de veículos; e indireta, dos barramentos à montante da planície. O rio Baía, com maior variabilidade em relação ao Paraná, abundância intermediária e riqueza similar à do rio Paraná, é o menos lótico entre os três, e apresenta vastas áreas de várzea. Seu entorno é marcado por campos de pastagem e ausência parcial de matas ciliares. Já o Rio Paraná, com menor abundância, é o maior, mais antropizado e que sofre maior influência direta, pela atividade de pesca esportiva e comercial, turismo, extração de areia, pecuária e das águas que são reguladas por barramentos à montante (Agostinho *et al.*, 2004), que altera significativamente os níveis do rio em espaços curtos de tempo.

O fato de a variabilidade de lagoas conectadas ser maior do que a de lagoas não conectadas corrobora com estudos envolvendo demais organismos (Bonecker *et*

al., 1998; Cunico *et al.*, 2002; Ayogui e Bonecker, 2004; Daga *et al.*, 2009). Muitas espécies de anuros da PIARP utilizam bancos de macrófitas flutuantes para forragear e se reproduzir (Affonso e Sognorelli, 2011), e esse tipo de vegetação provê abrigo de predadores, protege de extremos climáticos, configura substratos que fornecem indiretamente proteção e alimento (para girinos e adultos), servem tanto para o acasalamento quanto para ovoposição e funcionam como meio de dispersão de espécies (Hazell *et al.*, 2001; Brodman *et al.*, 2003; Jansen e Healey, 2003; Martin e McComb, 2003; Schiezari *et al.*, 2003). A presença de grandes bancos de macrófitas é uma característica comum na PIARP (Pelicice *et al.*, 2008; Thomaz *et al.*, 2009), e parte desses bancos é carregado para dentro de lagoas durante os períodos de cheia. Quando as águas baixam, lagoas sem conexão permanente com os rios assumem características intrínsecas que variam de acordo com a quantidade e o tipo de organismos aprisionados, enquanto que em lagoas com conexão permanente as características físico-químicas e biológicas são comparativamente estáveis (Thomaz *et al.*, 2007). A diferença na variabilidade, riqueza e abundância de anuros que ocupam os dois tipos de lagoas provavelmente é influenciada pela pressão de predação, competição e condições físico-químicas extremas, que podem se expressar de maneira mais intensa nas lagoas sem conexão permanente com os rios.

O melhor modelo selecionado pelo teste BIO-ENV envolve as variáveis área das lagoas, temperatura do ar, temperatura da água e umidade relativa do ar, sendo que as variáveis dos demais modelos, apesar de significativos, exercem menor influência sobre a abundância de anuros em atividade de vocalização quando comparados com o modelo selecionado. A probabilidade da relação entre as matrizes de distância biótica e abiótica ser aleatória é consideravelmente reduzida quando analisado o teste de Mantel com as variáveis do melhor modelo ($p = 0,002$). Isso

indica que a significância observada para as demais variáveis analisadas em outros modelos é tendenciada em função das variáveis do melhor modelo.

Considerando uma série climática histórica e geral, onde meses de chuva e de seca são distintos (Maack, 1968), o fato de a riqueza de espécies ter sido similar entre os períodos de seca e de chuva pode ser um indício de que as espécies presentes na PIARP encontraram condições adequadas para a reprodução durante os períodos seco e chuvoso, um padrão que diverge de boa parte de estudos realizados em zonas sazonais da região Neotropical, os quais apontam um padrão de distribuição de anuros em atividade reprodutiva regulado com as estações quentes e chuvosas (Toledo *et al.*, 2003; Prado *et al.*, 2005; Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005; Kopp e Eterovick, 2006; Santos *et al.*, 2007; Zina *et al.*, 2007; Giaretta *et al.*, 2008, Kopp *et al.*, 2010). Todavia, quando considerada a abundância, a quantidade de espécies em atividade de vocalização é notavelmente maior nas amostras da estação chuvosa. Essa questão provavelmente está relacionada com o fato de a PIARP apresentar disponibilidade de recursos hídricos abundantes durante o ano todo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo apresenta uma lista de espécies de anuros da PIARP, com considerações a respeito de sua distribuição, aspectos reprodutivos e influências climáticas. A assembléia de anuros na relatada planície deixa de ser totalmente desconhecida e a partir desse estudo poderá ser utilizada para subsidiar planos de manejo e estudos de biodiversidade futuros. Os resultados sustentam a hipótese de que a conectividade permanente das lagoas com os rios favorece o aumento da variabilidade e dos parâmetros riqueza e densidade de anuros em atividade de vocalização em relação a lagoas sazonalmente conectadas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Gomes, L. C. 2004: Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology* **4**: 255–268.
- Affonso, I. P. & Signorelli, L. 2011: Predation of frogs by the introduced crab *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861 (Decapoda, Trychodactylidae) on a Neotropical floodplain. *Crustaceana* **84**:1653-1657.
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. & McArdle, B. H. 2006: Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters* **9**: 683–693.
- Aoyagui, A. S. M., Bonecker, C. C. 2004: Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia* **522**: 281–290.
- Arthington, A. H., & Bradley, J. P. 2003: Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* **19**: 377–395.
- Bateman, H. L., Harner, M. J. & Chung-MacCoubrey, A. 2008: Abundance and reproduction of toads (*Bufo*) along a regulated river in the southwestern United States: importance of flooding in riparian ecosystems. *Journal of Arid Environments*, **72**: 1613– 1619.
- Bayley P.B. 1995: Understanding large river floodplain ecosystems. *Bioscience* **45**: 153-158.
- Blaustein, L., Friedman, J. & Fahima, T. 1996: Larval Salamandra drive temporary pool community dynamics: evidence from an artificial pool experiment. *Oikos* **76**: 392–402.
- Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A. & Rossa, D. 1998: Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **41**: 447–456.
- Brandão, R. A. 2002: Avaliação ecológica rápida da herpetofauna nas reservas extrativistas de Pedras Negras e Curralinho, Costa Marques, RO. *Brasil Florestal* **21**(74): 61–73.
- Brasileiro, C. A., Sawaya, R. J., Kiefer, M. C. & Martins, M. 2005: Amphibians of an open cerrado fragment isoutheastern Brazil. *Biota Neotropica* **5**(2): 93–109.
- Brodman, R., Ogger, J., Bogard, T., Long, A. J., Pulver, R. A., Mancuso, K. & Falk, D. 2003: Multivariate analyses of the influences of water chemistry and habitat parameters on the abundances of pond-breeding amphibians. *Journal of Freshwater Ecology* **18**: 425–436.

Brown, J.H., Whitham, T. G., Morgan Ernest, S. K. & Gehring, C. A. 2001: Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science* **293**: 643–650.

Cardoso, A. J., Andrade, G. V., Haddad, C. F. B. 1989: Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* **49**: 241–249.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 2001: Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edn. PRIMER-E. Plymouth, UK.

Cunico, A. M., Graça, W. J., Veríssimo, S. & Bini, L. M. 2002: Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scinetiarum* **24**(2): 383–389.

Daga, V. S., Gogola, T. M., Sanches, P. V., Baumgartner, G., Baumgartner, D., Piana, P. A., Gubiani, E. A. & Delariva, R. L. 2009: Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* **7**: 429–438.

Dixo, M. & Verdade, V. K. 2006: Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica* **6**(2): 1–20.

Dodd, C. K. & Cade, B. S. 1998: Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. *Conservation Biology* **12**(2): 331–339.

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.

Giaretta, A. A., Menin, M., Facure, K. G., Kokubum, M. N. C. & Oliveira-Filho, J. C. 2008: Species richness, relative abundance, and habitat of reproduction of terrestrial frogs in the Triângulo Mineiro region, Cerrado biome, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* **98**(2): 181–188.

Gilbert, M., Leclair Jr., R. & Fortin, R. 1994: Reproduction of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in floodplain habitat in the Richelieu River, P. Quebec, Canada. *Journal of Herpetology* **28**: 465–470.

Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001: Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**(4): 379–391.

Jansen, A. & Healey, M. 2003: Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation* **109**: 207–219.

- Hazell, D., Cunningham, R., Lindenmayer, D., Mackey, B. & Osborne, W. 2001: Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation* **102**: 155–169.
- Holomuzki, J. R., Collins, J. P. & Brunkow, P. E. 1994: Trophic control of fishless ponds by tiger salamander larvae. *Oikos* **71**: 55–64.
- Hughes, F. M. R. & Rood, S. B. 2001: Floodplains. In: *Habitat conservation: managing the physical environment* (Warren, A. & French, J. R. eds). John Wiley & Sons, Chichester, pp. 105–121.
- IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 January 2012.
- Junk, W., Bayley, P. & Sparks, R. 1989: The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110–127.
- Kopp, K. & Eterovick, P. C. 2006: Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern Brazil. *Journal of Natural History* **40**(29-31): 1813–1830.
- Kopp, K., Signorelli, L., Bastos, R.P. 2010: Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* **100**(3): 192–200.
- Landres, P., Morgan, P. & Swanson, F. 1999: Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* **9**: 1179–1188.
- Martins, M. & C. F. B. Haddad. 1988: Vocalizations and reproductive behaviour in the smith frog, *Hyla faber* Wied (Amphibia: Hylidae). *Amphibia-Reptilia* **9**(1): 49–60.
- Martin, K. J., & McComb, B. C. 2003: Amphibian habitat associations at patch and landscape scales in the central Oregon coast range. *Journal of Wildlife Management* **67**: 672–683.
- Neiff, J. 1995: Large rivers of South America: toward the new approach. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. **26**: 167–180.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B. & Stevens, M. H. H. 2007: *Vegan: Community Ecology Package*. [zs.n.], [S.L.]. R package version 1.8-8.A.
- Padial, A. A., Siqueira, T., Heinod, J., Vieira, L. C. G., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A. Rodrigues, L. C., Takeda, A. M., Train, S., Velho, L. F. M. & Bini, L. M. 2012: Relationships between multiple biological groups and classification schemes in a Neotropical floodplain. *Ecological Indicators* **13**: 55–65.

- Pelicice, F. M., Thomaz, S.M. & Agostinho, A.A. 2008: Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. *Neotropical Ichthyology* **6**(4): 543-550.
- Prado, C. P. A., Uetanabaro, M. & Haddad, C. F. B. 2005: Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brasil. *Amphibia-Reptilia* **26**: 211–221.
- R Development Core Team. 2011: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. url: <http://www.R-project.org>
- Reich, P., McMaster, D., Bond, N. R., Metzeling, L. & Lake, S. 2010: Examining the ecological consequences of restoring flow intermittency to artificially perennial lowland streams: Patterns and predictions from the Broken - Boosey creek system in northern Victoria, Australia. *River Research and Applications* **26**: 529–545
- Rossa-Feres, D. C. & JIM, J. 1994: Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia: Anura). *Revista Brasileira de Biologia* **54**(2): 323–334.
- Santos, T. G., Kopp, K., Spies, M. R., Trevisan, R. & Cechin, S. Z. 2008: Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. *Iheringia, Série Zoologia* **98**(2): 244–253.
- Santos, T. G., Rossa-Feres, D. C. & Casatti, L. 2007: Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia* **97**(1): 37–49.
- Schiezari, L., Zuanon, J., Azevedo-Ramos, C., Garcia, M., Gordo, M., Messias, M. & Vieira, E. M. 2003: Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon. *Journal of Tropical Ecology* **19**: 333–336.
- Seale, D. B. 1980: Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in a pond ecosystem. *Ecology* **61**: 1531–1550.
- Simões, N. R. 2010. Variabilidade da comunidade zooplanctônica: testando a relação diversidade estabilidade e identificando os efeitos de distúrbios hidrológicos (secas) sobre a estabilidade da comunidade. Ph.D Thesis, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil.
- Souza-Filho, E. 2009: Evaluation of the Upper Parana River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**: 707–716.
- Taylor, B. E., Estes, R. A., Pechmann, J. H. K. & Semlitsch, R. D. 1988: Trophic relations in a temporary pond: larval salamanders and their microinvertebrate prey. *Canadian Journal of zoology* **66**: 2191–2198.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L. 2007: Floods increase similarity among

aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* **579**: 1–13.

Thomaz, S. M., Carvalho, P., Padial, A. A. & Kobaiashi, J. T. 2009: Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the upper Paraná river floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **69**(2): 617-625.

Tockner, K., Schiemer, F., Baumgartner, C., Kum, G., Weigand, E., Zweimüller, I. & Ward, J.V. 1999: The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management* **15**(1-3): 245-258.

Tockner, K., Klaus, I., Baumgartner, C. & Ward, J. V. 2006: Amphibian diversity and nestedness in a dynamic floodplain river (Tagliamento, NE-Italy). *Hydrobiologia* **565**: 121–133.

Tockner, K. & Stanford, J. A. 2002: Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation* **29**: 308–330.

Toft, C. A. 1985: Resource Partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia* **1985**: 1–21.

Toledo, L. F., Zina, J. & Haddad, C. F. B. 2003: Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do Município de Rio Claro. *Holos Environment* **3**(2): 136-149.

Vasconcelos, T. S. & Rossa-Feres, D. C. 2005: Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* **5**(2): http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext06032005000300010&lng=en&nrm=iso

Ward, J. V., Tockner, K. & Schiemer, F. 1999: Biodiversity of floodplain river systems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**: 125–139.

Wassens, R. & Maher, M. 2011: River regulation influences the composition and distribution of inland frogs communities. *River Research and Applications* **27**: 238–246.

Zina, J., Ennsner, J., Pinheiro, S. C. P., Haddad, C. F. B. & TOLEDO, L. F. 2007: Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* **7**(2): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?artice+bn00607022007>>